



Evaluierung der Wirkungen von Agrarumweltmaßnahmen anhand von Vogeldaten

2. Zwischenbericht

Katharina Bergmüller & Erwin Nemeth
17.1.2019

Im Auftrag des Bundesministeriums für Nachhaltigkeit und Tourismus
Zahl: BMLFUW-LE.1.3.7/8-II/1/2017



 **Bundesministerium
Nachhaltigkeit und
Tourismus**

EUROPÄISCHE UNION

Europäischer Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums:
Hier investiert Europa in die ländlichen Gebiete



Inhalt

Kurzfassung	3
Einleitung.....	4
Grünland.....	5
1. Zusammenfassung des 1. Zwischenberichts für Grünland.....	5
1.1. Inhaltliche Ausrichtung und Flächenanteile des ÖPUL.....	5
1.2. Einfluss auf Vögel – Brutvogelmonitoring	5
2. Bestandserhebungen in wichtigen Wiesenvogelgebieten	5
2.1. Methoden.....	5
2.2. Ergebnisse: Wirksamkeit der Fördermaßnahmen.....	12
2.3. Ergebnisse: Einfluss Fördermaßnahmen auf Mahdzeitpunkt	16
Ackerland.....	21
3. Zusammenfassung des 1. Zwischenberichts für Ackerland.....	21
3.1 Inhaltliche Ausrichtung und Flächenanteile des ÖPUL.....	21
3.2 Einfluss auf Vögel – Brutvogelmonitoring	22
4. Ausgewählte Fallbeispiele:	22
4.1 Rebhuhn	22
4.2 Raubwürger	26
Diskussion und Empfehlungen	29
5. Aktuelle Entwicklungen der landwirtschaftlichen Nutzung in Bezug auf Vogelarten.....	29
6. Allgemeine Maßnahmen	31
6.1 UBB	31
6.2 Bio.....	32
6.3 WF.....	32
7. Flächenspezifische Maßnahmen/Auflagen im Grünland	33
7.1 Silageverzicht.....	33
7.2 DIV-Grünland	34
7.3 WF im Grünland.....	35
8. Flächenspezifische Maßnahmen/Auflagen im Ackerland	37
8.1 DIV-Acker	37
8.2 AG	38
8.3 WF im Ackerland	39
Abkürzungs- und Begriffsverzeichnis	40
Literatur	41

Kurzfassung

Im Rahmen dieser Studie wurden die Wirkung der Agrarumweltmaßnahmen auf Kulturlandvögel durch eine Beurteilung der inhaltlichen Ausrichtung sowie durch statistische Analysen der Wirkung von landwirtschaftlicher Nutzung und Fördermaßnahmen auf das Vorkommen von Vögeln, insbesondere der Arten des Farmland Bird Index, untersucht. Daten des österreichweiten Brutvogelmonitoring, das als Basis für die Berechnung des FBI dient, wurden durch Revierkartierungen in Grünland- und Ackergebieten ergänzt.

Im Grünland sind die wichtigsten ökologischen Faktoren für Vögel Mahdsicherheit und Nährstoffreduktion. Beide Faktoren werden in der Zielsetzung mehrerer Maßnahmen des ÖPUL angesprochen, diese sind aber in der Umsetzung (keine quantitativen Vorgaben oder zu geringe Flächenanteile) bundesweit nicht erfolgreich. Im Rahmen des Brutvogelmonitoring konnte keine positive Wirkung von Maßnahmen des ÖPUL nachgewiesen werden. In wichtigen Wiesenvogelgebieten wurde gezeigt, dass die Zunahme von Intensivgrünland und Abnahme der zweimähdigen Wiesen seit der letzten Förderperiode zum Verlust der Artenzahlen führte. Dieser Effekt konnte durch die Naturschutzmaßnahme abgemindert werden, diese wurde jedoch erst bei einem sehr hohen Flächenanteil wirksam. Keine andere Fördermaßnahme bzw. Auflage hatte einen Effekt auf Vögel.

Es wird daher empfohlen, bundesweit den Anteil an Intensivgrünland durch entsprechende Vorgaben der Horizontalmaßnahmen UBB und Bio zu senken. Dies kann insbesondere durch eine Erhöhung des Flächenanteils von Biodiversitätsflächen (z.B. durch verpflichtende Auflage auch für Bio) und verbesserte Vorgaben zum Schnittzeitpunkt, sowie durch Prämienstaffelung in Bezug auf Besatzdichte und Milchproduktion erreicht werden. In Schwerpunktgebieten mit besonderer Bedeutung für Vögel sollte der Flächenanteil von WF unter Berücksichtigung besonders wirkungsvoller Auflagen durch persönliche Beratung deutlich erhöht werden.

Im Ackerland haben Pestizidverzicht, Bewirtschaftungssicherheit und Randstrukturen/Diversität die größte Bedeutung für Vögel. Während Pestizidverzicht durch Bio einen Flächenanteil von ca. 20 % erreicht, ist Bewirtschaftungssicherheit nur auf geringer Fläche und der Erhalt von Randstrukturen/Diversität (aufgrund unzureichender Vorgaben) gar nicht gegeben. Eine Analyse der Schlagnutzungen wurde im Acker nicht durchgeführt, jedoch konnte der Einfluss von Brachen auf die Entwicklung des FBI gezeigt werden. Trotz geringem Flächenanteil ist die Wirkung der Biodiversitätsflächen im Acker in verschiedenen Analysen nachweisbar: die Anzahl der FBI-Arten sowie das Vorkommen von Feldlerche und Dorngrasmücke wurden in den bundesweiten Stichproben des Brutvogelmonitorings vom Anteil der DIV-Acker Flächen positiv beeinflusst. Auch Rebhuhnreviere wurden in Bereichen mit einem höheren Anteil an DIV-Acker angelegt, und in Überwinterungsgebieten des Raubwürgers wurde ebenfalls ein erhöhter Anteil gefunden. Auch Bio und Naturschutz hatten einen positiven Einfluss auf verschiedene Vogelarten, wobei die Wirkung von Bio sehr bescheiden ist und Naturschutz – analog zum Grünland – erst bei hohen Flächenanteilen seine Wirkung zu entfalten scheint.

Für Ackergebiete wird daher empfohlen, die Wirkung von Biodiversitätsflächen durch Erhöhung des Flächenanteils (z.B. durch verpflichtende Auflage auch für Bio) und Anpassung der Auflagen weiter zu steigern, um einen Anstieg des FBI zu erreichen. Wie auch im Grünland sollte der Flächenanteil von WF in Gebieten mit besonderer Bedeutung für Vögel (insbesondere prioritäre Arten) durch persönliche Beratung und Verbesserung der Attraktivität von wirkungsvollen Naturschutzauflagen erhöht werden.

Die Untersuchung zeigt, dass eine wirkungsvolle Unterstützung der bedrohten Vogelwelt nur von wenigen fokussierten ÖPUL-Maßnahmen geleistet wird. Um den Biodiversitätsverlust zu bremsen und letztlich umzukehren, wird empfohlen, die Akzeptanz für diese Maßnahmen weiter zu steigern und Finanzmittel

dorthin zu bündeln, während Maßnahmen, die wenig ökologischen Effekt zeigen, geringer dotiert werden sollten.

Einleitung

Nachdem im ersten Zwischenbericht die inhaltliche Ausrichtung aller bearbeiteten ÖPUL-Maßnahmen und deren Flächenanteile in Bezug auf Kulturlandvögel, sowie deren Wirkung anhand von den österreichweiten Querschnittsdaten des „Brutvogelmonitorings“ analysiert wurden, werden im vorliegenden zweiten Zwischenbericht vertiefende Analysen dargestellt.

Für die Evaluierung des ÖPUL wurde ein Schwerpunkt auf Grünlandmaßnahmen gewünscht, da deren Wirkung bisher weniger dokumentiert ist als im Ackerland, und im ersten Zwischenbericht bis auf die *Landschaftselemente* keine positive Wirkung der Maßnahmen gezeigt werden konnte. Es wurden daher wichtige Wiesenvogelgebiete ausgewählt, in denen quantitative Vergleiche zwischen der letzten und der aktuellen Förderperiode durchgeführt werden konnten. Aufgrund der vorhandenen Datenlage sind dies Gebiete in Tief- bzw. Tallagen mit entsprechender Nutzungs- und Maßnahmenausstattung. Explizit untersucht wurden die Maßnahmen *Ökologische/biologische Wirtschaftsweise im Grünland*, *Silageverzicht*, *Biodiversitätsflächen im Grünland* und die *Naturschutzmaßnahme*. Die Maßnahmen *Bergmähwiesen* und *Alpung und Behirtung* waren in den Untersuchungsgebieten nur marginal vorhanden, deren Bewertung erfolgt daher ausschließlich im ersten Zwischenbericht bzw. im zusammenfassenden Endbericht.

Im Ackerland konnten bereits im ersten Zwischenbericht positive Wirkungen der *Biodiversitätsflächen* und der *Naturschutzmaßnahme* gezeigt werden, in geringerem Ausmaß auch für *Landschaftselemente* und *Ökologische/biologische Wirtschaftsweise*. Die Wirkung der *Biodiversitätsflächen* wurde mit gezielten Erhebungen zum Rebhuhn im Rahmen des zweiten Zwischenberichts ergänzt, dabei wurde ein Gebiet auch zur Beurteilung der Maßnahme *Bewirtschaftung auswaschungsgefährdeter Ackerflächen* speziell ausgewählt. Zusätzlich wurden noch vorhandene Daten zum Raubwürger in Niederösterreich genutzt, um *Biodiversitätsflächen*, *Bio*, *Naturschutz* und *Landschaftselemente* sowie das Potential von Projektnaturschutz zu bewerten. Für die Ergebnisse zu *Vorbeugender Oberflächengewässerschutz auf Ackerflächen* und *Begrünung von Ackerflächen – System Immergrün* wird wieder auf die Ergebnisse des ersten Zwischenberichts verwiesen.

Im Ergebnisteil der beiden Abschnitte „Grünland“ und „Ackerland“ werden jeweils kurz die Ergebnisse des ersten Zwischenberichts zusammengefasst, ebenso werden diese in die Diskussion einbezogen.

Grünland

1. Zusammenfassung des 1. Zwischenberichts für Grünland (Bergmüller & Nemeth, 2018)

1.1. Inhaltliche Ausrichtung und Flächenanteile des ÖPUL in Bezug zu den Ansprüchen von Vogelarten

Im Grünland sind die wichtigsten Habitatfaktoren für Vögel **Mahdsicherheit** und **Nährstoffreduktion** zur besseren Nahrungsverfügbarkeit und -erreichbarkeit durch lichte bzw. lückige Vegetation. Beide Faktoren werden auch im ÖPUL stark berücksichtigt, indem die häufigsten Ziele oder Vorgaben der untersuchten Maßnahmen Düngungseinschränkungen (*Bio, Naturschutz, Silageverzicht, Bergmähwiesen, Natura 2000*) und Schnitthäufigkeit oder -zeitpunkt (*UBB, Naturschutz, Silageverzicht, Bergmähwiesen und Natura 2000*) beinhalten. Allerdings sind diese Ziele und Vorgaben meist wenig konkret bzw. nicht quantitativ formuliert, insbesondere bezüglich Nährstoffreduktion.

Eine wichtige Neuerung ist die verpflichtende Anlage von Biodiversitätsflächen im Rahmen von UBB, wonach 5 % der Grünlandflächen erst mit dem 2. Schnitt gemäht werden dürfen. Diese Flächenbilanzen wurden zwar von den teilnehmenden Betrieben meist übererfüllt, aufgrund der Teilnehmerate an *UBB* (ca. 50 % bundesweit) sind aber de facto in fast allen Bundesländern deutlich weniger als 5 % der Grünlandfläche als *DIV* ausgewiesen. Die Naturschutzmaßnahme mit den konkretesten Auflagen und Zielen im Sinne der Biodiversität ist bundesweit nur auf ca. 3,4 % der landwirtschaftlichen Fläche im Jahr 2017 vertreten. In den drei Bundesländern mit dem höchsten Grünlandanteil (Salzburg, Tirol und Vorarlberg) war der Anteil höher, 4,3 %-16,9 % (letzteres in Vorarlberg). Insgesamt kann man also davon ausgehen, dass durch *DIV* und *WF* zusammen deutlich weniger als 10 % der Grünlandfläche mit einer verbindlichen Schnittzeitpunktvorgabe belegt ist.

Außerhalb der bewirtschafteten Fläche besitzen **Landschaftselemente** eine große Bedeutung für Vögel. Auf diese wurde in der neuen Auflage zur Erhaltung von Landschaftselement im Rahmen von *UBB* und *Bio* ein starker Fokus gelegt. Allerdings wurde dabei dem Erhalt von Randstrukturen wie Rainen und Steinmauern, die für Vögel besonders wichtig sind, relativ weniger Gewicht verliehen.

1.2. Einfluss auf Vögel – Brutvogelmonitoring

Die Analyse der Zählraten aus Monitoringstrecken im Grünland zeigte keine einzige positive Korrelation einer Fördermaßnahme mit der Anzahl an FBI-Arten, (digitalisierte) punktförmige Landschaftselemente hatten sogar einen leicht negativen Zusammenhang, was durch die überwiegende Digitalisierung von Bäumen und Baumgruppen interpretiert werden kann, die von einigen Offenlandbewohnern gemieden werden.

2. Bestandserhebungen in wichtigen Wiesenvogelgebieten

2.1. Methoden

Zur Vertiefung der Ergebnisse für das Grünland wurden weitere Analysen gemacht, die auf vorhandenen Wiesenvogelkartierungen in Oberösterreich (Uhl & Wichmann, 2013, 2017), Salzburg (Pöhacker, Medicus & Lindner, 2014) und Tirol (BirdLife Österreich, unpubliziert) beruhen und durch Erhebungen im Rahmen dieses Projekts ergänzt wurden. Jedes Gebiet wurde in zwei verschiedenen Jahren kartiert, dadurch lagen Daten jeweils aus der letzten und der aktuellen Förderperiode vor. Zwei Tiroler Gebiete konnten nicht in den Vergleich zwischen den Förderperioden einbezogen werden, da die Zweiterhebung erst im Jahr 2019 stattfinden wird. Sie wurden jedoch für die räumlichen Analysen der Braunkehlchenreviere verwendet. Insgesamt standen Daten aus 56 Gebieten zur Verfügung.

Vogelraten

Tabelle 2.1.1: Erhebungsjahre der verwendeten Daten in Wiesenvogelgebieten. x: vorhandene Daten aus früheren Projekten; x: im Rahmen des Evaluierungsprojektes erhoben; bis 2014: letzte Förderperiode, ab 2015: aktuelle Förderperiode

	n Gebiete	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019*
Oberösterreich	46	x				x			
Salzburg	7		x					x	
Tirol (Ehrwalder Becken)	1				x			x	
Tirol (Galtür, Serfaus)	2						x		x

* Daten werden erst in die Analysen 2019 einfließen

Die Daten aus diesen Gebieten beruhen auf Revierkartierungen mit drei bis fünf Begehungen. Die einzelnen Beobachtungspunkte wurden für jede Art zu Reviermittelpunkten zusammengefasst. Jedes Revier wurde anhand Verhaltensbeobachtungen im Gelände oder dem jeweils höchsten Brutcode in folgende Kategorien (Revierstatus) eingeteilt:

<i>unverpaartes Männchen</i>	regelmäßig singendes Männchen ohne Beobachtung eines zugehörigen Weibchens
<i>Brutpaar</i>	Revier anzeigendes Männchen und zusätzliche Beobachtung eines Weibchens oder Paares bei mind. einer Begehung, aber kein Hinweis auf Junge
<i>Junge im Nest</i>	warnende oder fütternde Adulte
<i>flügge Junge</i>	sichtbare Juvenile

In allen Gebieten wurde eine eingeschränkte Artenauswahl erhoben, die sich zwischen den Bundesländern unterscheidet. Für die Vergleiche zwischen den Förderperioden ist dies jedoch unerheblich, da jeweils die Artenzusammensetzung desselben Gebiets verglichen wurde.

Aufgrund des Erhebungsfokus auf Wiesenvögel in den vorhandenen Daten fehlen viele Arten des FBI, die besonders auf halboffene Kulturlandschaft mit lockerem Baumbestand angewiesen sind (z.B. Wendehals, Girlitz, Wacholderdrossel). Andererseits wurden einige Arten, die zu selten oder lokal verbreitet sind, um für die Berechnung des FBI verwendet zu werden, in diesen Gebieten erhoben (z.B. Bekassine, Großer Brachvogel).

Für die Analysen wurden jene Arten verwendet, die im Vorfeld als Indikatorarten im Grünland mit einem Indikatorwert höher als 5 eingestuft wurden (Tab. 2.1.2, Bergmüller & Nemeth, 2018). Zusätzlich wurde der Sumpfrohrsänger verwendet, der zwar einen niedrigen Indikatorwert aufweist, weil er in Wirtschaftswiesen ausschließlich Randstrukturen (Grabenränder o.ä.) nutzt. Allerdings zeigt er diese Randstrukturen sehr zuverlässig an, und erweitert daher das Habitatspektrum der verwendeten Arten. Die restlichen Arten sind größtenteils Bodenbrüter, nur sechs Arten (Neuntöter, Elster, Sumpfrohrsänger, Bluthänfling, Stieglitz und Goldammer) brüten hauptsächlich in Büschen oder Hochstauden. Alle Arten bis auf Stieglitz, Bluthänfling, Gold- und Grauammer ernähren sich von Insekten oder anderen Invertebraten, für die Jungenaufzucht verwenden nur Stieglitz und Bluthänfling ausschließlich Samen und Knospen. Insgesamt wurden 17 Indikatorarten verwendet, davon sind 10 Arten Bestandteil des FBI.

Tabelle 2.1.2: Indikatorarten für Grünland, die in den jeweiligen Bundesländern erfasst worden sind. FBI: Art wird für den Farmland Bird Index verwendet; X: erfasst, (x): erfasst, aber nur punktuell Vorkommen, 0: kommt nicht vor, -: nicht erfasst;

Art	FBI	OÖ	Sbg	Tirol
Kiebitz	X	X	(x)	0
Bekassine		X	(x)	0
Großer Brachvogel		X	(x)	0
Feldlerche	X	-	X	X
Schafstelze		(x)	0	0
Wiesenpieper		X	0	(x)
Baumpieper	X	-	X	X
Schwarzkehlchen	X	X	X	0
Braunkehlchen	X	X	X	X
Neuntöter	X	X	X	X
Elster		-	-	X
Feldschwirl		X	(x)	0
Sumpfrohrsänger	X	-	X	X
Stieglitz	X	-	-	X
Bluthänfling		-	-	X
Goldammer	X	-	-	X
Graumammer	X	X	0	0

Invekos-Daten

Die landwirtschaftliche Datengrundlage wurde vom BMNT zur Verwendung für dieses Projekt zur Verfügung gestellt.

Für die Jahre 2015 bis 2017 wurden die schlagbezogenen Daten zu den Fördermaßnahmen, Feldstücks- und Schlagnutzungen den digitalen Schlägen der Mehrfachanträge (MFA) entnommen. Die endgültigen Daten zu den ÖPUL-Maßnahmen 2018 lagen zum Zeitpunkt der Analysen noch nicht vor, daher wurden für dieses Jahr die Daten von 2017 verwendet (erfahrungsgemäß gibt es in der Mitte der Förderperiode nur mehr geringfügige Änderungen). Für die Jahre 2011 bis 2014 waren georeferenzierte Daten nur auf Feldstücksebene vorhanden. Die Schlageigenschaften wurden der Tabelle L037 entnommen und den jeweiligen Feldstücken zugeordnet. Gesamtbetriebliche Förderungen (*Silageverzicht*, *Bio*) wurden über die Betriebsnummer den Schlägen zugeordnet.

Biodiversitätsflächen (*DIV*) wurden nach den Feldstücksnutzungen „Acker“ und „Grünland“ getrennt, für die Analysen wurde entsprechend der Fragestellung nur Biodiversitätsflächen im Grünland verwendet. *DIV*-Flächen mit gleichzeitiger Förderung als Naturschutzmaßnahme wurden dem Naturschutz (höherwertige Maßnahme, andere Auflagen) zugerechnet. *Bio* wurde ebenfalls in *Bio-Acker* und *Bio-Grünland* unterteilt, wobei nur *Bio-Grünland* für die Analysen verwendet wurde. Die Naturschutzmaßnahme (*WF*) wurde sowohl als gesamte Maßnahme als auch bzgl. der einzelnen Auflagen analysiert. Diese Auflagen wurden der NALA (2015-2017) bzw. der NAON (2011-2014) entnommen und über die Schlagnummer den digitalen Schlägen bzw. Feldstücken zugeordnet. Für das Jahr 2018 wurden ebenfalls die Daten von 2017 verwendet (siehe oben).

Mahddaten

In den Gebieten, in denen im Rahmen dieses Projekts eigene Erhebungen durchgeführt wurden, wurde auch der Schnitzeitpunkt auf Schlagebene aufgenommen. Dafür wurden zu jedem der fünf Begehungstermine die frisch gemähten Flächen auf einer Feldkarte eingetragen. Für Wiesen, die zwischen den Begehungsdurchgängen gemäht wurden, wurde der Mahdzeitpunkt anhand der Höhe der nachwachsenden Vegetation oder dem noch vorhandenen Mähgut geschätzt. Flächen, die keine Mähwiesen waren (Weiden, Äcker) wurden von der Datenaufnahme ausgeschlossen.

Variablengruppen

Zur Verwendung in den Analysen wurden Nutzungsarten, Fördermaßnahmen und Auflagen teilweise neu gruppiert oder zusammengefasst, um die ökologischen Bedingungen im Freiland besser abzubilden. Die Definition der neuen Variablen findet sich in Tabelle 2.1.3. Schnitzeitpunktverzögerungen von 14 Tagen liegen generell mitten in der Brutzeit der Kulturlandvögel, eine positive Wirkung ist daher nicht zu erwarten und wurde nicht untersucht.

Tabelle 2.1.3: Definition der neu definierten Variablen laut ursprünglichen Schlageigenschaften.

Variablen- gruppe	Name	Kürzel	Definition	2015-2018	2011-2014 (wenn abweichend)
Feldstücks- nutzung	Grünland	G	Grünland und Wechselwiese*		
Schlagnutzung	Intensivgrünland		Kulturweide, Dauerweide, Mähwiese 3 und mehr Nutzungen, Wechselwiese*		
	Zweimähdig		Zweimähdige Wiese		
	Einmähdig		Einmähdige Wiese, Streuwiese		
	Hutweide		Hutweide		
Förder- maßnahmen	Silageverzicht	SVZ	Gemähte Grünlandflächen und gemähte Ackerfutterflächen von teilnehmenden Betrieben		
	Bio Grünland	Bio_G	Grünlandflächen von teilnehmenden Betrieben		
	Biodiversitätsfläche Grünland	DIV_G	Biodiversitätsflächen auf Grünland, wenn nicht WF		
		DIV_G_WF	Biodiversitätsflächen auf Grünland, gleichzeitig WF		
	Naturschutz- maßnahme	WF	Alle WF-Flächen (inkl. DIV)		
Naturschutz- auflagen	Düngereduktion		keine Düngung oder nur jedes 2. Jahr, auf begrünten Ackerflächen und Mähwiesen oder -weiden		Keine Düngung oder max. 40kg N/ha und Jahr für 3- und 4-mähdige oder 20 kg/ha und Jahr für ein- und zweimähdige
	Brachestreifen		Streifen oder Flächenanteile, die jedes 2. Jahr mit der 2. Mahd gemäht werden		
	21 Tage**		Mahd frühestens 21 Tage nach dem Ährenrispenschieben; keine		

Variablen- gruppe	Name	Kürzel	Definition	
			Beweidung vor dem 1. Schnitt erlaubt	
	28 Tage**		Mahd frühestens 28 Tage nach dem Ährenrispenschieben; keine Beweidung vor dem 1. Schnitt erlaubt	
	42 Tage**		Mahd frühestens 42 Tage nach dem Ährenrispenschieben; keine Beweidung vor dem 1. Schnitt erlaubt	
	56 Tage**		Mahd frühestens 56 Tage nach dem Ährenrispenschieben; keine Beweidung vor dem 1. Schnitt erlaubt	

* Wechselwiesen sind ökologisch als Grünland anzusprechen (gräserdominiert, geschlossene Vegetationsdecke, Umbruch nicht jährlich) und werden daher nicht wie im Invekos den Ackerflächen zugeordnet

** Flächen mit dem Zusatz „Beweidung vor dem 1. Schnitt ... erlaubt“ wurden nicht dieser Maßnahme zugeordnet; Beobachtungen im Freiland haben gezeigt, dass diese Vorweide-Flächen oft bis weit in die Brutsaison kurzrasig beweidet sind.

GIS und Datenaufbereitung

In einem GIS-Projekt wurde ein Raster mit 200 m Seitenlänge über die Gebietsabgrenzungen gelegt. Dieses Raster wurde mit den georeferenzierten Schlägen jeden Jahres verschnitten. Ebenso wurde das Raster mit den Reviermittelpunkten der kartierten Arten verschnitten.

Für jedes Jahr wurden die Flächenanteile von landwirtschaftlicher Nutzung, Maßnahmen und Auflagen pro Rasterfeld berechnet. Die Schlageigenschaften für die Jahre 2011-2014 wurden aus der Tabelle L037 anhand der Schlagflächen den Feldstücken anteilmäßig zugeordnet. Ebenso wurde die Anzahl der Reviere pro Art und Rasterfeld für jedes Erhebungsjahr berechnet.

Für die weiteren Auswertungen wurden zwei verschiedene Ansätze verwendet: für die Analysen von Revier- und Artenzahlen wurden die Vogeldaten jeweils mit den Invekos-Daten des Vorjahres in Verbindung gesetzt. Zur Zeit der Revierbesetzung im Frühling sind nämlich die Nutzungen und Auflagen desselben Jahres im Gelände noch nicht erkennbar, und können daher keinen Einfluss auf die Artenzusammensetzung haben. Vielmehr ist es wahrscheinlich, dass die Verteilung der Vögel durch die Habitatqualität des Vorjahres beeinflusst wird. Im Gegensatz dazu beeinflusst die Bewirtschaftung bzw. Habitatqualität des aktuellen Jahres die Jungenaufzucht. Für Analysen zum Bruterfolg wurden daher die Vogeldaten mit den Invekos-Daten desselben Jahres verknüpft.

Statistische Methoden

Da alle Prediktorvariablen sich zum Teil zu einem unbekanntem Anteil überschneiden bzw. Teil einer anderen Maßnahme sind, konnten sie nicht in einem Modell getestet werden. Die unabhängigen Variablen wurden daher in drei unabhängige Gruppen geteilt: erstens Nutzungen mit vier Variablen (intensiv genutztes Grünland, einmähdige und zweimähdige Wiesen, Hutweiden), zweitens Maßnahmen mit vier Variablen (Silageverzicht, Biodiversitätsflächen im Grünland, WF-Flächen und Bio Grünland) und drittens Auflagen im Rahmen der WF-Flächen (Düngeverzicht, Schnittzeitpunkt 21, 28, 42 und 56 Tage).

Für den Vergleich der einzelnen *Gebiete zwischen den zwei Förderperioden* wurde die Veränderung in den Vogelzahlen in Beziehung zur Veränderungen in den Flächen der jeweiligen Förderungen gesetzt (Artenzahl zum Zeitpunkt 2 minus Artenzahl zum Zeitpunkt 1 pro logarithmierter landwirtschaftlicher Nutzfläche). Dadurch war es möglich, multivariate lineare Regressionen anzuwenden. Die unabhängigen Variablen waren die Änderungen der einzelnen Maßnahmen bzw. Nutzungen, gemessen in Prozent der landwirtschaftlichen Nutzfläche im jeweiligen Gebiet. Da die Größe der Untersuchungsgebiete sehr unterschiedlich ist und die Fläche nicht nur auf die Artenzahl, sondern auf die Veränderungen Einfluss haben kann, wählten wir zusätzlich die Gebietsgröße als Kovariable. Alle Prediktoren wurden normalisiert (Werte minus Mittelwert).

Je nach Variable traten mehr oder weniger Nullwerte auf, einzelne Maßnahmen (z.B. Brachestreifen oder Hutweiden) kommen für eine Analyse zu selten oder in zu geringer Flächengröße vor und wurden daher nicht berücksichtigt (Tab 2.1.4).

Tabelle 2.1.4. Prozentsatz der Gebiete, in denen in beiden Förderperioden die jeweilige Variablen nicht vorkommen in absteigender Häufigkeit (n = 56).

Variable	Nullwerte (%)
Brachestreifen	87,5
Mahdverzögerung 21 Tage	83,9
Hutweiden	60,7
Silageverzicht	60,7
Mahdverzögerung 56 Tage	58,9
Mahdverzögerung 42 Tage	57,1
Mahdverzögerung 28 Tage	41,1
Grünland-Diversitätsflächen	32,1
Einmähdige Wiesen	21,4
Düngerreduktion	19,6
Naturschutz-Flächen	14,3
Bio-Grünland	7,1
Zweimähdige Wiesen	3,6
Intensiv-Grünland	0

Alle Variablen und Modelle wurden auf Ausreißer kontrolliert. Vor der Analyse wurden aus dem Datensatz stark abweichende Fälle eliminiert, die bei der multivariaten Verteilung der Variablen große Mahalanobis-Distanzen (>10) zeigten. Die Qualität der Modelle wurde visuell in Bezug auf die Residuen-Verteilung kontrolliert. Einige Variable waren stark korreliert (Korrelationskoeffizient $r > 0,4$) und konnten daher, um Kollinearität zu vermeiden, nur getrennt in den Modellen gerechnet werden. Die selten vorkommenden Variablen zu den verschiedenen Mahdzeitpunkten wurden zu neuen Variablen zusammengefasst, nämlich zu mindestens 28 und mindestens 42 Tagen Schnittzeitverzögerung.

Die einzelnen Modelle wurden zuerst mit allen Variablen der jeweiligen Variablengruppe gerechnet und dann stufenweise auf Modelle mit nur signifikanten Prediktoren reduziert. Eine Ausnahme in der Einteilung in Variablengruppen sind WF Flächen und Intensiv-Grünland, die sich sehr selten überschneiden und daher

extra in einem eigenen Modell gerechnet wurden. Wenn mehrere Variablen signifikant waren, wurde eine Variable nur dann im Modell behalten, wenn ein Chi –Quadrat Test zeigte, dass die Quadratsumme der Residuen des Modells mit dieser Variable im Vergleich zu einem Modell ohne die Variable signifikant war. Sowohl die Modelle mit allen Variablen als auch die reduzierten Modelle werden präsentiert. Die Effektgröße der Modelle und der Variablen wird in der durch sie erklärten Varianz angegeben. Um den Erklärungskraft einzelner Variablen zu bestimmen, wurde der durch sie erklärte Varianzanteil berechnet.

Um Maßnahmen in Bezug auf *Revierverteilung* und *Bruterfolg* des Braunkehlchens zu bewerten, verfügten wir über Daten aus drei Bundesländern aufgeteilt auf 10 Gebiete mit Braunkehlchen-Vorkommen, die mind. 6 Raster groß waren (*Revierverteilung*) bzw. aus vier Bundesländern aufgeteilt auf 11 Gebiete (*Bruterfolg*). Über die Untersuchungsgebiete wurde ein 200 x 200 m Rastergitter gelegt. Randraster, die weniger als 2 ha hatten wurden aus dem Datensatz genommen.

Für die Analyse der *Revierverteilung* des Braunkehlchens in Abhängigkeit der durchgeführten Nutzungen und Fördermaßnahmen war die vorhergesagte Variable das Vorhandensein von Territorien im Raster. Um des *Bruterfolg* zu bewerten, verwendeten wir nur diejenigen Raster, die Territorien des Braunkehlchens aufwiesen, die vorhergesagte Variable war die Anzahl erfolgreicher Bruten pro Raster. Alle unabhängigen Variablen wurden als Prozent der Rasterflächen angegeben und nachdem 0.001 addiert wurden sie log-transformiert und auf den Mittelwert 0 standardisiert (Meichtry-Stier et al. 2014). Die Raster-Größe (2-4 ha) wurde bei beiden Analysen als Offset-Variable verwendet, d.h. die abhängige Variable kann als Präsenz pro Rasterfläche bzw. erfolgreiche Bruten pro Rasterfläche verstanden werden.

Um die statistische Unabhängigkeit der Daten zu wahren, wurde für die Analysen zur *Revierverteilung* jedes Untersuchungsgebiet als Zufallsfaktor („random factor“) in die Analyse genommen, dazu wurden ein „Generalisiertes Lineares Gemischtes Modell“ (GLMM) mit binomial verteilter abhängiger Variable verwendet. Bei den Analysen zum *Bruterfolg* zeigte sich, dass die Varianz der einzelnen Gebiete nicht von Null unterscheidbar war (Vergleich von Null-Modellen ohne Prediktorvariablen mit und ohne Zufallsfaktoren, Loglikelihood –Test, $\chi^2 = 0,6574$, $p = 0,41$) (Pasch et al. 2013). Die Zufallsfaktoren veränderten daher nicht die Signifikanzen der fixen Faktoren, und es war möglich, alle Daten gemeinsam in einem Modell ohne Zufallsfaktoren zu berechnen. Dazu wurden ein „Generalisiertes Lineares Modell“ (GLM) mit Poisson-verteilter abhängiger Variable verwendet.

Da Flächen mit Schnittzeitverzögerung relativ selten waren (alle kamen in weniger von 16 % aller Rasterflächen vor, haben wir sie zu drei Variablen, nämlich Schnittzeitverzögerung von mehr als 21, mehr als 28 Tagen oder mehr als 42 Tagen zusammengefasst. Brachestreifen kamen in weniger als 14% der Flächen vor und konnten daher nicht in den GLMs analysiert werden. Alle anderen Nutzungsarten und Maßnahmen kamen in 30 bis 91 % aller Rasterflächen vor.

Stark korrelierte Variablen ($r > 0.4$) wurden nicht im selben Modell verwendet. Dies war der Fall bei Intensivgrünland und zweimähdigen Wiesen. Ebenso korrelierte sehr stark Düngeverzicht und Schnittverzögerung von mehr als 28 und mehr als 42 Tagen. Die verwendeten Nutzungsarten und Maßnahmen kamen in 20 % bis 83 % (*Revieranalysen*) bzw. 30 bis 91% (*Bruterfolgsanalysen*) aller Rasterflächen vor. Alle Modelle wurden auf „overdispersion“ geprüft, aber bei keinem war eine Anpassung daran notwendig. Vor den Berechnungen wurden die Daten mit Mahalanobis-Distanzen auf Ausreißer kontrolliert, und ein reduzierter Datensatz ohne Ausreißer erstellt.

Alle möglichen Kombinationen von Prediktorvariablen wurden berechnet, und es werden die Modelle mit allen Variablen und reduzierte Modelle dargestellt, in denen die Prediktorvariablen signifikant sind.

Signifikant Variable wurden nur dann in den Modellen behalten, wenn sie den AIC-Wert (Akaiikes Informationskriterium) um mindestens 2 verringerten (Crawley 2007).

Alle statistischen Analysen wurden mit R 3.3.2 (R Core Team 2016) mit Hilfe der „Pakete“ („packages“) „lme4“ (Bates et al. 2015) und „DescTools“ (Andri Signorell et al 2018) durchgeführt.

2.2. Ergebnisse: Wirksamkeit der Fördermaßnahmen

Unterschiede in den Nutzungen und Fördermaßnahmen zwischen den Förderperioden

Vergleicht man in den Untersuchungsgebieten die Änderungen zwischen den zwei Förderperioden ergeben sich einige signifikante Veränderungen (siehe Tabelle 2.2.1). Bei den Nutzungen nimmt das Intensivgrünland um 4,3 % stark signifikant zu, während zweimähdige Wiesen um 5,2 % abnehmen; unter den Förderungen nehmen die Naturschutzflächen signifikant ab und Bio-Grünland hochsignifikant zu, innerhalb der Naturschutzflächen kam es zu einer Zunahme der Flächen mit mindestens 56 Tagen Schnittzeitverzögerung. Biodiversitätsflächen-Grünland (mit und ohne Kombination mit WF) und Brachestreifen wurden erst in der letzten Förderperiode neu eingeführt.

Tabelle 2.2.1. *Unterschiede in der Grünlandnutzung und in den Fördermaßnahmen bei den analysierten 56 Gebieten, in denen in den zwei Förderperioden (2007 -2014 und ab 2015) jeweils in einem Jahr Vogelerhebungen stattgefunden haben. Angeführt sind die Mittelwerte in Prozent der landwirtschaftlichen Fläche und die Ergebnisse von Vergleichen mit einem Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test. V gibt die Werte der Teststatistik an.*

Variable	2007-14	ab 2015	V	P
Intensives Grünland	48,4	52,7	465	0,007
Einmähdige Wiesen	9,5	10,1	633	0,109
Zweimähdige Wiesen	21,9	16,7	1031	0,005
Hutweide	1,0	0,7	147	0,516
Naturschutz (WF)	17,7	14,9	813	0,021
Biogrünland	26,5	32,1	391	0,007
Silageverzicht	10,5	7,2	171	0,153
Grünland-Diversitätsfläche**	0,0	1,5	0	<0,001
Grünland-Diversitätsfläche WF**	0	4,8		<0,001
Düngerreduktion	7,5	9,2	416	0,254
Brachestreifen**	0,0	3,0	0	<0,001
Schnittzeitverzögerung 21 Tage	1,3	1,5	17	0,554
Schnittzeitverzögerung 28 Tage	2,6	2,2	319	0,497
Schnittzeitverzögerung 42 Tage	2,2	3,2	103	0,184
Schnittzeitverzögerung 56 Tage*	2,6	3,8	59	0,017

* ohne Vorweide, ** wurden erst in der letzten Förderperiode eingeführt

Rückgang der Artenzahlen und der Einfluss von Nutzung und Fördermaßnahmen

Die Artenzahlen nahmen in den Gebieten zwischen den zwei Förderperioden stark signifikant ab. Gerechnet mit Arten pro Fläche ergibt es eine durchschnittliche Abnahme von 1,6 Arten pro km² Fläche (paarweiser T-test, $m_1 = 2,52$, $m_2 = 1,68$, $n = 56$, $t = -4,13$, $p < 0,0001$).

Grünlandnutzung

Der Rückgang der Arten wurde stark signifikant weniger, wenn die Intensivnutzung abnahm. (Tab 2.2.2, Abb. 2.2.3). Nur wenn der Anteil intensiv genutzter Flächen an der landwirtschaftlichen Fläche um mehr als 10 % sinkt, ist mit gleichbleibenden Artenzahlen oder mehr Arten zu rechnen (vorhergesagt für eine Fläche von 100 ha, siehe Abb. 2.2.3 a). Ein Zuwachs von zweimähdigen Wiesen verringert dagegen die Artenabnahme (Tab. 2.2.2).

Tabelle 2.2.2 Veränderungen der Artenzahlen zwischen den zwei Förderperioden in Abhängigkeit von der Grünlandnutzung ($n = 51$ Gebiete nach der Eliminierung von statistischen Ausreißern). Vorhergesagte Variable war die Differenz der Artenzahlen pro Fläche. Angegeben wird der Regressionskoeffizient und das Signifikanzniveau (in Klammer) der Prediktoren, weiters pro Modell die gesamte erklärte Varianz (r^2), sowie der Varianzanteil der auf die jeweilige Nutzungsart (r^2_{par}) zurückzuführen ist. In allen Modellen war die landwirtschaftlichen Nutzfläche des gesamten Gebietes eine signifikante Kovariable (nicht angegeben). Stark korrelierende Variable mussten getrennt analysiert werden.

Modell	Intensives Grünland	Einmähdige Wiesen	Zweimähdige Wiesen	r^2
Volles Modell 1	-1,03 (0,007)	0,56 (0,28)		0,48
Volles Modell 2		0,03 (0,28)	0,08 (0,01)	0,53
Modell 1 red.	-1,12 (<0,0001) $r^2_{par} = 0,22$			0,69
Modell 2 red.			0,08 (0,02) $r^2_{par} = 0,12$	0,55

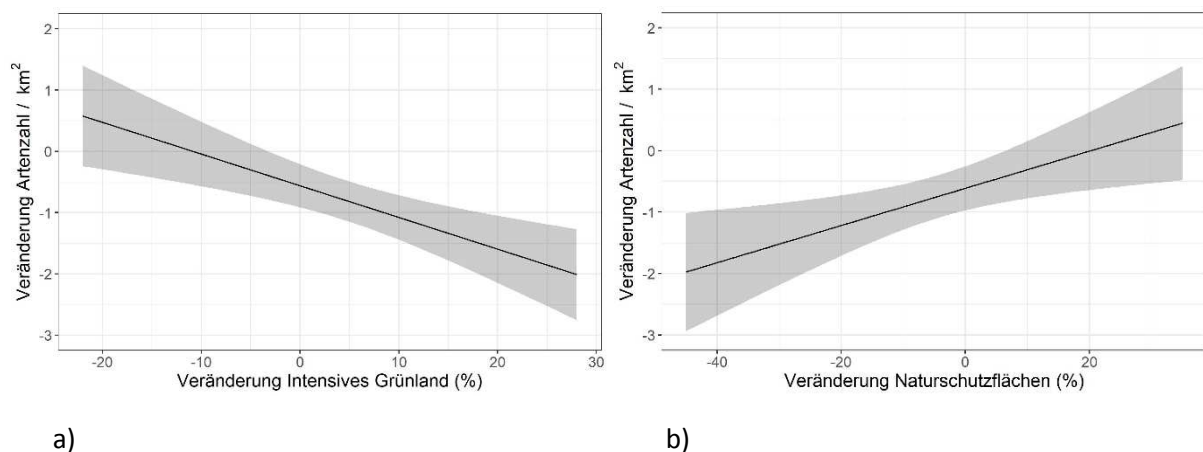


Abbildung 2.2.3 Veränderung der Artenzahlen in den zwei Förderperioden vorhergesagt aus den Veränderungen des Anteils des Intensiv-Grünlands (a; $n = 51$ Gebiete, Modell aus Tab. 2.2.2) und der Naturschutzmaßnahme (b; $n = 45$ Gebiete, Modell aus Tab. 2.2.4) an der landwirtschaftlichen Nutzfläche; gezeichnet ist die Regressionsgerade und der 95 % Konfidenzintervall. Für die Vorhersage wurde eine Landwirtschaftsfläche von 100 ha angenommen, das heißt eine Veränderung um 20 % bedeutet hier gleichzeitig eine Veränderung um 20 ha. Die Vorhersage wurde nur für den tatsächlichen Datenbereich der zwei Prediktoren errechnet (daher unterschiedliche Bereich auf den zwei x-Achsen).

Fördermaßnahmen

Bei der Maßnahme Naturschutz (WF) fand sich eine stark signifikant geringere Abnahme der Arten, wenn diese Flächen weniger abnahmen oder zunahmten. Aber selbst bei einer Zunahme der Naturschutzflächen um 20 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche wird noch immer keine Zunahme der Arten vorhergesagt (angenommen für eine landwirtschaftlich genutzte Fläche von 100 ha, Abb. 2.2.3). Für alle anderen Maßnahmen konnten keine signifikanten Effekte festgestellt werden (Tab. 2.2.4).

Tabelle 2.2.4 Veränderungen der Artenzahlen zwischen den zwei Förderperioden in Abhängigkeit von den Maßnahmen zu zeigen (n = 45 Gebiete). Vorhergesagte Variable war die Differenz der Artenzahlen pro Fläche. Die Maßnahmenvariablen sind als Prozent der jeweiligen Untersuchungsfläche angegeben. Angegeben wird der Regressionskoeffizient und das Signifikanzniveau (in Klammer) der Prediktoren, weiters pro Modell die gesamte erklärte Varianz (r^2), sowie der Varianzanteil der auf die jeweilige Nutzungsart (r^2_{par}) zurückzuführen ist. In allen Modellen war die landwirtschaftlichen Nutzfläche des gesamten Gebietes eine signifikante Kovariable (nicht angegeben). Stark korrelierende Variable mussten getrennt analysiert werden.

Modell	WF	Bio-Grünland	Grünland-Diversitätsfläche	Silageverzicht	r^2
Volles Modell	0,71 (0,008)	0,18(0,36)	0,81 (0,66)	-0,12 (0,67)	0,48
Modell red	0,65 (0,008) $r^2_{par} = 0,10$				0,48

Vergleich der Wirkung von WF-Flächen und intensiv genutztem Grünland

Betrachtet man WF Flächen und Intensiv- Grünland in einem Modell, so sind beide wie schon oben einzeln gezeigt hoch signifikant, wobei der negative Einfluss von Intensiv-Grünland ca. doppelt so groß ist wie der positive der WF-Flächen (GLMM wie oben, n = 51, Beta - intensivG = -99,2, t = -3,3, P = 0,002, Beta WF = 0,47, P = 0,03). Dies entspricht auch den Abb. 2.2.3 a und b, bei denen 10 % Reduktion beim Intensivem Grünland den selben positiven Effekt hat wie 20 % Zunahme bei den Naturschutzflächen.

Auflagen innerhalb Naturschutzflächen (WF)

Bei Auflagen innerhalb von WF-Flächen fanden wir keinen signifikanten Rückgang der Artenzahlen in Abhängigkeit von den verschiedenen Mahdterminen oder von der Düngereduktion in den zwei Förderperioden.

Artbeispiel Braunkehlchen

Nutzungen

Braunkehlchen waren eher in Rastern mit mehr einmähdigen und zweimähdigen Wiesen anzutreffen (Tab. 2.2.5 a). Der Bruterfolg pro Fläche wurde jedoch nur vom Anteil der einmähdigen Wiesen beeinflusst (siehe Tab. 2.2.5 b).

Tabelle 2.2.5 Zusammenhang zwischen Nutzungsarten im Grünland und Revierverteilung (a) und Bruterfolg (b) des Braunkehlchens. Für jede verwendete Variable wird der Wert des Koeffizienten und in Klammer der dazugehörige P-Wert angegeben. Angegeben werden Gesamtmodelle mit allen Variablen und reduzierte mit signifikanten Variablen. Als Effektgröße wird auch die erklärte Pseudovarianz nach angegeben. Stark korrelierende Variable mussten getrennt analysiert werden.

a) Revierverteilung (n = 283 Rasterflächen in 10 Gebieten)

Modelle	Einmähdige Wiesen	Zweimähdige Wiesen	Intensivgrünland	Hutweiden	Pseudo-r ²
Modell 1	0,50 (0,001)	0,51 (0,01)		0,09(0,51)	
Modell 1 red.	0,47 (0,002)	0,48 (0,016)			0,29
Modell 2	0,35 (0,02)		-0,08(0,69)	0,016 (0,92)	
Modell 2 red.	0,37 (0,008)				0,05

b) Bruterfolg (n = 86 Rasterflächen)

Modelle	Einmähdige Wiesen	Zweimähdige Wiesen	Intensivgrünland	Hutweiden	Pseudo-r ²
Modell 1	0,47 (0,007)	0,05 (0,81)		0,05(0,73)	
Modell 2	0,47 (0,007)		-0,03 (0,87)	0,05 (0,74)	
Modell red.	0,48 (0,007)				0,11

Fördermaßnahmen

Braunkehlchenreviere traten stark signifikant häufiger auf, wenn mehr Naturschutzflächen vorhanden waren (Tab. 2.2.6). Alle anderen Maßnahmen zeigten keinen signifikanten Effekt. Auf den Bruterfolg der Braunkehlchen zeigte die Naturschutzmaßnahme *per se* jedoch keinen signifikanten Effekt, ebenso keine der anderen Maßnahmen (n = 88, Koeffizient und P-Wert in Klammer: Diversitätsflächen im Grünland 0,02 (0,91); Naturschutzflächen WF 0,08 (0,161); Silageverzicht, -0,02 (0,90); Bio-Grünland -0,11 (0,49)).

Tabelle 2.2.6 Zusammenhang zwischen Fördermaßnahmen im Grünland und Revierverteilung des Braunkehlchens Für jede verwendete Variable wird der Wert des Koeffizienten und in Klammer der dazugehörige P-Wert angegeben. Angegeben werden Gesamtmodelle mit allen Variablen und reduzierte mit signifikanten Variablen. Als Effektgröße wird auch die erklärte Pseudovarianz nach angegeben. n = 283 Rasterflächen in 10 Gebieten.

Modelle	Naturschutz (WF)	Silageverzicht	Bio Grünland	Diversitätsflächen	Pseudo-r ²
Modell 1	0,53 (0,002)	0,12 (0,23)	0,02 (0,85)	0,17 (0,64)	
Modell 1 red.	0,50 (0,003)				0,10

Auflagen auf Naturschutzflächen (WF)

Die Wahrscheinlichkeit für das Auftreten für das Auftreten von Braunkehlchen stieg bereits ab einer Schnittzeitpunktverzögerung von 21 Tagen und war am größten, wenn die Schnittzeitverzögerung

mindestens 28 Tage betrug (Tab. 2.2.7 a). Auch der Düngeverzicht zeigte einen positiven Einfluss auf das Vorkommen der Art. Da diese Auflage jedoch in der Regel zusammen mit Schnittzeitpunktverzögerungen vergeben wird, ist der Effekt möglicherweise darauf zurückzuführen. Der Bruterfolg nahm erst ab einer Schnittzeitpunktverzögerung von 28 Tagen zu, der Einfluss der Düngereduktion war größer als bei der Revierverteilung (Tab. 2.2.7 b).

Tabelle 2.2.7 Zusammenhang zwischen Auflagen in Naturschutzflächen und Braunkehlchenrevieren (a) und Bruterfolg (b). Für jede verwendete Variable wird der Wert des Koeffizienten und in Klammer der dazugehörige P-Wert angegeben. Bei signifikanten Prediktoren wird auch die erklärte Pseudovarianz. Da alle Variablen untereinander stark korrelieren ($r > 0,4$) konnten sie nur einzeln verwendet werden.

a) **Revierverteilung** (n = 283 Rasterflächen in 10 Gebieten)

	mind. 21 Tage	mind. 28 Tage	mind. 42 Tage	Dünge- reduktion	Pseudo-r ²
Modell 1	0,39 (0,01)				0,07
Modell 2		0,45 (0,002)			0,08
Modell 3			0,34 (0,003)		0,06
Modell 4				0,25 (0,09)	0,04

b) **Bruterfolg** (n = 81 Rasterflächen)

	mind. 21 Tage	mind. 28 Tage	mind. 42 Tage	Dünge- reduktion	Pseudo-r ²
Modell 1	0,17 (0,34)				
Modell 2		0,37 (0,05)			0,05
Modell 3			0,42 (0,007)		0,05
Modell 4				0,37 (0,02)	0,08

2.3. Ergebnisse: Einfluss Fördermaßnahmen auf Mahdzeitpunkt

Um den Effekt der Fördermaßnahmen auf den Mahdzeitpunkt darzustellen, wurde die kumulative Häufigkeit der gemähten Flächen mit dem Zeitverlauf dargestellt. Da die Gebiete, in denen der Mahdzeitpunkt erhoben wurde, auf sehr unterschiedlichen Höhen liegen (Tab. 2.3.1), wurde als zeitlicher Bezugspunkt das Ährenrispenschieben der Gräser verwendet. Dies ist abhängig von Seehöhe und Klima, und der Zeitpunkt des Ährenrispenschiebens liegt für ganz Österreich vor (und wird für die Auflagen der Naturschutzmaßnahme verwendet).

Die Gebiete unterscheiden sich jedoch auch in der Intensität der Bewirtschaftung (siehe Mahdverlauf in Abb. 2.3.2) und dem Flächenanteil der verschiedenen Fördermaßnahmen. Für die Darstellung des Mahdverlaufs wurden die Gebiete je nach Fördermaßnahme unterschiedlich gruppiert bzw. ausgewählt, um möglichst einheitliche Gebiete zu verwenden.

Tabelle 2.3.1 Mittlere Seehöhe und Anteil der Fördermaßnahmen in den Gebieten mit Daten zum Schnittzeitpunkt.

Region	Gebiet	Seehöhe	Anteil Bio G	Anteil SVZ	Anteil DIV G	Anteil WF
Tirol Oberland	Galtür	1600 m	0,12	0,50	0,096	0,32
Tirol Oberland	Serfaus	1400 m	0,60	0,40	0,015	0,22
Tirol Nordalpen	Ehrwalder Becken	950 m	0,40	0,25	0,004	0,49
Lungau	St. Michael Ost	1000 m	0,38	0,02	0,004	0,60
Lungau	Voidersdorf West	1000 m	0,55	0,02	0,000	0,68
Lungau	Voidersdorf Ost	1000 m	0,40	0,01	0,000	0,30
Lungau	Mauterndorf Süd	1000 m	0,43	0,00	0,000	0,19
Pinzgau	Niedersill West	800 m	0,75	0,20	0,000	0,05
Pinzgau	Pirtendorf Wilhelmsdorf	800 m	0,70	0,30	0,018	0,05

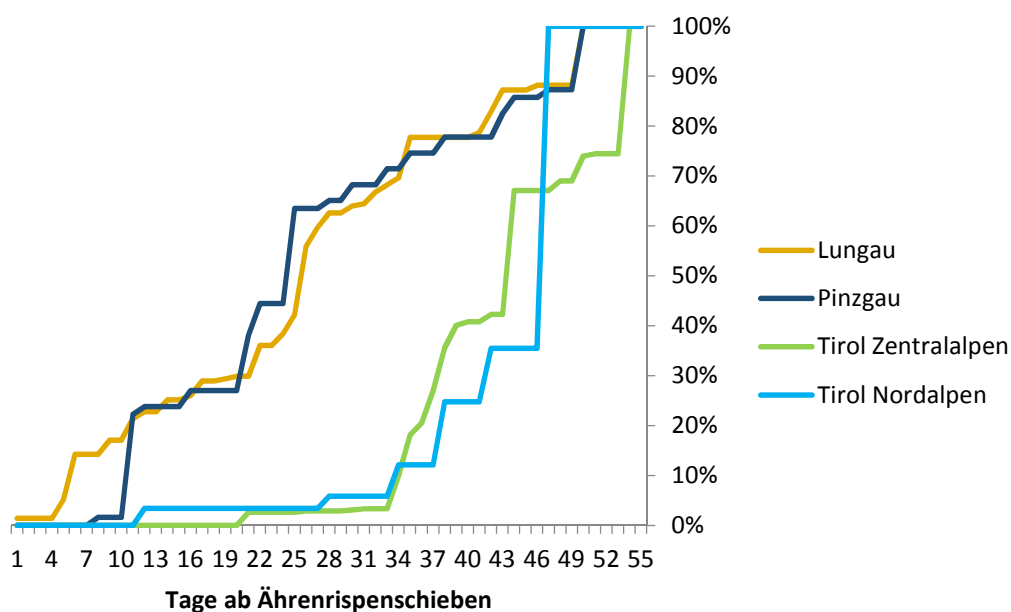


Abbildung 2.3.2 Kumulative Häufigkeit der gemähten Flächen in den verschiedenen Regionen. Der Verlauf in den Tiroler Nordalpen (Ehrwalder Becken) ist am Ende verzerrt, weil noch viele Flächen bei der letzten Begehung nicht gemäht waren, und für diese Flächen ein Schnittzeitpunkt 3 Tage später angenommen wurde.

Silageverzicht

Für die Darstellung des Mahdverlaufs von Flächen mit Silageverzicht wurden die Gebiete im Lungau nicht verwendet, weil die Maßnahme dort so gut wie nicht vorkommt (Tab. 2.3.1). Im Pinzgau wurde insgesamt deutlich früher gemäht als in Tirol (Abb. 2.3.2), und die Teilnehmerrate an Silageverzicht ist deutlich geringer als in Tirol (Tab. 2.3.1). Die beiden Regionen wurden daher getrennt dargestellt.

Im Pinzgau ist kein klarer Unterschied zwischen den Kategorien feststellbar. Der Mahdbeginn ist etwas verzögert, doch der Mahdverlauf danach schneller (SVZ: $n = 9$, kein SVZ: $n = 51$; $t = -0,30$, $p = 0,76$). Die Aussagekraft ist durch die geringe Anzahl der Flächen mit Silageverzicht begrenzt.

In Tirol mit einem höheren Anteil an Silageverzicht werden die Wiesen mit Silageverzicht im Schnitt um 2,25 Tage früher gemäht (t-Test; SVZ: $n = 197$, kein SVZ: $n = 417$, $t = -3,33$, $p < 0,001$).

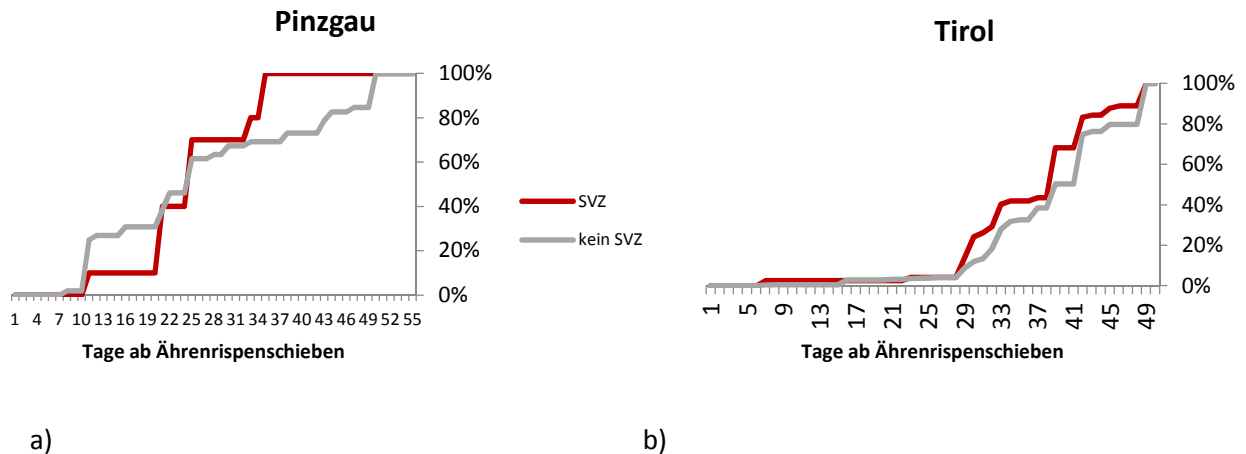


Abbildung 2.3.3 Mahdverlauf von Flächen mit Silageverzicht im Vergleich zu Flächen ohne Silageverzicht. a) Pinzgau; n = 10 (SVZ), n = 52 (kein SVZ) b) Tirol: n = 198 (SVZ), n = 418 (kein SVZ); Y-Achse: % der gemähten Schläge

Biodiversitätsflächen im Grünland

Für die Darstellung der Mahdverzögerung durch die Biodiversitätsflächen wurden die Gebiete nach Höhenlage gruppiert, weil der fix vorgegebene Schnittzeitpunkt von 1. Juli (oder zweiter Schnitt, je nachdem was früher ist) sich in den verschiedenen Höhenlagen unterschiedlich auswirken kann (Abb. 2.3.4). In früheren Erhebungen hat sich gezeigt, dass in Gebieten ab ca. 1400 m der erste Schnitt meist nicht vor Ende Juni abgeschlossen ist, daher wurden diese Gebiete getrennt von tieferen Lagen analysiert. Die restlichen Gebiete, in denen Schnittzeitpunkte erhoben werden konnten, lagen alle auf ca. 1000 m oder knapp darunter.

Für die tieferen Lagen bis 1000 m Seehöhe mussten alle Gebiete trotz unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensität zusammengelegt werden, da in diesen Gebieten kaum DIV-Flächen vorhanden waren (DIV: n = 5, gesamt: n = 480). Die Aussagekraft ist dementsprechend sehr begrenzt. Man sieht aber, dass der Mahdbeginn bei allen Flächen deutlich verzögert war, im Vergleich zur Grundgesamtheit um 38 Tage. Ein statistischer Test ist bei der Datenlage nicht sinnvoll.

Auch in den höheren Lagen ist die Stichprobengröße klein, aber etwas besser (n = 18 DIV-Flächen von insgesamt 418). Hier ist keine Verzögerung im Mahdbeginn zu erkennen.

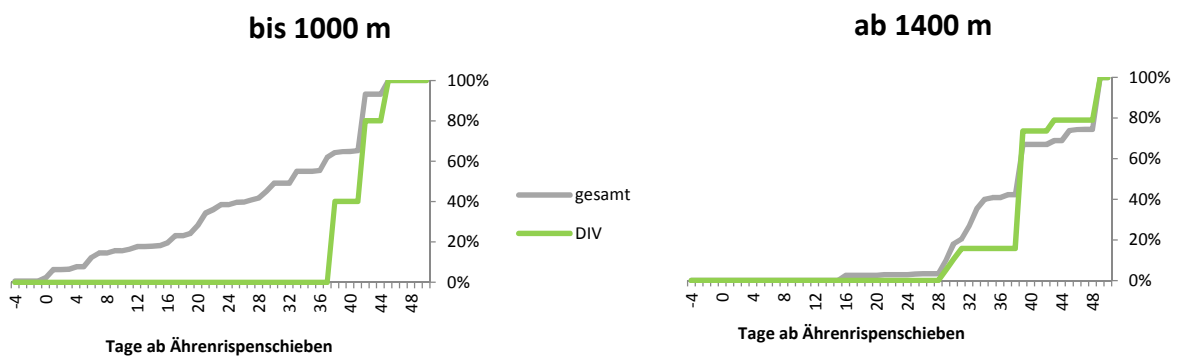


Abbildung 2.3.4 Mahdverlauf von Biodiversitätsflächen auf Grünland im Vergleich zu anderen Flächen. a) Gebiete bis 1000m Seehöhe; b) Gebiete ab 1400m Seehöhe. Y-Achse: % der gemähten Schläge

Während die obigen Grafiken nur DIV-Flächen ohne Naturschutzauflagen darstellen, wurden diese in einem zusätzlichen Vergleich den DIV-Flächen mit Naturschutzauflagen gegenübergestellt (Abb. 2.3.5). Wiederum aufgrund der kleinen Stichprobengröße lässt sich kein klarer Unterschied feststellen (t-Test; DIV: n = 24, DIV_WF: n = 16, t = -0,22, p > 0,4). Vereinzelt DIV-Flächen mit Naturschutzauflagen wurden jedoch deutlich früher gemäht als solche ohne Naturschutzauflagen.

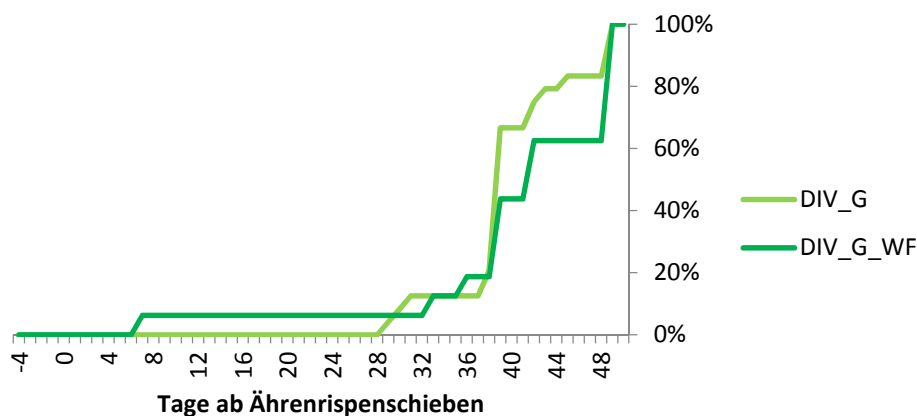


Abbildung 2.3.5 Mahdverlauf von Biodiversitätsflächen auf Grünland mit und ohne Naturschutzauflagen. Y-Achse: % der gemähten Schläge

Bio

Für die Darstellung des Mahdverlaufs von Bio-Flächen wurden folgende Gebiete ausgeschlossen: Galtür, weil es nur einen Anteil von 12 % Bio bei insgesamt extensiver Bewirtschaftung hat, und Pinzgau, weil dort über 70 % Bio bei insgesamt intensiver Bewirtschaftung mit früher Mahd vorliegt – beides Fakten, die eine frühere Mahd von Bioflächen vortäuschen können. Die restlichen Gebiete haben einen Bio-Anteil zwischen 40 % und 60 %.

Der Mahdverlauf von Bioflächen ist gegenüber nicht-Bioflächen etwas vorverlegt (1,48 Tage), dieser Unterschied ist jedoch nicht statistisch signifikant (t-Test, n = 302 bzw. 341, t = -1,44, p = 0,15; Abb. 2.3.6).

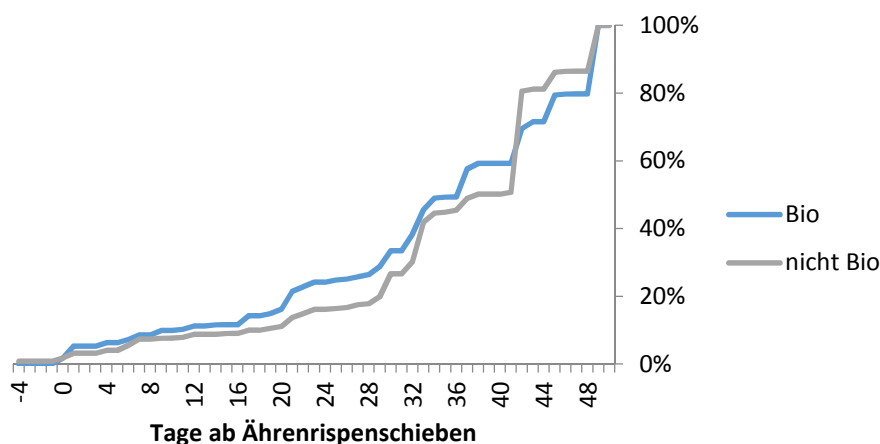


Abbildung 2.3.6 Mahdverlauf von Bio-Flächen im Vergleich zu anderen Flächen. Y-Achse: % der gemähten Schläge

Naturschutzflächen

Für den Einfluss von WF wurden die Gebiete im Pinzgau von der Darstellung ausgeschlossen, da diese Gebiete sehr früh gemäht werden und gleichzeitig kaum WF-Flächen aufweisen. Die Tiroler Gebiete und jene im Lungau haben einen ähnlichen Anteil an WF-Flächen (34% und 44%), und werden daher gemeinsam dargestellt (Abb. 2.3.7).

Naturschutzflächen werden im Schnitt um 5,3 Tage später gemäht (t-Test: $n = 249$ (WF) und 553 (nicht WF), $t = 7,07$, $p < 0,001$);. Besonders zu Beginn ist der Unterschied sehr offensichtlich: die Mahd setzt auf Naturschutzflächen ca. 3 Wochen später ein. Dieser Effekt ist vor allem auf die sehr frühe Mahd im Lungau zurückzuführen.

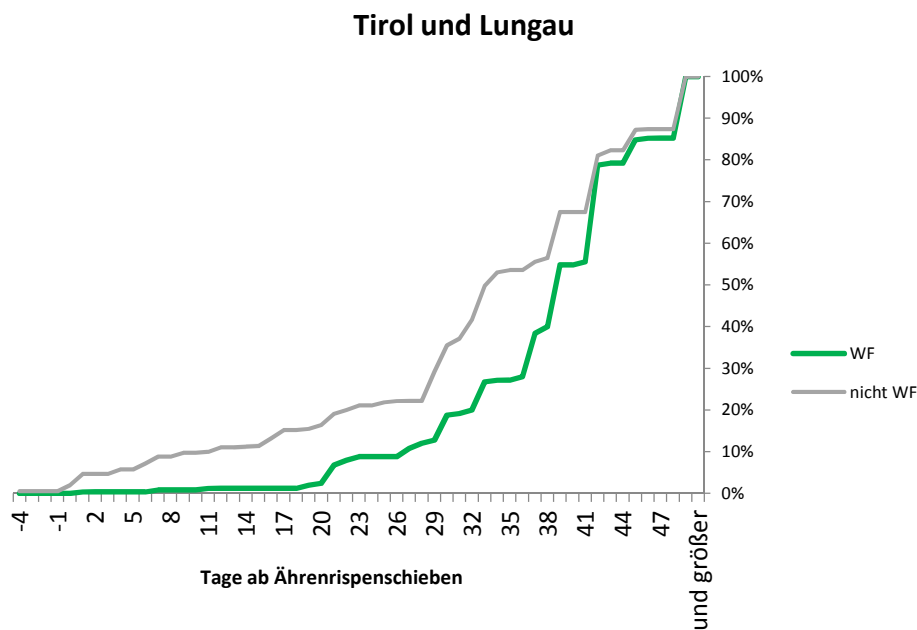


Abbildung 2.3.7 Mahdverlauf von Naturschutzflächen im Vergleich zu anderen Flächen. Y-Achse: % der gemähten Schläge

Ackerland

3. Zusammenfassung des 1. Zwischenberichts für Ackerland (Bergmüller & Nemeth, 2018)

3.1 Inhaltliche Ausrichtung und Flächenanteile des ÖPUL in Bezug zu den Ansprüchen von Vogelarten

Im Ackerland wird der **Verzicht auf Pestizideinsatz** zum Erhalt der Nahrungsgrundlage als der wichtigste ökologische Faktor für Vögel eingeschätzt, gefolgt von **Bewirtschaftungssicherheit** (geschützter Neststandort) und **Randstrukturen und Diversität**.

Dem **Pestizidverzicht** wird auch in einigen ÖPUL-Maßnahmen Rechnung getragen (*UBB/DIV, Bio, Naturschutz, Bewirtschaftung auswaschungsgefährdeter Ackerflächen und Vorbeugender Oberflächengewässerschutz auf Ackerflächen*), allerdings wird nur bei *Bio* durch die gesamtbetriebliche Auflage auf allen Flächen eine relevante Flächenabdeckung erreicht (*Bio* 20 %, alle anderen zusammen unter 6 %; Bergmüller & Nemeth, 2018).

Bewirtschaftungssicherheit wird nur von drei Maßnahmen (*UBB/DIV, Naturschutz* und *Silageverzicht auf gemähten Ackerflächen*) gefördert bzw. angestrebt, die alle nur einen geringen Flächenanteil aufweisen: *DIV*-Acker erreicht 3,2 % der Ackerfläche, *Naturschutz* und *Silageverzicht* bedecken jeweils 2-3 % der landwirtschaftlichen Fläche in den Acker-Bundesländern.

Randstrukturen und Diversität hingegen wird bei allen untersuchten Maßnahmen als Auflage oder Ziel formuliert (Bergmüller & Nemeth, 2018). Die Vorgaben bezüglich Diversifizierung sind jedoch auf größerer räumlicher Ebene nur sehr grob. So darf z.B. bei *UBB* keine Kultur mehr als 66 % der Fläche betragen. Vereinfacht ausgedrückt bedeutet das, dass bezogen auf die Aktionsradien der meisten Vogelarten (ca. 2 ha) und Ackerflächen pro Betrieb (durchschnittlich 18 ha) nur jedes siebte Vogelrevier einer Art an einem Kulturwechsel zu liegen käme. Zwar haben *UBB*-Betriebe eine durchschnittliche Schlaggröße von 1,37 ha, dies stellt jedoch keine Förderauflage dar, ist regional unterschiedlich und in ackerbaulich intensiv genutzten Gebieten deutlich höher. Die Schlaggröße fließt in den Strukturwert von High Nature Value Farmland ein (Bartel, Schwarzl & Süßenbacher, 2015) und kleinere Schläge haben einen positiven Einfluss auf eine Reihe von Vogelarten (z.B. Frühauf, 2005). Der positive Effekt kommt vor allem durch nicht bearbeitete Randstrukturen sowie unterschiedliche Bewirtschaftszeiträume zwischen verschiedenen Kulturen zustande, wodurch sich räumlich und zeitlich Deckungs- und Nahrungshabitate ergeben. Um also einen Effekt auf Vögel haben zu können, müssten die Auflagen bzgl. Kulturvielfalt deutlich wirksamer sein.

Für Biobetriebe gibt es keine expliziten Fruchtfolgeauflagen, aber diese sind in der Regel vielfältiger als bei konventionellen Betrieben und durch höhere Leguminosen- und geringere Hackfruchtanteile charakterisiert. Mangels quantitativer Vorgaben ist dies jedoch schwer zu überprüfen. Randstrukturen werden v.a. durch die verpflichtende Anlage von Biodiversitätsflächen im Rahmen der *UBB*-Maßnahme positiv beeinflusst. Bio-Betriebe sind dazu nicht verpflichtet, sie weisen auch einen deutlich geringeren Anteil an Brachen auf (Bergmüller & Nemeth, 2018).

Niedrige oder schütterere Vegetation wird durch die Fördermaßnahmen so gut wie gar nicht behandelt (Bergmüller & Nemeth, 2018). Zusammen mit niedriger Vegetationsdichte ist dieser Faktor für mehr als die Hälfte aller FBI-Arten von Bedeutung für die Nahrungssuche oder auch als Nistplatz (und spielt eine ähnliche Rolle wie Nährstoffreduktion im Grünland).

Außerhalb der bewirtschafteten Fläche besitzen **Landschaftselemente** ebenso wie im Grünland eine große Bedeutung für Vögel. Auf diese wurde in der neuen Auflage zur Erhaltung von Landschaftselement im Rahmen von *UBB* und *Bio* ein starker Fokus gelegt.

3.2 Einfluss auf Vögel – Brutvogelmonitoring

Drei Maßnahmen im Ackerland (*UBB-DIV-Acker*, *Bio-Acker*, *Naturschutz*) zeigen positive Zusammenhänge mit dem Auftreten von Vogelarten, wobei dies bei DIV-Acker am deutlichsten ist. Die durch Fördermaßnahmen erklärte Varianz im Auftreten von Vögeln ist jedoch relativ gering.

Zwei Vogelarten zeigten einen positiven Zusammenhang mit den digitalisierten Landschaftselementen im Ackerland, der Girlitz und der Grünspecht. Beide Arten sind vorwiegend auf Bäume angewiesen, und unterstreichen den Schwerpunkt der Digitalisierungen auf Baumstrukturen. Die Wachtel zeigte einen negativen Zusammenhang, was durch ihre Präferenz für sehr offene Lebensräume zu erklären ist (Bergmüller & Nemeth, 2018).

Zur Vertiefung der 2017 gefundenen Ergebnisse wurden anhand von zwei ausgewählten Indikatorarten weitere Untersuchungen gemacht.

4. Ausgewählte Fallbeispiele:

4.1 Rebhuhn

Zur gezielten Untersuchung des Einflusses der Biodiversitätsflächen im Acker wurde das Rebhuhn als geeignete Indikatorart ausgewählt. Rebhühner sind Standvögel, können daher die Lebensraumqualität während der Brutzeit und im Winter anzeigen. Außerdem hat diese einst sehr häufige Art in den letzten Jahrzehnten drastische Bestandseinbußen in Österreich und ganz Europa erfahren (Tucker & Heath, 1994; Bauer & Berthold, 1996; Wichmann & Teufelbauer, 2003; Teufelbauer, 2018).

Methoden

Es wurden 15 Gebiete ausgewählt, um das Vorkommen von Rebhühnern in Zusammenhang mit Biodiversitätsflächen im Acker zu untersuchen. Die Auswahl dieser Gebiete erfolgte in mehreren Schritten: zuerst wurden anhand von rezenten Beobachtungsdaten aus der Meldeplattform www.ornitho.at Verbreitungsschwerpunkte identifiziert. Aus diesen wurden geeignete Zählstrecken nach folgenden Kriterien ausgewählt: ausgewogene Verteilung über das gesamte Verbreitungsgebiet, in 5 km Umkreis zumindest einige Beobachtungsmeldungen in [ornitho.at](http://www.ornitho.at) seit 2013, unterschiedliche Flächenanteile von DIV_A und Begehbarkeit. Eine der Strecken wurde außerdem aufgrund des hohen Anteils an AG-Flächen (Bewirtschaftung auswaschungsgefährdeter Ackerflächen) ausgewählt, eine sehr seltene Maßnahme die nur im Burgenland lokal Konzentrationen aufweist.

Jede Zählstrecke wurde zweimal im Zeitraum zwischen 24. März und 1. April 2018, jeweils zwischen 30 Minuten vor bis 40 Minuten nach Sonnenuntergang bei geeigneten Witterungsbedingungen begangen. Die Transektlänge betrug ca. 3 km, innerhalb eines Radius von 200 m wurde alle Rebhuhn-Registrierungen möglichst punktgenau verortet. Zur besseren Erfassung von rufenden Hähnen wurde alle 200 m ein playback abgespielt (playback kann die Entdeckungswahrscheinlichkeit erhöhen, ohne die Dichteschätzungen zu verfälschen, (Warren, Hornby & Baines, 2018).

Die Reviere wurden anhand von Simultanbeobachtungen und Entfernung zur nächstliegenden Beobachtung als Polygone abgegrenzt (150 m bei verschiedenen bzw. 100 m bei derselben Begehung). Die Polygonschwerpunkte wurden als Reviermittelpunkte angenommen, und deren Anzahl pro Zählstrecke wurde auf 10 ha normiert.

Die landwirtschaftliche Datengrundlage wurde vom BMNT zur Verwendung für dieses Projekt zur Verfügung gestellt. Die Flächenanteile der Förderflächen wurden als Anteile der landwirtschaftlichen Fläche im Beobachtungsradius berechnet.

Datenanalyse Gebietsvergleiche

An fünf Strecken konnten keine Rebhühner registriert werden. Bei den restlichen neun Strecken schwankte die Dichte der Reviere pro 10 ha von 0,16 bis 2,2 Reviere Pro 10 ha. Die meisten Reviere wurden auf der Parndorfer Platte mit 2,2 Revieren pro 10 ha registriert. Dieser Wert ist mehr als dreimal so hoch wie der nächstniedrige. Die Ursache für diesen Ausreißer sind wahrscheinlich das nur dort erfolgte Aussetzen von aufgezogenen Rebhühnern. Daher wurde diese Strecke von der weiteren Analyse ausgeschlossen. Die Nullwerte können durch das tatsächliche Fehlen von Rebhühnern oder auf widrige Kartierungsbedingungen verursacht werden. Daher wurden bei der Analyse der Daten einmal mit und einmal ohne Nullwerte gerechnet. Dazu wurde die Dichte der Reviere mit zwei Variablen, dem Anteil der Diversitätsfläche und der Schlaggröße korreliert. Da die Zahl der Strecken relativ klein ist, wurden die nicht-parametrische Rangkorrelation verwendet. Alle Tests wurden mit R 3.3.2. durchgeführt.

Datenanalyse innerhalb eines Gebiets

Die Strecke mit den meisten Rebhuhn-Beobachtungen, insgesamt 22 registrierte Reviere, lag in der Nähe von Nickelsdorf auf der Parndorfer Platte. Diese Strecke wurde von der Analyse aller Strecken ausgeschlossen, weil durch das Aussetzen von Rebhühnern hier wahrscheinlich ein ungewöhnlich hoher Bestand an Rebhühnern vorhanden ist. Die hohe Zahl an Registrierungen gab uns aber die Möglichkeit, innerhalb dieses Gebietes zu testen, ob die Rebhühner sich an dem Vorhandensein von Diversitätsflächen bzw. weniger genutzter Ackerflächen aufgrund der Maßnahme „Bewirtschaftung auswaschungsgefährdeter Ackerflächen“ orientieren.

Zur Analyse der Daten wurde zuerst ein Raster mit 150 x 150 m über das gesamte Streckengebiet gelegt. Da die Verortung der rufenden Individuen mit Unsicherheit behaftet ist, wurde angenommen, dass die Reviere in einem Kreis mit 80 m Durchmesser um den angenommenen Reviermittelpunkt liegen. Der Raster, in dem ein oder zwei angenommene Reviermittelpunkte lagen, wurde in der Analyse als besetzter Raster bewertet. Wenn ein unbesetztes Raster näher als 40 m zu einem Reviermittelpunkt in einem benachbarten Raster lag, wurde er nicht analysiert, weil es aufgrund der Unsicherheit bei der Verortung nicht sicher ist, ob er tatsächlich unbesetzt ist. Eine weitere Einschränkung der Daten erfolgte bei Randrastern, das heißt bei Rasterflächen, die zum Teil mehr als 200 m vom Zähltransekt entfernt waren. Hier wurden alle Rasterflächen ausgeschieden bei denen weniger als 80 % der Fläche innerhalb lag.

Aufgrund des relativ kleinen Datensatzes wurde univariat mit dem nichtparametrische Wilcoxon Rangsummentest Unterschiede zwischen besetzten und nicht-besetzten Rastern untersucht. Dabei wurden drei Variable getestet: der Anteil an Biodiversitätsflächen, der Anteil an Flächen der Maßnahme „Bewirtschaftung auswaschungsgefährdeter Ackerflächen“ und die Schlaggröße in ha. Es wurden nur Rasterflächen verwendet, die mehr als 50 % landwirtschaftliche Nutzflächen enthielten. Dadurch wurde eine weitere Rasterfläche weggelassen, auf der sich Siedlungsgebiet befindet. Insgesamt wurden letztlich 12 nicht besetzte und 13 besetzte Raster für die Analyse verwendet (siehe Abb. 4.1.1). Die statistischen Berechnungen erfolgten mit R 3.3.2.

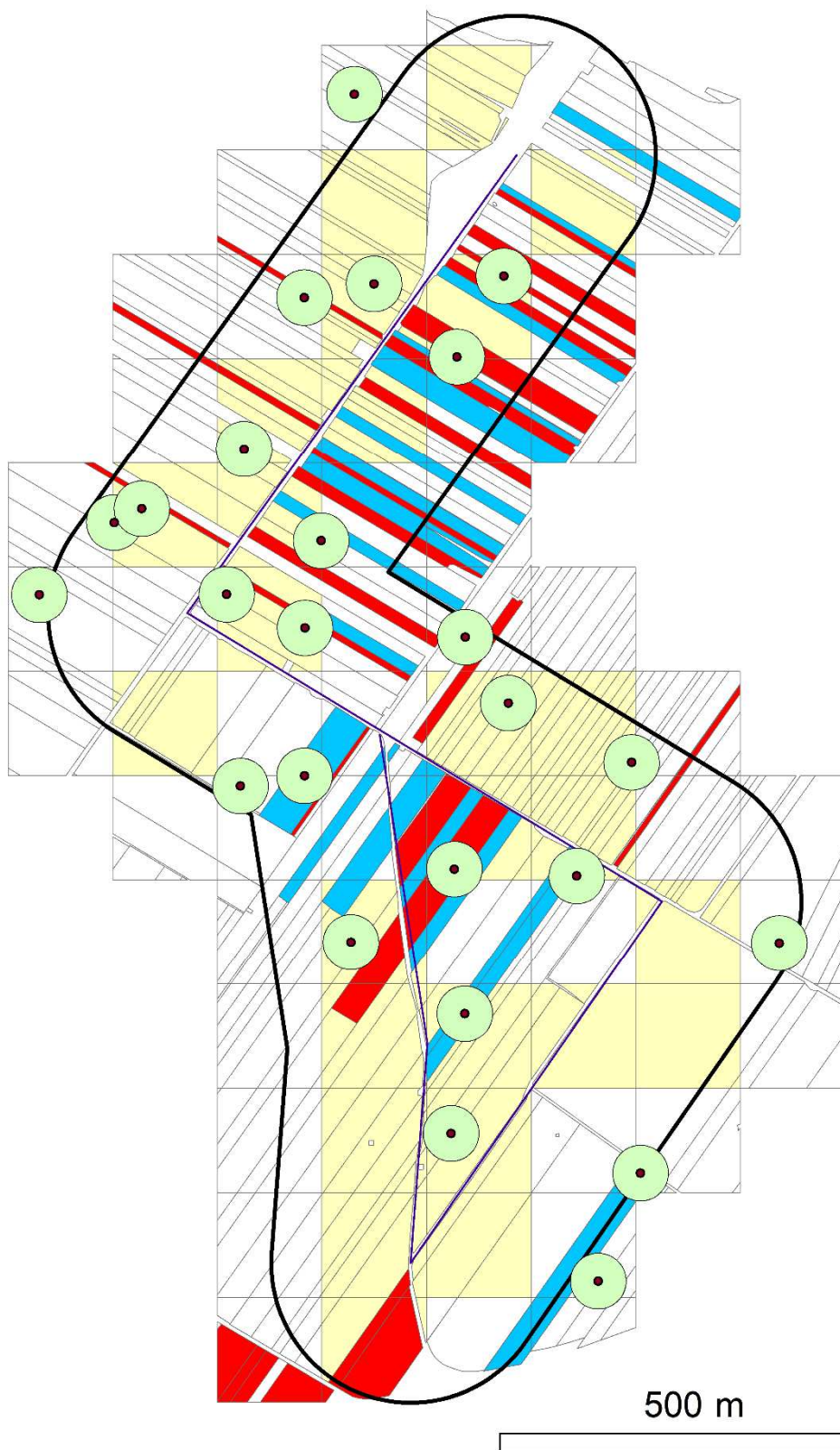


Abbildung 4.1.1 Ausgewählte Raster für die Analyse. Alle verwendeten Raster sind gelb eingefärbt. Rot sind die Biodiversitätsflächen, blau die Flächen mit der Maßnahme „Bewirtschaftung auswaschungsgefährdeter Ackerflächen“. Die schwarze Linie umgrenzt das Untersuchungsgebiet. Die Punkte sind die Reviermittelpunkte umgeben von einem grünen Puffer mit 40 m Radius.

Ergebnisse

Die Rebhuhndichte betrug durchschnittlich 0,39 Reviere/10 ha, was deutlich unter dem Wert von Frühauf (2005) liegt (0,54 Rev/10 ha). Bei der Analyse aller Strecken (inkl. Nullwerte) zeigten die Schlaggröße und der Anteil an Diversitätsflächen weder eine hohe noch eine signifikante Korrelation mit der Rebhuhndichte (Spearman's Rangkorrelation; Schlaggröße: $n = 14$, $\rho = 0,003$, $p = 0,99$; Anteil an Diversitätsflächen: $n = 14$, $\rho = 0,17$, $p = 0,55$).

Schließt man die Nullwerte aus, so sinkt die Rebhuhndichte mit der Schlaggröße, dieser Zusammenhang ist aber nicht signifikant (Spearman Rang Korrelation, $n = 8$, $\rho = -0,61$, $p = 0,12$). Signifikant mehr Rebhühner finden sich auf Strecken mit höherem Anteil an Diversitätsflächen ($n = 8$, $\rho = 0,83$, $p = 0,01$; s. Abb. 4.1.2).

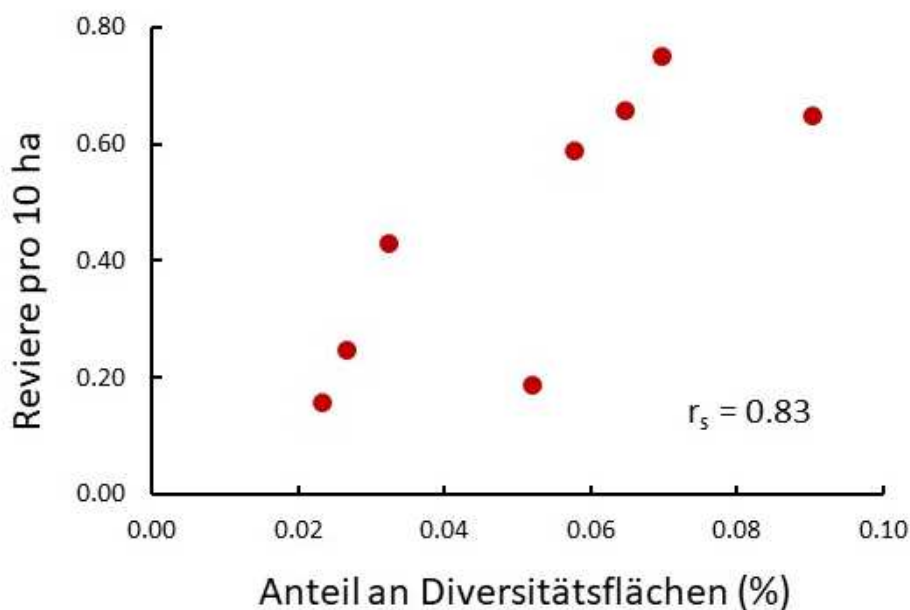


Abbildung 4.1.2 Zusammenhang zwischen dem Anteil an Biodiversitätsflächen auf Acker und Rebhuhndichte an den acht Strecken, an denen Rebhühner festgestellt wurden.

Vergleicht man im Zählgebiet Nickelsdorf die Rasterflächen mit und ohne Rebhühner, so findet man einen Trend für *DIV*-Flächen bei Rastern mit Rebhühnern (Wicoxon Rangsummentest, $n_{\text{besetzt}} = 13$, $n_{\text{unbesetzt}} = 12$, $W = 47,2$, $p = 0,09$). Auf besetzten Rasterflächen lag der Mittelwert der Diversitätsflächen bei 12,4 und auf unbesetzten bei 7,8 %. Das Ergebnis wird maßgeblich durch einen sehr hohen Extremwert bei unbesetzten Flächen beeinflusst (64 % siehe Abb. 4.1.3 a). Dieser hohe Wert tritt durch eine große Diversitätsfläche auf, an deren Rand Gehölzen stehen und die sich in unmittelbarer Nähe zur Autobahn befindet (30 m entfernt). Beides sind Umstände, die in keinem anderen Raster auftreten. Schließt man dieses Raster aus der Analyse aus, verstärkt sich der Effekt der Diversitätsflächen und wird hoch signifikant (Wicoxon Rangsummentest, $n_{\text{besetzt}} = 13$, $n_{\text{unbesetzt}} = 11$, $W = 34,5$, $p = 0,028$)

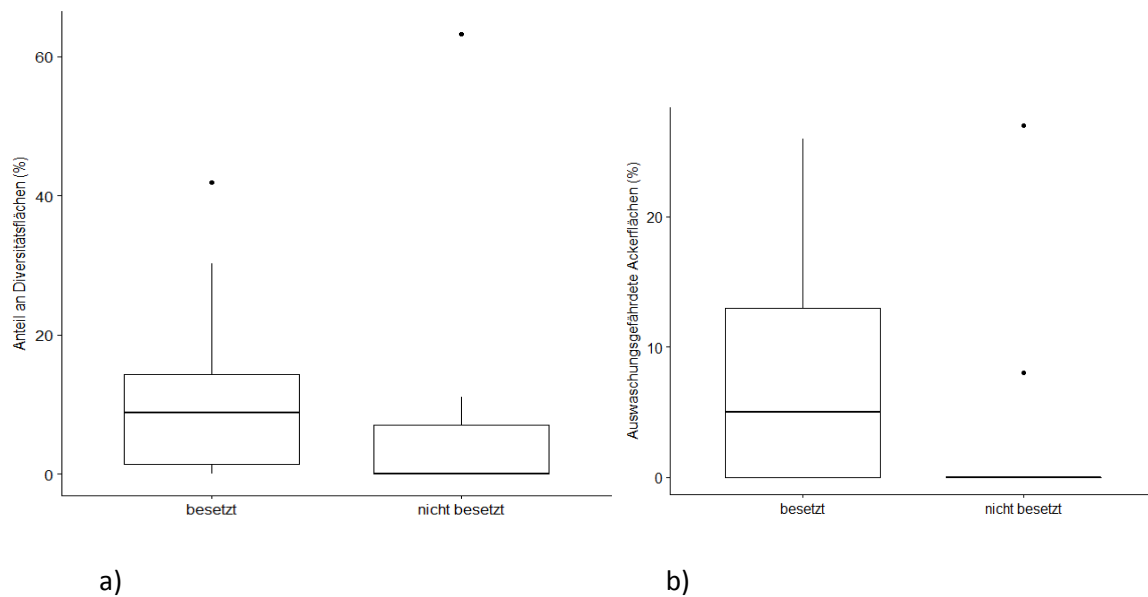


Abbildung 4.1.3 Boxplot für den Anteil der Biodiversitätsflächen (a) und der Maßnahme „Bewirtschaftung auswaschungsgefährdeter Ackerflächen“ bei von Rebhühnern besetzten (13) und unbesetzten Rasterflächen (12).

Im Untersuchungsgebiet Nickelsdorf treten Rebhühner signifikant häufiger in Rastern mit mehr Flächen der Maßnahme „Bewirtschaftung auswaschungsgefährdeter Ackerflächen“ auf (Wicoxon Rangsummentest, $n_{\text{besetzt}} = 13$, $n_{\text{unbesetzt}} = 12$, $W = 40,5$, $p = 0,02$). Allerdings ist der Anteil relativ gering (Abb. 4.1.3 b) und in 14 von 25 Fällen sind in den Rastern keine dieser Flächen zu finden. Schließt man das bereits oben ausgeschlossene Raster in der Nähe der Autobahn aus, so zeigt sein etwas geringer aber noch signifikanter Wert (Wicoxon Rangsummentest, $n_{\text{besetzt}} = 13$, $n_{\text{unbesetzt}} = 11$, $W = 348,5$, $p = 0,04$). Raster mit Rebhühnern hatten außerdem signifikant kleinere Schlaggrößen (Wicoxon Rangsummentest, $n_{\text{besetzt}} = 13$, $n_{\text{unbesetzt}} = 12$, $W = 115$, $p = 0,045$). Dieser Zusammenhang änderte leicht und wird nicht signifikant, wenn man das oben erwähnte Raster in Autobahnnähe ausschloss (Wicoxon Rangsummentest, $n_{\text{besetzt}} = 13$, $n_{\text{unbesetzt}} = 11$, $W = 104$, $p = 0,063$).

4.2 Raubwürger

Der Raubwürger ist ein vom Aussterben bedrohter Brutvogel in den Ackergebieten der nördlichen Teile Niederösterreichs (Dvorak *et al.*, 2017; Sachslehner, 2017), der auch bei uns überwintert. Im Gegensatz zum Rebhuhn war der Raubwürger immer schon eine seltene Art mit großem Raumbedarf und hohen Habitatansprüchen. Als Hauptgefährdungsfaktoren werden Flurbereinigungen, Grünlandumbruch und Verlust an Brachen genannt. Anhand dieser Top-Indikatorart wurde der Einfluss von verschiedenen Fördermaßnahmen im Acker untersucht.

Methoden

Als Datengrundlage wurden Gebietsabgrenzungen der Forschungsgemeinschaft Wilhelminenberg (Bearbeitung Dr. Leopold Sachslehner) in Kombination mit dem Artenschutzprojekt Niederösterreich verwendet. Für diese Gebiete lagen Absenz- und Präsenzdaten der Brutsaisonen 2016 und 2017 sowie des Winters 2016/17 vor. Bei den Brutzeitdaten wurde zudem unterschieden zwischen Revieren mit und ohne Bruterfolg. Die Gebiete können zu drei Regionen mit sehr unterschiedlicher Anzahl untersuchter Gebiete zusammengefasst werden: 50 im Waldviertel, 15 in den March-Thaya-Auen und 8 im Weinviertel. Während im Waldviertel nur wenige Gebiete besetzt waren, ist der Anteil im Weinviertel und den March-Thaya-Auen

wesentlich höher. Anders ist es bei der Verteilung der überwinternden Vögel, hier sind die meisten Vögel im Waldviertel zu finden (Tab. 4.2.1).

Tabelle 4.2.1 Verteilung der festgestellten Reviere und Bruten in den Jahren 2016 und 2017 (Datengrundlage: Forschungsgemeinschaft Wilhelminenberg, Bearbeitung Dr. Leopold Sachslehner)

Region	Anzahl Gebiete	Reviere		Bruten		Winterreviere
		2016	2017	2016	2017	2016/17
March-Thaya-Auen	15	6	3	5	3	7
Waldviertel	50	6	10	2	9	31
Weinviertel	8	7	5	6	4	4
Gesamt	73	19	18	13	16	42

Die Gebietsabgrenzungen wurden mit Invekos-GIS-Daten des jeweiligen MFA verschnitten, diese wurden vom BMNT zur Verwendung für dieses Projekt zur Verfügung gestellt. Biodiversitätsflächen (DIV) wurden nach den Feldstücksnutzungen „Acker“ und „Grünland“ getrennt, für die Analysen wurde entsprechend der Fragestellung nur Biodiversitätsflächen im Acker verwendet. DIV-Flächen mit gleichzeitiger Förderung als Naturschutzmaßnahme wurden dem Naturschutz (höherwertige Maßnahme, andere Auflagen) zugerechnet. Bio wurde ebenfalls in *Bio-Acker* und *Bio-Grünland* unterteilt, wobei nur *Bio-Acker* für die Analysen verwendet wurde. Ebenso wurde mit den Naturschutzflächen (WF und K20) verfahren. Für jedes Gebiet wurde die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche sowie der Flächenanteil von *DIV-A*, *Bio-A*, *Naturschutz-A* und flächigen *LSE* und die Anzahl der punktförmigen *LSE* pro landwirtschaftlicher Nutzfläche berechnet.

Die Gebiete unterscheiden sich in der landwirtschaftlichen Nutzung und den Fördermaßnahmen, in den March-Thaya-Auen finden sind im Durchschnitt 31% Grünland, im Weinviertel nur 3,2 % und im Waldviertel 5,1 %. Ebenso ist der Anteil an Bio-Acker oder Acker-Naturschutzflächen sehr unterschiedlich (Tab. 4.2.2). Die in mehreren Hinsichten deutlich unterschiedlichen Gebiete lassen es nicht sinnvoll erscheinen, gebietsübergreifende Aussagen zu treffen. Stattdessen wird versucht für einzelne Gebiete Aussagen zu treffen.

Tab. 4.2.2 Anteil der Fördermaßnahmen (in Prozent) an der landwirtschaftlichen Nutzfläche in den drei Regionen mit Raubwürger-Gebieten.

Gebiete	DIV-Acker	Bio-Acker	Naturschutz-Acker	LSE-fläche pro ha	LSE pro ha
March-Thaya-Auen	6.65	2.97	18.01	0.43	0.76
Waldviertel	3.07	41.83	0.29	0.31	0.28
Weinviertel	5.93	15.68	12.03	0.24	0.28
Gesamtergebnis	4.12	30.98	5.22	0.32	0.38

Aus der Sicht der Verteilung der Vögel ist die Stichprobe bei den Wintervögeln am ehesten geeignet, um den Einfluss von Nutzung und Fördermaßnahmen zu testen. Hier ist es im Waldviertel möglich, den Einfluss von mehreren Variablen gleichzeitig zu testen. Dazu wurde ein Generalisiertes Lineares Modell (GLM) mit einer binär verteilten abhängigen Variable verwendet (besetzt oder nicht besetzt). Für andere Gebiete konnten im besten Fall nur univariate und aufgrund der geringen Stichprobengrößen nur nicht-parametrische Tests angewendet werden. Die geringen Stichprobengrößen verringern auch hier die Möglichkeiten, so sind z.B. bei den Revieren und Brutdaten im Weinviertel zu wenige unbesetzte Gebiete vorhanden. In den March-

Thaya-Auen und im Waldviertel wurden die Reviere und die Nistgebiete mit nicht besetzten Gebieten verglichen.

Alle Variablen werden als Prozent der landwirtschaftlichen Nutzfläche oder bei den Landschaftselementen als Elemente pro ha verwendet. In den GLMs wurden die Variablen standardisiert (Mittelwert = 0, Standardabweichung = 1). Bei allen Tests wurde auf Ausreißer kontrolliert und in den Modellen wurde die Verteilung der Residuen geprüft. Alle Analysen erfolgten mit R.3.3.4. (R Core Team, 2016).

Akzeptanzsteigerung durch Artenschutzprojekt

Um den Erfolg des Artenschutzprojekts der Niederösterreichischen Landesregierung bezüglich des Anteils an Naturschutzflächen zu beurteilen, wurde die Gebiete unterteilt in solche, deren im Rahmen des Projekts im Jahr 2016 schriftlich von der Landeregierung kontaktiert wurden, um Vertragsnaturschutz zu bewerben, und solche, die außerhalb des Projektgebiets liegen und daher nicht kontaktiert wurden. Für diese Analyse wurden Naturschutzflächen im Acker und im Grünland zusammengefasst.

Tabelle 4.2.3 Anzahl der Raubwürger-Gebiete mit und ohne Kontaktaufnahme durch die Niederösterreichische Landesregierung.

Region	Anzahl Gebiete
March-Thaya-Auen	15
schriftliche Bewerbung	5
keine Bewerbung	10
Waldviertel	50
schriftliche Bewerbung	22
keine Bewerbung	28
Weinviertel	8
schriftliche Bewerbung	5
keine Bewerbung	3

Ergebnisse

Wintervögel im Waldviertel

Die Analyse der überwinternden Raubwürger zeigt, dass Gebiete mit mehr Biodiversitätsflächen eher besetzt werden.

Tabelle 4.2.4 GLM für Gebiete mit überwinternden und ohne überwinternde Raubwürgern im Waldviertel zu vergleichen.

n_{besetzt} = 29; n_{unbesetzt} = 16.

	<i>DIV-Acker</i>	<i>Bio-Acker</i>	<i>Naturschutz-Acker</i>	<i>LSE punktförmig</i>	<i>LSE flächig</i>	<i>R²</i>
Modell	2,03 (0,009)	1,08 (0,09)	1,78 (0,34)	0,18 (0,65)	0,19 (0,75)	
Modell reduziert	0,84 (0,02)					0,16

Brutzeitdaten

Von allen getesteten fünf getesteten Variablen zeigt nur der Naturschutz in den March-Thaya-Auen einen signifikant positiven Effekt während der Brutzeit: Reviere traten signifikanter öfters in Gebieten mit mehr Acker-Naturschutzflächen auf (Wilcoxon–Mann–Whitney Test, n_{besetzt} = 6, n_{unbesetzt} = 9, W = 6, P = 0,012;

aufgrund der Datenlage wurde nur das Jahr 2016 getestet). Der Anteil an Acker-Naturschutzflächen war 9.1 % in unbesetzten Gebieten und 31,1 % in Revieren. Im Waldviertel konnte in beiden Jahren kein signifikanter Zusammenhang gefunden werden.

Akzeptanzsteigerung durch Artenschutzprojekt

Im Weinviertel konnte eine leichte, im Waldviertel eine sehr deutliche Steigerung des Flächenanteils von Naturschutz-Flächen zwischen den Jahren 2016 und 2017 erreicht werden. Allerdings ist das Niveau dort sehr niedrig, und auch 2017 waren auch in den schriftlich kontaktierten Gebieten nur 3,2 % der landwirtschaftlichen Fläche unter Vertragsnaturschutz. In den March-Thaya-Auen, der Region mit außerordentlich hohem Anteil an Naturschutzflächen, scheint die schriftliche Bewerbung keinen zusätzlichen Einfluss gehabt zu haben. Der hohe Anteil an Naturschutzflächen ist auf die langjährige persönliche Beratung durch den Distelverein zurückzuführen, das Potential ist hier nahezu ausgeschöpft.

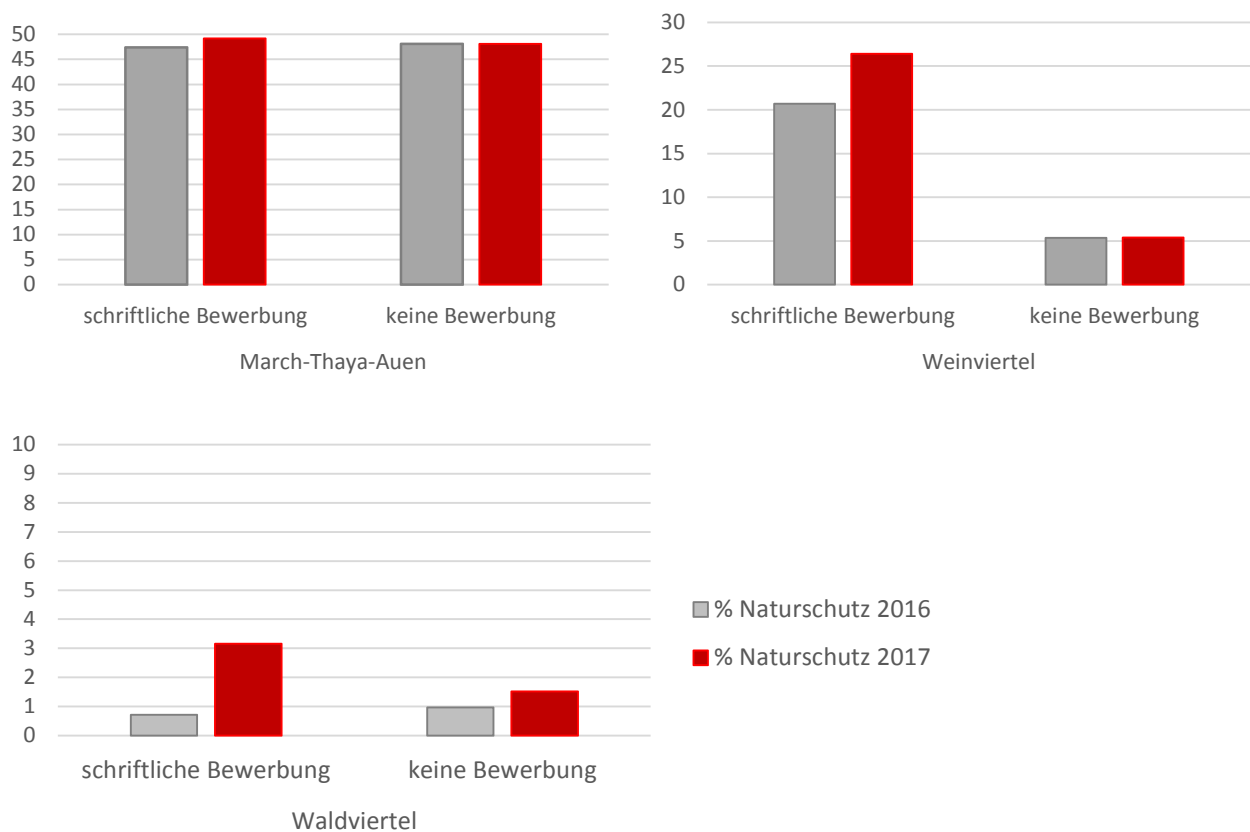


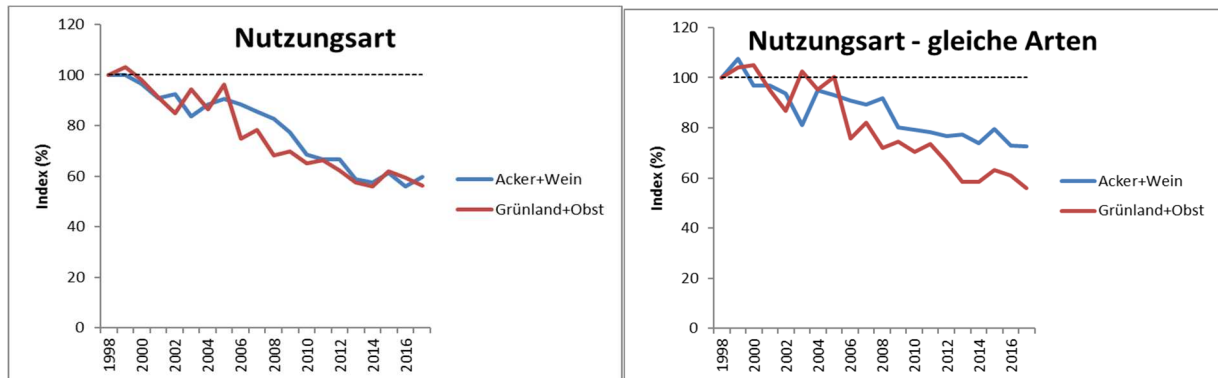
Abbildung 4.2.5 Änderung des Anteils von Naturschutzflächen an der gesamten landwirtschaftlichen Fläche zwischen 2016 und 2017 in Projektgebieten des Artenschutzprojekts Niederösterreich (schriftliche Bewerbung) und außerhalb (ohne Bewerbung).

Diskussion und Empfehlungen

5. Aktuelle Entwicklungen der landwirtschaftlichen Nutzung in Bezug auf Vogelarten

Die aktuelle Berechnung des Farmland Bird Index (FBI) deutet darauf hin, dass sich die Bestandstrends der Kulturlandvögel nach einer Abnahme um 40 % seit 1998 in den letzten 3-4 Jahren auf diesem niedrigen Niveau stabilisiert hat (Teufelbauer, 2018). Eine Unterteilung des FBI nach Nutzungsart zeigt auf, dass die

Entwicklung im Grünland stärker negativ verlaufen ist als in Ackergebieten, wenn man nur Arten berücksichtigt, die in beiden Lebensräumen noch relativ verbreitet sind. Es ist also derzeit im Grünland ein noch stärkerer Handlungsbedarf gegeben als im Ackerland.



a)

b)

Abbildung 5.1 Farmland Bird Index getrennt nach Nutzungsarten. a) Vergleich aller Arten des FBI mit ausreichender Datenqualität der jeweiligen Kategorie b) nur Arten, die in beiden Kategorien in ausreichender Datenqualität vorliegen. Abbildung übernommen aus Teufelbauer (2018).

Die Ergebnisse dieser Studie untermauern diese Interpretation: in wichtigen Wiesenvogelgebieten in drei Bundesländern (Oberösterreich, Salzburg und Tirol) haben die Artenzahlen der untersuchten Indikatorarten pro Gebiet zwischen der letzten und der aktuellen Förderperiode hoch signifikant abgenommen (um durchschnittlich 1,6 Arten pro km²). In diesen Gebieten hat das Intensivgrünland durchschnittlich um 4,3 % zugenommen, während zweimähdige Wiesen um 5,2% abgenommen haben. Sowohl die Zunahme an Intensivgrünland als auch die Abnahme an zweimähdigen Wiesen hatten einen signifikanten Einfluss auf den Rückgang der Arten (Tab. 2.2.2). Das spiegelt den großen Wandel in der Grünlandwirtschaft wider, der derzeit stattfindet: während die unproduktiven Extensivstandorte (einemähdige Wiesen, Hutweiden) bereits in den letzten Jahrzehnten verloren gegangen sind, werden nun zunehmend die produktiveren Wiesen von zweimähdig auf Intensivgrünland (drei- oder mehrmähdig, Wechselwiesen, Dauer- und Kulturweiden) umgestellt (siehe auch Bartel, Schwarzl & Süßenbacher, 2015). Im Tiefland können dreimähdige Wiesen teilweise auch artenreiche Glatthaferwiesen umfassen, generell werden jedoch mehr als zwei Nutzungen aus ökologischer Sicht als intensiv bezeichnet. In den Untersuchungsgebieten ist der Anteil der zweimähdigen Wiesen (16,7 %) fast auf das Niveau der einmähdigen (10,1 %) gefallen. Eine klassische Indikatorart für zweimähdige Wiesen ist das Braunkehlchen, das bevorzugt nährstoffreiche Wiesen in ebenen Talböden besiedelt.

Eine der Möglichkeiten, dieser Entwicklung zu entgegnen, ist die gezielte Förderung von abgestuftem Wiesenbau. Dabei werden je nach Standort die Wiesen noch stärker intensiviert, während andere Flächen extensiviert werden. Allerdings besteht hier Gefahr, dass aufgrund der Standorteignung genau jene Wiesen intensiviert werden, die auch für Wiesenvögel relevant sind (z.B. Bergmüller 2019, Bericht in Vorbereitung). In relevanten Vogelgebieten ist daher die Auswahl von Extensivwiesen auf die Bedürfnisse der Vögel abzustimmen: ebene Tallagen, ausreichend Abstand zu Waldrändern und Gehölzgruppen.

Im Ackerland konnten im Rahmen dieser Studie keine vergleichbaren Analysen der Nutzflächen gemacht werden, aber der zeitliche Verlauf des Anteils an Ackerbrachen hat gezeigt, dass nach einem drastischen Einbruch des Brachenanteils nach dem Jahr 2006 dieser Anteil seit der letzten Förderperiode wieder leicht gestiegen ist und sich in etwa auf dem Niveau von 2008 eingependelt hat (Bergmüller & Nemeth, 2018).

Möglicherweise hat dies zur Stabilisierung des FBI beigetragen. Allerdings ist dies zu relativieren, da bereits 40% der Vogelbestände verschwunden sind, und noch keine Erholung in Sicht ist.

Die Untersuchung zeigt, dass eine wirkungsvolle Unterstützung der bedrohten Vogelwelt nur von wenigen fokussierten ÖPUL-Maßnahmen geleistet wird (siehe nachfolgende Diskussion). Um den Biodiversitätsverlust zu bremsen und letztlich umzukehren, wird empfohlen, die Akzeptanz für diese Maßnahmen weiter zu steigern und Finanzmittel dorthin zu bündeln, während Maßnahmen, die wenig ökologischen Effekt zeigen, geringer dotiert werden sollten.

6. Allgemeine Maßnahmen

6.1 UBB

Als wichtigste Horizontalmaßnahme mit ca. 70 % Teilnahmerate bundesweit liegt hier das größte Potential zum Erhalt einer flächendeckenden Artenvielfalt an Vögeln. Unsere Analysen haben gezeigt, dass trotz dieser hohen Teilnahmerate und unabhängig von den flächenspezifischen Auflagen (Biodiversitätsflächen) die Intensivierung im Grünland (Anzahl Nutzungen) weiter fortgeschritten ist (Tab. 2.2.1). Die Nutzungsintensität im Grünland und Bracheflächen im Ackerland haben den größten Einfluss auf die Artenvielfalt der Vögel (Tab. 2.2.2, Bergmüller & Nemeth, 2018). Die Herausforderung liegt hier in der Erreichung einer Extensivierung bei gleichzeitiger Beibehaltung der hohen Teilnahmerate. Neben der Fortführung und Verbesserung der flächenspezifischen Auflagen (Diskussion in den Abschnitten zu Grün- und Ackerland) sollten die Vorgaben auf eine generelle Extensivierung der Betriebsformen abzielen, wie z.B. eine Reduktion der Besatzdichte oder Milchproduktion. Diese beiden Faktoren zeigen im Grünland Hinweise auf einen negativen Einfluss auf einzelne Arten (Bergmüller & Nemeth, 2018), darunter die Goldammer, die im Grünland einen stark negativen Trend aufweist (Teufelbauer, 2018).



Abbildung 6.1.1: Bäume wurden konsequent als Landschaftselemente digitalisiert, andere Typen wie Grabenränder nicht (im Bildausschnitt oben sind zwei Gräben zu sehen). Auch bei erfolgter Beantragung ist eine Bewirtschaftung wie im rechten Bild erlaubt. Fotos K. Bergmüller

Der verpflichtende Erhalt von Landschaftselementen, der unabhängig von der Nutzungsform im Grünland und Ackergebieten gleich gilt, ist eine wesentliche Neuerung, die beibehalten werden sollte. Allerdings ist die Umsetzung aufgrund des Fokus in der Praxis auf Bäume und Baumgruppen noch nicht wirksam für Kulturlandvögel der offenen Kulturlandschaft. Eine Verbesserung in Richtung Erhalt von Büschen und Randstrukturen wäre daher wünschenswert. Für Sonderstandorte der halboffenen Kulturlandschaft wie Streuobstwiesen oder Lärchenwiesen bringt der Schutz durch die Digitalisierung der Landschaftselemente sicher Vorteile, diese Lebensräume wurden aber im Rahmen dieser Evaluierungsstudie nicht untersucht.

6.2 Bio

Im Rahmen dieser Studie konnten trotz einer relativ hohen Teilnahmerate von bundesweit ca. 20 % der landwirtschaftlichen Fläche kaum positive Auswirkungen von *Bio* auf Kulturlandvögel nachgewiesen werden. Eine Ausnahme ist die Wachtel, eine Art die direkt in der landwirtschaftlichen Nutzfläche brütet und vermutlich vom erhöhten Nahrungsangebot durch reduzierten Pestizideinsatz profitiert. Außerdem hatten Raubwürger-Überwinterungsgebiete im Waldviertel tendenziell mehr Bio-Flächen (Tab. 4.2.4).

Der Schnitzeitpunkt im Grünland (Abb. 2.3.6) unterschied sich nicht zwischen *Bio*-Flächen und konventionellen Wiesen, der Brachenanteil pro Betrieb war insgesamt sogar geringer (Bergmüller & Nemeth, 2018). Das Fehlen unbewirtschafteter Bereiche erhöht die bewirtschaftungsbedingte Mortalität, wodurch zu erklären ist, dass kaum positive Effekte von *Bio* auf Vögel gezeigt werden konnten. Bereits 2005 wurde ein beträchtlicher Handlungsbedarf gesehen, um auf Bioflächen die bewirtschaftungsbedingte Mortalität zu senken und den Brachenanteil zu erhöhen (Frühauf, 2005), und bereits in der letzten Evaluierungsstudie wurde der Maßnahme *Bio* eine sinkende positive Wirkung auf Kulturlandvögel bescheinigt (Frühauf, 2010).

Biobetriebe sollten also nicht von den flächenspezifischen Auflagen (Biodiversitätsflächen, greening) ausgenommen werden. Die höhere Teilnahmerate von Biobetrieben an der Naturschutzmaßnahme spricht für eine höhere Bereitschaft zur Akzeptanz solcher Auflagen im Vergleich zu konventionellen Betrieben.

6.3 WF

Die Naturschutzmaßnahme ist die wichtigste Maßnahme zur Erhaltung und Entwicklung naturschutzfachlich wertvoller Lebensräume, insbesondere jener Tier- und Pflanzenarten, die durch die FFH- bzw. Vogelschutzrichtlinie geschützt sind. Außerdem soll sie zur Erhaltung und zum Aufbau von Biotopverbundstrukturen beitragen.

Bundesweit ist der Flächenanteil der Naturschutzmaßnahme sehr niedrig mit einem Flächenanteil von ca. 3 % (Bergmüller & Nemeth, 2018). Bei so einem geringen Flächenanteil ist kaum mit einer relevanten Wirkung auf Vögel zu rechnen, dementsprechend konnten auch in den bundesweiten Stichprobenflächen des Brutvogelmonitorings wenig Effekte von WF auf Vögel festgestellt werden. Im Ackerland zeigten zumindest zwei Arten (Wachtel und Neuntöter) eine positive Korrelation mit WF, im Grünland keine Art.

Der Aufbau von Biotopverbundstrukturen auf regionaler Ebene ist jedoch gelungen: in Kulturlandschafts-SPAs und weiteren wichtigen Gebieten für Kulturlandvögel beträgt der Flächenanteil ca. 30 % bzw. ca. 20 % in den Jahren 2016/17 (Bergmüller & Nemeth, 2018). Dieser Anteil ist jedoch noch nicht ausreichend, um den Rückgang der Artenvielfalt aufzuhalten. Die Wirkung der Naturschutzflächen wurde in einigen dieser Gebiete eingehender analysiert und wird für Grünland und Ackergebiete getrennt diskutiert.

Um eine Erholung der Brutbestände insbesondere der prioritären Arten für den Vogelschutz (Dvorak *et al.*, 2017) zu erreichen, wird die Einrichtung von Schwerpunktgebieten empfohlen (wie auch schon in Frühauf, 2010). Diese Arten kommen meist geclustert vor und haben so spezielle Habitatansprüche, dass bundesweite

Maßnahmen kaum Sinn machen. Für diese Gebiete sollten auch finanzielle Mittel für gezielte Beratungen bereitgestellt werden, um die Flächenanteile und Wirksamkeit der Auflagen zu erhöhen.

7. Flächenspezifische Maßnahmen/Auflagen im Grünland

7.1 Silageverzicht

Silageverzicht ist zwar keine neue Maßnahme, wurde aber in der aktuellen Förderperiode durch Wegfallen der regionalen Gebietskulisse ausgebaut. Als Ziel dieser Maßnahme wird die Sicherung der pflanzlichen und tierischen Vielfalt durch einen späteren ersten Schnitt und die Erhaltung von mosaikartiger Grünlandnutzung genannt.

Im Rahmen dieser Studie konnten wir trotz hohen Teilnehmeraten (in den drei Bundesländern mit dem höchsten Grünlandanteil über 30 % der landwirtschaftlichen Fläche) keinen Zusammenhang von Silageverzicht und Vögeln finden: weder in den Querschnittsdaten über Österreich (Brutvogelmonitoring) noch in den gezielt in wichtigen Wiesenvogelgebieten der Grünland-Bundesländer (Oberösterreich, Salzburg, Tirol) erhobenen Revierdaten zeigte sich ein Einfluss auf Artenzahlen oder Bestände einzelner Arten (Tab. 2.2.4 und 2.2.6, Bergmüller & Nemeth, 2018).



Abbildung 7.1.1: In Gebieten mit intensiver Milchwirtschaft (links: Pinzgau am 23.5.2018) wird ein Großteil der Wiesen mit Beginn des Ährenrispenschiebens gemäht, wodurch zur Brutzeit kein Lebensraum für Wiesenvögel vorhanden ist. In Gebieten ohne Schwerpunkt auf Milchproduktion beginnt die Mahd rund 4 Wochen später (rechts: Ehrwalder Becken, 12.6.2018). Beide Gebiete liegen auf ca. 1000 m Seehöhe und haben einen vergleichbaren Anteil an Flächen mit Silageverzicht. Fotos K. Bergmüller.

Eine Erklärung für die mangelnde Wirksamkeit findet sich in den Erhebungen zum Schnittzeitpunkt: im Gegensatz zum erklärten Ziel des späteren Schnitts werden Flächen mit Silageverzicht zumindest in einigen Gebieten früher gemäht, ein Hinweis auf eine spätere Mahd fand sich in keinem Gebiet (Abb. 2.3.3). Das ist vermutlich möglich durch moderne Heutrocknungsanlagen, die auch die Ernte von jungem Gras möglich machen. Diese junge Ernte wiederum ist in Zusammenhang mit der Milchproduktion zu sehen: in der Landwirtschaft wird ein früher Schnitt als notwendig für eine hohe Milchproduktion in hoher Qualität (Fettgehalt) gesehen.

Um die Förderung der Biodiversität, speziell Vögel, durch die Maßnahme Silageverzicht zu erreichen, sollten Schritte gesetzt werden, um den angestrebten späteren Schnitt zu bewirken. Es wird empfohlen den Fokus weg von der Milchproduktion zu nehmen. Beispielsweise sollte eine höhere Milchproduktion (mehr als 2000 kg/ha) nicht mit einer fast doppelt so hohen Prämie belohnt werden, sondern eher eine Umkehr der Prämienstaffeln angedacht werden.

7.2 DIV-Grünland

5% Biodiversitätsflächen im Grünland waren schon in der letzten Förderperiode eine verpflichtende Auflage der Maßnahme UBAG, allerdings waren die Vorgaben so unterschiedlich zu den aktuellen, dass man diese als neue Auflage einstufen kann. Sie soll maßgeblich zum Ziel einer breiten, flächendeckenden Biodiversitätswirkung der Maßnahme UBB beitragen. Dies soll hauptsächlich durch einen späteren ersten Schnitt erreicht werden.

Im Rahmen dieser Studie konnte keine Wirkung auf Vögel der Kulturlandschaft festgestellt werden. Weder die österreichweiten Monitoringdaten noch der zeitliche Vergleich in wichtigen Wiesenvogelgebieten oder das Vorkommen von Braunkehlchen in diesen Gebieten zeigten eine signifikante Korrelation (Tab. 2.2.4 und 2.2.6, Bergmüller & Nemeth, 2018).



Abbildung 7.2.1: artenreiche Biodiversitätsfläche im Grünland im Kärntner Gailtal (Aufnahmedatum 2.6.2017, A. Kleewein).

Der Hauptgrund dafür liegt in der geringen Abdeckungsrate: Obwohl der Flächenanteil an *DIV*-Flächen deutlich über den geforderten 5 % der UBB-Betriebsflächen liegt, ist der Prozentsatz gemessen an der gesamten landwirtschaftlichen Fläche bzw. Grünland (ohne Alm) in fast allen Bundesländern unter 5 %, meist sogar deutlich. Eine aktuelle Studie aus der Schweiz zeigt, dass die Vogeldichten erst ab einem Anteil von 9 % ökologischer Ausgleichsflächen hoher Qualität ansteigen, je nach restlicher Landschaftsausstattung auch mehr (Meichtry-Stier *et al.*, 2014). In den Wiesenvogelgebieten dieser Studie lag der Gesamtanteil der *DIV*-Grünland-Flächen durchschnittlich zwar bei 6,3 %, aber nur 1,5 % waren reine *DIV*-Flächen. Der Rest wurde gleichzeitig als Naturschutzfläche mit entsprechenden Auflagen gefördert, und konnte daher nicht für die Analyse der Wirkung von *DIV*-Flächen verwendet werden. Abgesehen von der geringen zu erwartenden Wirkung von so kleinen Flächenanteilen ist auch statistisch eine Analyse kaum möglich.

Um eine mögliche Wirkung durch verzögerten ersten Schnitt abzuleiten, wurden die Schnittzeitpunkte in den untersuchten Gebieten dem durchschnittlichen Mahdverlauf gegenübergestellt (Abb. 2.3.4). In Gebieten zwischen 800m und 1000m Seehöhe ist trotz der geringen Stichprobenzahl eine deutliche Verzögerung des

ersten Schnitts zu sehen, die ab 1400m nicht mehr zu erkennen ist. Das liegt einerseits daran, dass in tieferen Lagen die gesamte Mahd bereits viel früher (relativ zum Ährenrispenschieben) einsetzt als in höheren Lagen, d.h. eine intensivere Bewirtschaftung vorherrscht. Andererseits bedeutet aber der 1. Juli, ab dem auf jeden Fall gemäht werden darf, in höheren Lagen eine geringere Verzögerung zum Ährenrispenschieben. Zu diesem Zeitpunkt ist der erste Schnitt in Lagen ab 1400m noch in vollem Gange, und durch die Auflage wird keine Verzögerung erreicht.

Aus diesen Ergebnissen können zwei Empfehlungen abgeleitet werden: einerseits sollte der verpflichtende Anteil an Biodiversitätsflächen im Grünland erhöht werden, um eine flächenwirksame Abdeckung und damit eine Wirkung auf Vögel zu erreichen. Andererseits sollte der frühestmögliche Schnittzeitpunkt an die Höhenlage angepasst werden, am besten durch einen Bezug zum Ährenrispenschieben (wie bisher Mahd mit dem zweiten Schnitt, jedoch frühestens fünf Wochen nach dem Ährenrispenschieben des Knaulgras). Das würde einerseits in hochmontanen Lagen den Abschluss des ersten Schnitts hinauszögern, und andererseits verhindern, dass in intensiven Tieflagen die DIV-Flächen bereits am 1. Juni gemäht werden können, was für Vögel eine ökologische Falle darstellen kann. Eine mögliche Alternative wäre auch die Anlage von Grünlandbrachen analog zu den Biodiversitätsflächen im Acker (z.B. ein- bis zweimal Pflege/Mahd im Verpflichtungszeitraum; frühestens ab August).

7.3 WF im Grünland



Abbildung 7.3.1: großflächig spät gemähte, artenreiche Zweischnittwiesen mit Braunkehlchen (29.6.2018 bei Ehrwald; Foto K. Bergmüller)

Die Rolle der Naturschutzflächen wurde in wichtigen Wiesenvogelgebieten in Oberösterreich, Salzburg und Tirol näher untersucht. In den untersuchten Gebieten nahm der Anteil an Naturschutzflächen signifikant ab und betrug in dieser Förderperiode durchschnittlich 14,9 % gegenüber 17,7 % in der letzten Periode (Tab. 2.2.1). Österreichweit hat sich die Naturschutzmaßnahme im Jahr 2018 bereits fast wieder auf dem Niveau der Vorperiode eingependelt (INVEKOS Daten 2018). WF war die einzige Fördermaßnahme, die einen signifikanten Einfluss auf Abnahme der Arten hatte: der Artenverlust war geringer, wenn WF-Flächen weniger abnahmen oder sogar zunahmen (Tab. 2.2.4). Das zeigt, dass Naturschutzflächen den Rückgang der Diversität an Vögeln zumindest verlangsamen können. Eine effektive Zunahme an Arten ist jedoch erst bei sehr hohen

Anteilen an WF-Flächen zu beobachten: erst bei einer Zunahme um mehr als 20 % der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche wurde im Modell eine Erhöhung der Artenzahl errechnet (Abb. 2.2.3 b). Wenn man von dem durchschnittlichen Anteil von 17,7 % in den untersuchten Gebieten ausgeht, würde das einen Flächenanteil von ca. 40% bedeuten.

So ein hoher Flächenanteil ist höchstens auf regionaler Ebene mit intensiven Bemühungen erreichbar, und liegt in wichtigen Vogelgebieten derzeit noch unter 20%. Bundesweit scheint es sinnvoller, die Fördermaßnahmen auf die Erhaltung von mittelintensiven und extensiven Nutzungsformen (d.h. zweimähdige und einmähdige Wiesen) durch horizontale Maßnahmen zu konzentrieren, bzw. den extrem stark negativen Einfluss der intensiven Grünlandbewirtschaftung zurückzudrängen (Tab 2.2.2). Vergleicht man WF und Intensiv-Grünland miteinander, so ist intensiv genutztes Grünland signifikanter, und 10 % weniger Intensiv-Grünland wirken so positiv auf die Artenzahlen wie 20 % mehr WF Flächen (siehe Abb. 2.2.3).

Der hohe notwendige Flächenbedarf zur Erhöhung der Artenvielfalt ist auch dadurch bedingt, dass nicht alle Auflagenkombinationen wirksam sind. Der Bruterfolg des Braunkehlchens z.B. erhöhte sich erst bei einem höheren Anteil von Wiesen mit der Auflage „Schnittzeitpunktverzögerung von mindestens 28 Tagen“. In den untersuchten Gebieten hatten nur 9,2% der Wiesen eine Mahdverzögerung von mindestens 28 Tagen. Eine geringere Verzögerung (mindestens 21 Tage) wirkte sich zwar auf die Revierverteilung der Braunkehlchen aus, hatte aber auf den so wichtigen Bruterfolg keinen Einfluss. Dies stimmt auch den Ergebnissen früherer Studien überein, wo eine Verzögerung von 35 Tagen auf 50 % der Wiesen zum Erhalt von Braunkehlchen-Populationen empfohlen wird (Peer & Frühauf, 2009). In diesem Fall sind also sowohl ein hoher Flächenanteil sowie eine ausreichende Mahdverzögerung ausschlaggebend.



Abbildung 7.3.2: Eine Kombination von Brachestreifen und hohem Anteil an spät gemähten Wiesen ist für den Erhalt des Braunkehlchens wichtig (Foto Serfaus am 5.7.2017, K. Bergmüller).

Es wird daher empfohlen, den Flächenanteil der Naturschutzmaßnahme in wichtigen Gebieten für Kulturlandvögel (innerhalb und außerhalb von Schutzgebieten) deutlich zu steigern und einen Anteil von 40 % anzustreben. Dies kann nur über intensive persönliche Beratung gelingen, wie es z.B. im Lungau oder in Tirol praktiziert wird (Teufelbauer, Bieringer & Wawra, 2012; Schwarzenberger & Lassacher, 2017). Dabei muss

ein stärkerer Fokus auf wirksame Auflagenkombinationen wie Schnittzeitpunktverzögerung ab 28 Tagen, halbschürige Wiesen und Brachestreifen gelegt werden. Nur diese bieten ausreichende Mahdsicherheit und letztere auch vorjährige Vegetation zur Nestanlage.

8. Flächenspezifische Maßnahmen/Auflagen im Ackerland

8.1 DIV-Acker

Biodiversitätsflächen waren schon in der letzten Förderperiode verpflichtend, jedoch wurde der verpflichtende Flächenanteil von 2 % auf 5 % gehoben und die Vorgaben etwas verändert. Wie auch im Grünland soll diese Auflage maßgeblich zum Ziel einer breiten, flächendeckenden Biodiversitätswirkung der Maßnahme UBB beitragen. Dies soll durch die Einsaat von insektenblütigen Mischungspartnern sowie einen Verzicht auf Düngung, Pestizide sowie eine Nutzung (von 50 %) erst ab August erreicht werden. Allerdings ist eine mind. 1x jährliche Nutzung verpflichtend, so dass keine Brachen über den Winter stehen bleiben. Auch ist die Qualität der Flächen sehr unterschiedlich (stichprobenartige Überprüfung): diese sind teilweise sehr dicht und gräserdominiert oder wertvollen Suttten wurden eingesät.



Abbildung 8.1.1: Beispiele von gelungenen (oben) und verbesserungsfähigen (unten) Biodiversitätsflächen im Acker; oben links: schmale, aber arten- und struktureiche Fläche in Gols (2.6.2017); oben rechts: blütenreicher Streifen zwischen dichten Ackerkulturen (23.5.2017); unten links: sehr gräserdominiert, dicht und in Waldrandlage bei Haringsee (1.6.2017), unten rechts: als DIV-Fläche eingesäte Sutte bei Haringsee, die nun ihre Funktion verloren hat (1.6.2018; alle Fotos von N. Teufelbauer)



Es zeigte sich ein Anstieg der Rebhuhndichte mit einem höheren Anteil an DIV-Flächen (Abb. 4.1.2) an der landwirtschaftlichen Fläche. Dieser Zusammenhang zeigte sich jedoch nur bei Ausschluss der Strecken ohne Rebhuhnnachweise. Die Rebhuhndichte lag auch bei den besseren Zählstrecken noch auf eher niedrigem Niveau (vgl. Wichmann & Teufelbauer, 2003; Frühauf, 2005). In einem Gebiet mit (durch Aussetzungen bedingter) sehr hoher Rebhuhndichte zeigte sich, dass von Rebhühnern besetzte Raster mit 12,7 % der landwirtschaftlichen Fläche deutlich mehr DIV-Acker aufwiesen als unbesetzte Raster (Abb. 4.1.3).

In Österreich scheint sich der Rebhuhnbestand in den letzten Jahren stabilisiert zu haben (Teufelbauer, 2018), ein Anstieg ist bei einem Flächenanteil von DIV-Acker von ca. 3 % österreichweit nicht zu erkennen. In einem Projekt in Niedersachsen konnte die Rebhuhnpopulation bei einem Blühstreifenanteil von nur 0,8 % der Ackerfläche stabilisiert werden, kleinräumig konnte bei einem Anteil von 3-7 % die Anzahl der Brutpaare innerhalb von 10 Jahren verzehnfacht werden (Gottschalk & Beeke, 2014). In jenem Projekt wurde allerdings die Hälfte aller Blühstreifen über den Winter stehengelassen, so dass die Rebhühner die Nester in der vorjährigen Vegetation anlegen konnten. Außerdem erfolgte nach Ende April keinerlei Bewirtschaftung mehr, so dass die Rebhühner ungestört dem Brutgeschäft nachgehen konnten.

Die Analyse der Raubwürgerdaten zeigte, dass die Biodiversitätsflächen auch im Winter positive Auswirkungen haben: in Gebieten, in den Raubwürger überwinterten, war der Anteil an DIV-A signifikant höher als in Gebieten ohne überwinternde Raubwürger (3,7 % vs. 2,1%, Tab. 4.2.4). Allerdings war die erklärte Varianz mit 16 % relativ gering. Dies könnte möglicherweise durch einen Brachenanteil auch im Winter verbessert werden.

Insgesamt konnte also eine deutliche Wirkung der Biodiversitätsflächen im Ackerland festgestellt werden: die österreichweiten Monitoringdaten zeigten einen signifikanten Zusammenhang der Artenzahl an FBI Arten mit dem Anteil DIV-Acker Flächen, bei Feldlerche und Dorngrasmücke konnte auch im Einzelvergleich ein Zusammenhang festgestellt werden. Auch für Rebhühner und Raubwürger konnte gezeigt werden, dass sie von einem höheren Anteil an DIV-A Flächen profitieren. Allerdings konnte bisher weder ein Anstieg des FBI noch des Rebhuhnbestands erreicht werden, und der Raubwürger steht nach wie vor in Österreich vor dem Aussterben (12 Brutpaare im Jahr 2018; Sachslehner, 2018).

Folgende Empfehlungen können aus den Ergebnissen abgeleitet werden: die Biodiversitätsflächen sollten im Acker zumindest teilweise über den Winter ohne Bewirtschaftung belassen werden, um Bodenbrütern wie Rebhühnern die Möglichkeit zur Nestanlage zu geben und Standvögeln auch im Winter ein geeignetes Habitat zu bieten. Geeignete Auflagen wären z.B. Pflege maximal zwei- bis dreimal in der Förderperiode, jeweils höchstens 50 % der DIV-Flächen (bei Verunkrautung wäre 100% tolerierbar), ab August wie bisher. Ein höherer Anteil an Biodiversitätsflächen an der landwirtschaftlichen Fläche v.a. abseits von Waldrändern würde auch die Wirkung verbessern und sollte bei ca. 10 % liegen. Die derzeit sehr unterschiedliche Qualität (Aufwuchs) der DIV-Flächen sollte z.B. durch eine Reduktion der Saatkichte verbessert werden.

8.2 AG

Diese Maßnahme hat neben dem Ziel der Reduktion von Nährstoffauswaschung auch das Ziel, Nahrungsquelle und Rückzugsraum für zahlreiche Tierarten zu schaffen. Die Auflagen sind ähnlich wie diejenigen der Biodiversitätsflächen auf Acker, mit dem Unterschied, dass kein Nutzungszeitpunkt vorgegeben ist und die Einsaat keine insektenblütige Mischungspartner beinhalten muss.

Durch den geringen Flächenanteil dieser Maßnahmen (< 0,1 % bundesweit, Bergmüller & Nemeth, 2018) konnten keine Analysen mit den österreichweiten Monitoringdaten durchgeführt werden, es ist auch kein Effekt auf dieser räumlichen Ebene zu erwarten. Kleinräumig konnte jedoch gezeigt werden, dass in von Rebhühnern besetzten Bereichen ein höherer Flächenanteil dieser Maßnahme zu finden ist, d.h. Flächen mit dieser Maßnahme von Rebhühnern bevorzugt genutzt werden.

8.3 WF im Ackerland

Da der Schwerpunkt dieses Evaluierungsprojekts in den Grünlandlebensräumen lag, wurde die Wirkung der Naturschutzflächen neben der Analyse der Brutvogelmonitoringdaten nur anhand des Raubwürgers analysiert. Der Raubwürger wird durch ein Artenschutzprojekt der Niederösterreichischen Landesregierung behandelt, und ist als „vom Aussterben bedrohte“ Art äußerst relevant für den Projektnaturschutz.

Die geringe Stichprobengröße dieser sehr seltenen Art ließ nur eingeschränkte statistische Analysen zu. Es konnte jedoch für die Region March-Thaya-Auen gezeigt werden, dass besetzte Brutreviere des Raubwürgers einen signifikant höheren Anteil an Naturschutzflächen beinhalten. Analog zu den Ergebnissen aus dem Grünland zeigte sich auch hier, dass der Flächenanteil in besetzten Gebieten sehr hoch war (31 % vs. 9 % in unbesetzten Gebieten). Im Waldviertel, wo nur ein sehr geringer Flächenanteil unter Vertragsnaturschutz steht, konnte kein Effekt der Naturschutzmaßnahme nachgewiesen werden.

Die Bemühungen um schriftliche Bewerbung des Vertragsnaturschutzes in den Raubwürger-Projektgebieten haben Früchte getragen, der Flächenanteil konnte dadurch gesteigert werden. Allerdings nur in einem begrenzten Ausmaß: im Wald- und Weinviertel konnte jeweils ca. 3 % der landwirtschaftlichen Fläche zusätzlich als Naturschutzflächen gewonnen werden. Gerade bei so niedrigen Flächenanteilen wie im Waldviertel (insgesamt 1-2 % in Raubwürgergebieten) ist das jedoch nur ein Tropfen auf heißem Stein, und so hohe Anteile wie in den March-Thaya-Auen, die jahrzehntelang durch den Distelverein persönlich betreut wurden, konnten nicht erreicht werden. Dies bestätigt auch Erfahrungen aus anderen Projekten, wo persönliche Beratung im Gegensatz zu schriftlichen Informationen eine wesentlich höhere Teilnehmerate an Naturschutzmaßnahmen bewirkten (z.B. Uhl, 2017).

Abgesehen von den Ergebnissen zum Raubwürger sind auch weitere fachliche Überlegungen relevant. Neben dem Flächenanteil der gesamten Naturschutzmaßnahme im Acker sind auch Flächen von wirksamen Auflagen(kombinationen) zu erhöhen. So wurden z.B. im Jahr 2017 die Auflage „Saatstärkenreduktion“ nur auf 31 ha in drei Bundesländern vergeben, die Auflage „Feldlerchenfenster“ kein einziges Mal. Im Rahmen eines Schutzprojekts für den Kiebitz zeigte sich zudem deutlich, dass keinerlei finanzielle Anreize für das Anlegen von Kiebitz-Inseln vorhanden waren, und dies zu großen Umsetzungsschwierigkeiten führte (Uhl, 2017). Ein weiteres Problem ist oft die Unvereinbarkeit von Bedürfnissen der Feldvögel mit anderen Fördervorgaben (z.B. Zeitfenster nach Winterbegrünungen bis zur Aussaat).

Für die Naturschutz-Maßnahme im Ackerland wird daher empfohlen, die Teilnehmerate in wichtigen Gebieten für Kulturlandvögel durch persönliche Beratung deutlich zu steigern. Besonders im Ackerland mit den im Vergleich zum Grünland höheren Erträgen können wirksame Auflagen nur durch finanzielle Anreize/höhere Förderprämien erreicht werden. Förderzwänge im Zusammenhang mit anderen Maßnahmen sollten in diesen Vorranggebieten aufgehoben werden.

Abkürzungs- und Begriffsverzeichnis

AG	Bewirtschaftung auswaschungsgefährdeter Ackerflächen
Bio	Biologische Wirtschaftsweise
DIV	Biodiversitätsflächen
FBI	Farmland Bird Index
GL(M)M	Generalized Linear (Mixed) Model
LF	Landwirtschaftliche (Nutz)Fläche
LSE	Landschaftselemente
Mahdsicherheit	keine Mortalität im Nest durch Mahd während der Nestlingsphase
ÖPUL	Österreichisches Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft; Agrarumweltprogramm
SPA	Europäisches Vogelschutzgebiet (Special Protected Area)
UBB	Umweltgerechte und biodiversitätsfördernde Bewirtschaftung
WF	Naturschutz (wertvolle Fläche)

Literatur

- Andri Signorell et al. (2018). DescTools: Tools for descriptive statistics. R package version 0.99.24.
- Bates, D., M. Maechler, B. Bolker and S. Walker (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67: 1–49.
- Crawley, M.N. (2007). *The R Book*. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK.
- Bartel, A., Schwarzl, B. & Süßenbacher, E. (2015). „*High Nature Value Farmland*“ in Österreich 2007-2013. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
- Bauer, H.G. & Berthold, P. (1996). *Die Brutvögel Europas - Bestand und Gefährdung*. Wiesbaden: Aula-Verlag.
- Bergmüller, K. & Nemeth, E. (2018). *Evaluierung der Wirkungen von Agrarumweltmaßnahmen anhand von Vogeldaten. 1. Zwischenbericht*. BirdLife Österreich im Auftrag des Bundesministeriums für Nachhaltigkeit und Tourismus.
- Dvorak, M., Landmann, A., Teufelbauer, N., Wichmann, G., Berg, H.-M. & Probst, R. (2017). Erhaltungszustand und Gefährdungssituation der Brutvögel Österreichs: Rote Liste (5. Fassung) und Liste für den Vogelschutz prioritärer Brutvögel (1. Fassung). *Egretta* 55.
- Frühauf, J. (2005). *Raumbezogener Einfluss von Flächennutzung, Bewirtschaftung und ÖPUL auf Feldhase, Rebhuhn, Wachtel, Feldlerche sowie die Vogelartenvielfalt*. Distelverein, Wien.
- Frühauf, J. (2010). Der Einfluss des ÖPUL auf die Vögel in der Kulturlandschaft. BirdLife Österreich im Auftrag des Lebensministeriums.
- Gottschalk, E. & Beeke, W. (2014). Wie ist der drastische Rückgang des Rebhuhns (*Perdix perdix*) aufzuhalten? Erfahrungen aus zehn Jahren mit dem Rebhuhnschutzprojekt im Landkreis Göttingen. *Berichte zum Vogelschutz Bd 51*.
- Meichtry-Stier, K., Jenny, M., Zellweger-Fischer, J. & Birrer, S. (2014). Impact of landscape improvement by agri-environment scheme options on densities of characteristic farmland bird species and brown hare (*Lepus europaeus*). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 189, 101–109.
- Peer, K. & Frühauf, J. (2009). *ÖPUL-Naturschutzmaßnahmen für gefährdete Wiesenbrüter in Tirol*. BirdLife Österreich im Auftrag des Amtes der Tiroler Landesregierung.
- Pöhacker, J., Medicus, C. & Lindner, R. (2014). *Wiesenvögel in der Kulturlandschaft - Zeiger für Biodiversität und Nachhaltigkeit*. Ornithologische Arbeitsgemeinschaft des Hauses der Natur und BirdLife Österreich, Salzburg.
- Sachslehner, L. (2017). *Projekt zum Schutz gefährdeter Vogelarten in NÖ. Modul 8 ASP Raubwürger* (Zwischenbericht 2016). Forschungsgemeinschaft Wilheminenberg.
- Sachslehner, L. (2018). *Artenschutzprojekt für gefährdete Vogelarten in Niederösterreich 2018-2020* (Tätigkeitsbericht 2018). Forschungsgemeinschaft Wilheminenberg.
- Schwarzenberger, A. & Lassacher, F. (2017). *Vogelschutzmaßnahmen in ausgewählten Projektgebieten in Tirol. Tätigkeitsbericht der Wiesenvogelbeauftragten im Zeitraum Juni 2015-Dezember 2016*. im Auftrag der Abt. Umweltschutz, Amt der Tiroler Landesregierung.

- Teufelbauer, N. (2018). *Farmland Bird Index für Österreich: Indikatorenermittlung 2015 bis 2020 Teilbericht 3: Farmland Bird Index 2017*. BirdLife Österreich im Auftrag des BMNT, Wien.
- Teufelbauer, N., Bieringer, G. & Wawra, I. (2012). *Erfolgskontrolle von ÖPUL-Maßnahmen im Artenschutzprojekt Lungau*. BirdLife Österreich im Auftrag des Lebensministeriums, Wien.
- Tucker, G.M. & Heath, M.F. (1994). *Birds in Europe: their conservation status*. (No. 3). , BirdLife Conservation Series. BirdLife International, Cambridge.
- Uhl, H. (2017). *Kiebitz-Schutz im Naturpark Obst-Hügelland, 2016-2017*. BirdLife Österreich im Auftrag von Naturpark Obst-Hügelland.
- Uhl, H. & Wichmann, G. (2013). *Wiesen- und Kulturlandschaftsvögel in Oberösterreich 2011-2013*.
- Uhl, H. & Wichmann, G. (2017). *Artenschutz- und Monitoring-Projekte zugunsten gefährdeter Kulturlandschaftsvögel in Oberösterreich 2015-2017*. BirdLife Österreich in Kooperation mit dem Amt der Oberösterreichischen Landesregierung.
- Warren, P., Hornby, T. & Baines, D. (2018). Comparing call-playback to an observation-only method to survey Grey Partridge *Perdix perdix* on hill farms in northern England.
- Wichmann, G. & Teufelbauer, N. (2003). *Bestandserhebung der Wiener Brutvögel Ergebnisse der Spezialkartierung Rebhuhn (Perdix perdix)*. BirdLife Österreich im Auftrag der Magistratsabteilung 22, Wien.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Birdlife Österreich - Projektberichte](#)

Jahr/Year: 2019

Band/Volume: [4_2019](#)

Autor(en)/Author(s): Bergmüller Katharina, Nemeth Erwin

Artikel/Article: [Evaluierung der Wirkungen von Agrarumweltmaßnahmen anhand von Vogeldaten 2. Zwischenbericht 1-42](#)