



# MASTERARBEIT / MASTER'S THESIS

Titel der Masterarbeit / Title of the Master's Thesis

„Habitatansprüche des Braunkehlchens  
(*Saxicola rubetra*) in einer Tallandschaft in den  
nördlichen Kalkalpen (Steiermark) und daraus  
resultierende Empfehlungen für Schutzmaßnahmen“

verfasst von / submitted by

Sophie Luise Völsgen BSc

angestrebter akademischer Grad / in partial fulfilment of the requirements for the degree of  
Master of Science (MSc)

Wien, 2017 / Vienna 2017

Studienkennzahl lt. Studienblatt /  
degree programme code as it appears on  
the student record sheet:

A 066 879

Studienrichtung lt. Studienblatt /  
degree programme as it appears on  
the student record sheet:

Masterstudium Naturschutz und Biodiversitätsmanagement

Betreut von / Supervisor:

Ass.-Prof. Dr. Christian H. Schulze



# Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung .....	3
Abstract .....	4
1. Einleitung .....	5
2. Methoden .....	7
2.1 Untersuchungsgebiet .....	7
2.2 Kartierung .....	9
2.3 Erfassung von Habitatparametern .....	10
2.4 Verhaltensbeobachtungen .....	11
2.5 Datenanalyse .....	11
3. Ergebnisse .....	12
3.1 Kartierung .....	12
3.2 Habitatparameter .....	15
3.3 Verhaltensbeobachtungen .....	19
4. Diskussion .....	21
4.1 Aktueller Braunkehlchenbestand im Untersuchungsgebiet .....	21
4.2 Wichtige Eigenschaften von Braunkehlchen-Revieren .....	22
4.3 Verhaltensbeobachtungen .....	24
5. Managementmaßnahmen für Braunkehlchen .....	24
5.1 Managementmaßnahmen und deren Wirksamkeit .....	25
5.2 Managementempfehlungen für Braunkehlchen im Ennstal und Raum Bad Mitterndorf .....	26
Literatur .....	29
Appendix .....	33
(A) Kernzone Bad Mitterndorf .....	33
(B) Kernzone Niederstuttern .....	34
(C) Kernzone Rosswiesen (Wörschach) .....	35
(D) Kernzone Ardning .....	37

## Danksagung

Gerhard Schmiedhofer, stellvertretend für den Naturschutzbund Steiermark, Bezirksstelle Ennstal-Ausseeerland, danke ich herzlich für die Förderung der Fahrtkosten im Rahmen der Kartierungen und die tolle Zusammenarbeit. Ganz besonders bedanke ich mich bei Karin Hohegger für ihre umfassende und engagierte Unterstützung auf fachlicher und persönlicher Ebene, die diese Arbeit überhaupt möglich gemacht hat. Für den freizügigen Austausch von Daten und hilfreiche Hinweise im Kartierungsgeschehen danke ich Jürgen Pollheimer. Bei Anna-Sophie Pirtscher (stellvertretend für die Österreichischen Bundesforste) bedanke ich mich für die Weitergabe von Daten und eine nette Zusammenarbeit. Großer Dank gebührt Harald Haseke für die herzliche Unterkunft im Hasenbau im Zeitraum meiner Datenaufnahme und die Korrekturdurchsicht. Meiner lieben Familie danke ich für die langjährige Unterstützung auf meinem (Studien-)Weg, Verständnis und alles, was ihr mir mitgegeben habt. Auch meinen Freunden, die mich motiviert und abgelenkt haben, und die meine Studienzeit zu dem Erlebnis gemacht haben, was es war: Lisa, Malin, Nadine, Ele und Judith, Barbara, Freddy, Judith, Stella, Susi, Vale, Mele und Josef. Für die fachliche Unterstützung und Begleitung bedanke ich mich herzlich bei meinem Betreuer Ass.-Prof. Dr. Christian H. Schulze.

## Zusammenfassung

Die Population des Braunkehlchens (*Saxicola rubetra*) im Mittleren Ennstal (Steiermark) galt bis vor wenigen Jahren als eine der stabilsten in ganz Österreich. Die fortschreitende Intensivierung der Wiesenbewirtschaftung der letzten Jahrzehnte gab Anlass zu einer flächendeckenden Erfassung der Braunkehlchenvorkommen in den Europaschutzgebieten von Admont bis Gröbming und dem Raum Bad Mitterndorf. Die vorliegende Arbeit hat die Erhebung der aktuellen Bestandsgröße der Braunkehlchenpopulation und die Untersuchung ihrer Habitatansprüche zum Ziel, die die Grundlage für Empfehlungen für Schutzmaßnahmen darstellen. Auf Grundlage von verschiedenen Erfassungen aus den Jahren von 2003 bis 2015 wurden die alten Fundpunkte und deren Umgebung auf Braunkehlchenvorkommen kontrolliert. Ergebnis der Kartierung ist ein Rückgang der Reviere um 90 % im zentralen Europaschutzgebiet („Ennstal zwischen Liezen und Niederstuttern“). Im ganzen Untersuchungsgebiet konnten insgesamt 14 Reviere festgestellt werden.

In den besetzten Revieren (unterschieden wurde zwischen solchen mit und solchen ohne Bruterfolg) und auf Kontrollflächen, auf denen bei vorjährigen Erhebungen noch Reviere festgestellt werden konnten, wurden Habitatparameter erhoben, die potentiell einen Einfluss auf Revierwahl und Bruterfolg haben könnten. Auf den Flächen mit Bruterfolg lagen eine signifikant höhere strukturelle Vegetationsdiversität und Anzahl an diesjährigen überstehenden Pflanzenstängel sowie ein höherer Grad an Bodenunebenheit vor. 50 % der Gelege wurden durch Mahd zerstört, was zeigt, dass der Zeitpunkt des ersten Mahdtermins der entscheidende Faktor für Bruterfolg ist.

Des Weiteren wurde das Verhaltensrepertoire der Braunkehlchen zum einen auf einen möglichen Einfluss auf den Bruterfolg analysiert und zum anderen auf die Ansprüche in der Nutzung von Warten. Das Verhalten der Individuen mit Bruterfolg unterschied sich nicht in relevanter Signifikanz von solchen ohne Bruterfolg. Es wurde ein positiver Zusammenhang zwischen Verfügbarkeit und relativer Nutzungsdauer für die Wartentypen Zaundraht und heurige Vegetation festgestellt.

Aus diesen Ergebnissen und Erfahrungen mit Schutzmaßnahmen für Braunkehlchen in erfolgreichen Projekten im Salzburger Lungau und in der Schweiz wurden Empfehlungen für die Lebensräume der Braunkehlchen im Ennstal formuliert. Grundlage bildet eine Kombination aus ungemähten Wiesenstreifen mit Zäunen und anliegenden Wiesenflächen mit verzögertem ersten Mahdtermin.

**Schlagnworte:** Wiesenvogel, Lebensraumveränderung, Bestandsrückgang, Warten, Mahdmanagement

## Abstract

The population of the Whinchat (*Saxicola rubetra*) in the Middle Ennstal (Styria) was considered one of the most stable in Austria until a few years ago. The progressive intensification of the pasture management of the last decades gave cause for serious concern about the population and induced a large-scale mapping of the Whinchat in the areas which form part of the Natura 2000 network between Admont and Gröbming as well as the area of Bad Mitterndorf. The aim of this work is to determine the current population size of the Whinchat population and to investigate their habitat requirements. The outcome of the study forms the basis for recommendations for protective measures. Based on findings from different surveys from the years 2003 to 2015, old nesting sites and their surroundings were checked for Whinchats. The result of the mapping documents a 90% reduction of the population in the central Natura 2000 area ("Ennstal between Liezen and Niederstuttern"). A total of 14 territories were found throughout the study area.

In the territories (with and without breeding success) and control areas (with formerly occupied territories) several habitat parameters were assessed. There was found a significantly higher structural diversity in vegetation, number of fence posts and occurrence of vegetation perches. Tests in the parameter ground evenness showed results with more ground structure in territories with breeding success. The crucial factor for breeding success, however, is the time of the first mowing date as through mowing 50 % of the nests were destroyed. Furthermore, the behavior of Whinchats was analyzed and related to territory features (e.g. availability of different perch types) and breeding success. The behavior of the individuals with breeding success did not differ significantly from those without breeding success. However, we found a positive correlation between availability and relative duration of use for the perch types fence wire and perches in this year's vegetation.

From these results and experiences with conservation measures for Whinchats in successful projects in Lungau (Salzburg) and in Switzerland, recommendations were made for the management of Whinchat habitats in the Ennstal. The basis is a combination of un-mown meadow stripes with fences and adjoining meadows with a delayed first mowing date.

**Keywords:** grassland bird, habitat change, population decline, perches, pasture management

# 1. Einleitung

Erst seit kurzer Zeit kommt dem Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*) die Aufmerksamkeit zu, die ihm gebührt – leider aus traurigem Anlass. Bis vor wenigen Jahrzehnten noch wurde das zahlreiche Vorkommen von Wiesenvögeln, wie dem Braunkehlchen, als selbstverständlich hingenommen. Rezent sind jedoch in ganz Mitteleuropa dramatische Rückgänge der Bestände bis hin zum Verschwinden ganzer Populationen festzustellen (Bastian, H-V 2015).

Die Ursachen für die Bestandsrückgänge der meisten Vertreter der Wiesenvogelzönose sind in vielfältigen Aspekten der Intensivierung der Landwirtschaft zu finden (Strebel et al. 2015). Die direkte und schnelle Auswirkung auf die Bestände der Braunkehlchen hängt mit ihren Lebensraumsprüchen zusammen. Als Wiesenbrüter brauchen Braunkehlchen strukturreiche Extensivwiesen, die ein ausreichendes Nahrungsangebot und Deckung für ihre Nester bieten, sowie genügend Zeit bis zum Ausfliegen der Jungen vor der ersten Mahd (Bastian & Bastian 1996). In der modernen Wiesenbewirtschaftung prägen großflächige Fettwiesen das Bild, die meist keinerlei Randstrukturen aufweisen, welche wichtige Jagdhabitats für das Braunkehlchen darstellen. Zusätzlich verringern Bodenwalzen den Strukturreichtum der Wiesen, die ersten Mahdtermine liegen oftmals noch in der Brutphase und starke Düngung und Insektizideinsätze schmälern das Nahrungsangebot (Grüebler et al. 2015, Maulbetsch & Rebstock 2015). Besonders direkte Eingriffe, wie der Umbruch von Extensivwiesen in Ackerland, Aufforstung und Entwässerungsmaßnahmen verringern den Lebensraum des Braunkehlchens. Auch das Wegfallen von Weidezäunen, die vom Braunkehlchen als Warten zum Reviergesang und zum Jagen genutzt werden, führt zu einer fortschreitenden Entwertung der Brutgebiete (Kurlavičius 2015, Richter 2015).

Die Entwicklung der europäischen Braunkehlchen-Populationen spiegelt den generell schlechten Zustand des landwirtschaftlich genutzten Grünlands für Wiesenvögel wider. In Europa weisen die Bestände des Braunkehlchens einen Rückgang um 78 % im Langzeit-Trend und um 15 % in den letzten 10 Jahren auf (EBCC 2016). Aufgrund der rasanten Rückgänge der Bestände der Offenlandvögel in den alten EU-Ländern, besteht die Sorge, dass die Bestände in den erst 2004 der EU beigetretenen Ländern, hauptsächlich in Zentral- und Osteuropa, mit der Anwendung der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) eine ähnlich negative Entwicklung zeigen werden. So verzeichnet Estland mit einem großen Vorkommen von 300.000-400.000 Brutpaaren des Braunkehlchens durch die Umsetzung der GAP seit dem EU-Beitritt und der damit einhergehenden Intensivierung der Landwirtschaft bereits deutliche Rückgänge (Elts 2015). In Litauen konnte aufgrund einer Agrarkrise, verbunden mit einem Rückgang intensiv landwirtschaftlich bewirtschafteter Flächen, zwischen 1994 und 2003 eine gute Verdopplung des nationalen Bestandes registriert werden. Allerdings setzte 2004 eine Wende ein und der Bestand verringerte sich bis 2014 um die Hälfte (Kurlavičius

2015). Ein Zusammenhang mit dem Beitritt von Litauen zur Europäischen Union im Jahr 2004 und der damit einsetzenden Umsetzung der GAP erscheint naheliegend. Auch in Finnland gibt es aktuell noch ein größeres Vorkommen von 250.000-300.000 Brutpaaren. Dieser Bestand scheint in den letzten Jahrzehnten relativ stabil zu sein, jedoch kam es davor (v.a. in den 1970er und 1980er Jahren) auch hier zu einem sicherlich durch Intensivierung in der Landwirtschaft bedingten Rückgang um ca. 30% (Cairenius 2015).

Im Westen Europas sieht die Lage deutlich schlechter aus. In Luxemburg gilt das Braunkehlchen mittlerweile als ausgestorben, während es 1996 noch häufig war (Bastian, M 2015). In Belgien ging der Bestand in den letzten 30 Jahren um 75 % zurück und wird aktuell auf rund 180 Brutpaare geschätzt (Reuter & Jacob 2015). In Großbritannien ist ein Rückgang der Bestände um 40 % seit 1970 zu verzeichnen (Balmer et al. 2013). Auch in Deutschland (Richter 2015), Frankreich (Broyer et al. 2014) und der Schweiz (Horch & Spaar 2015) sind die Bestände regional unterschiedlich stark im Rückgang begriffen.

In der Roten Liste für Österreich wird das Braunkehlchen als *VU* (gefährdet), in der Roten Liste Steiermark allerdings nur in der Kategorie Potentiell gefährdet (Kat. A.4) geführt (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft 2005, Sackl & Samwald 1997). Die Bestandsrückgänge in Österreich variieren regional. Aufgrund der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung in den niederen Lagen, kommt das Braunkehlchen fast nur noch in höhergelegenen Alpenregionen vor. Im österreichischen Bericht gemäß Artikel 12 der Vogelschutzrichtlinie (BirdLife Österreich 2014) wird die Bestandsgröße auf 2.200-3.500 Brutpaare geschätzt. Neuere Untersuchungen gehen von 950-1500 Brutpaaren aus. Für die Steiermark werden 50-100 Brutpaare angegeben (Uhl et al. 2017). Von 1998 bis 2014 wurde in der Steiermark ein Bestandsrückgang von rund 40 % verzeichnet (BirdLife Österreich – Landesgruppe Steiermark 2015), was dem österreichischen Gesamttrend von 20-40 % entspricht (BirdLife Österreich 2014).

Der rasante Rückgang der Braunkehlchen-Bestände drängt zur schnellen Einführung von Maßnahmen zum Schutz der Lebensräume, wie sie in einigen Teilen von Österreich, wie dem Lungau, bereits umgesetzt wurden (Eichberger et al. 2013). Um geeignete Schutzmaßnahmen zu treffen, ist die Kenntnis der Faktoren, die für die Bestandsrückgänge verantwortlich sind, entscheidend. Die Population im Mittleren Ennstal zwischen Admont und Gröbming und dem Raum Bad Mitterndorf galt als eine der stabilen in der Steiermark, jedoch ist auch hier ein Rückgang durch die Veränderung der Wiesenbewirtschaftung anzunehmen (BirdLife Österreich – Landesgruppe Steiermark 2015). Allerdings liegen keine aktuellen Erhebungen des Zustandes dieser Population vor.

Die vorliegende Studie soll Aufschluss über die aktuelle Situation der Braunkehlchen-Bestände in den Schutzgebieten des Talraumes dieser Region geben. Der schnelle



Rückgang der Braunkehlchen-Bestände wird, wie bereits erwähnt, in engem Zusammenhang mit den Lebensraumsprüchen gesehen (Bastian & Bastian 1996). Um für die Population in unserem Untersuchungsgebiet wichtige Habitatparameter zu identifizieren, die möglicherweise zum lokalen Rückgang der Art beigetragen haben, wurden in der vorliegenden Studie im Jahr 2016 besetzte Brutreviere mit ehemals besiedelten Flächen verglichen. Die Auswahl der Habitatparameter basiert auf artspezifischen Eigenschaften. Aufgrund des wartenbezogenen Nahrungssuchverhaltens wurden die verschiedenen vorhandenen natürlichen und künstlichen Warten aufgenommen. Außerdem wurde die Strukturvielfalt in der Vegetation erhoben, die eine Bedeutung zum einen als Warten und zum anderen als Lebensgrundlage des Insektenvorkommens zukommt, welches die Nahrung des Braunkehlchens darstellt. Die Vegetationsdichte und die Ebenheit des Bodens wurden aufgrund ihrer möglichen Bedeutung für den Nistplatz erfasst (Schuster 1992, Fischer et al. 2013). Angenommen wird ein Zusammenhang zwischen erfolgreicher Brut und einem hohen Wartenvorkommen, hoher Vegetationsdichte, großer Struktur in der Vegetation als auch im Bodenrelief. Der Zeitpunkt des ersten Mahdtermins ist für den Bodenbrüter von lebenswichtiger Bedeutung. Die Reviernutzung der Braunkehlchen in der Reproduktionsphase liefert Indikatoren auf ihre lebensraumbezogenen Bedürfnisse. Unterschiede zwischen Revieren mit und ohne Bruterfolg sowie in der Nutzung der Wartentypen in unterschiedlichen Lebensraumtypen werden angenommen.

Anhand der Erhebungen zu Revierwahl und Bruterfolg, verschiedener Habitatparameter und Verhaltensbeobachtungen in den Revieren wurden Lebensraumsprüche identifiziert und darauf basierend speziell angepasste Schutzmaßnahmen entwickelt.

## 2. Methoden

### 2.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet (UG) liegt im steirischen Ennstal und dem Raum Bad Mitterndorf zwischen Admont und Gröbming auf einer Höhe von 643 m (Wörschach) bis 800 m ü. NN (Bad Mitterndorf) (Abb. 1). Bei dem in den nördlichen Kalkalpen liegenden Ennstal und dem im Ausseerland liegenden Bad Mitterndorf handelt sich geologisch um alluviale Talböden innerhalb einer von Moränen und Seetonen in inter- und postglazialen Teilbecken geprägten Umgebung. Die Feinstoffablagerungen der früheren Seen sind oft von Mooren und Feuchtgebieten besetzt (Amt der Steiermärkischen Landesregierung 2017). Die in Ost-West-Richtung orientierte Ennstalachse markiert den Übergang von den mesozoischen Kalkalpen im Norden zur paläozoischen und damit älteren Grauwackenzone im Süden. Das UG ist

durch ein leicht abgemildertes Alpennordrandklima mit vorherrschenden atlantischen Nordwestwetterlagen geprägt. Das Jahresmittel liegt zwischen 6 und 7 °C, die Zahl der Sommertage bei 30 bis 40 d/a. Der jährliche Niederschlag liegt bei 1000 bis 1400 mm mit einem Maximum im Juli (Amt der Steiermärkischen Landesregierung 2017).

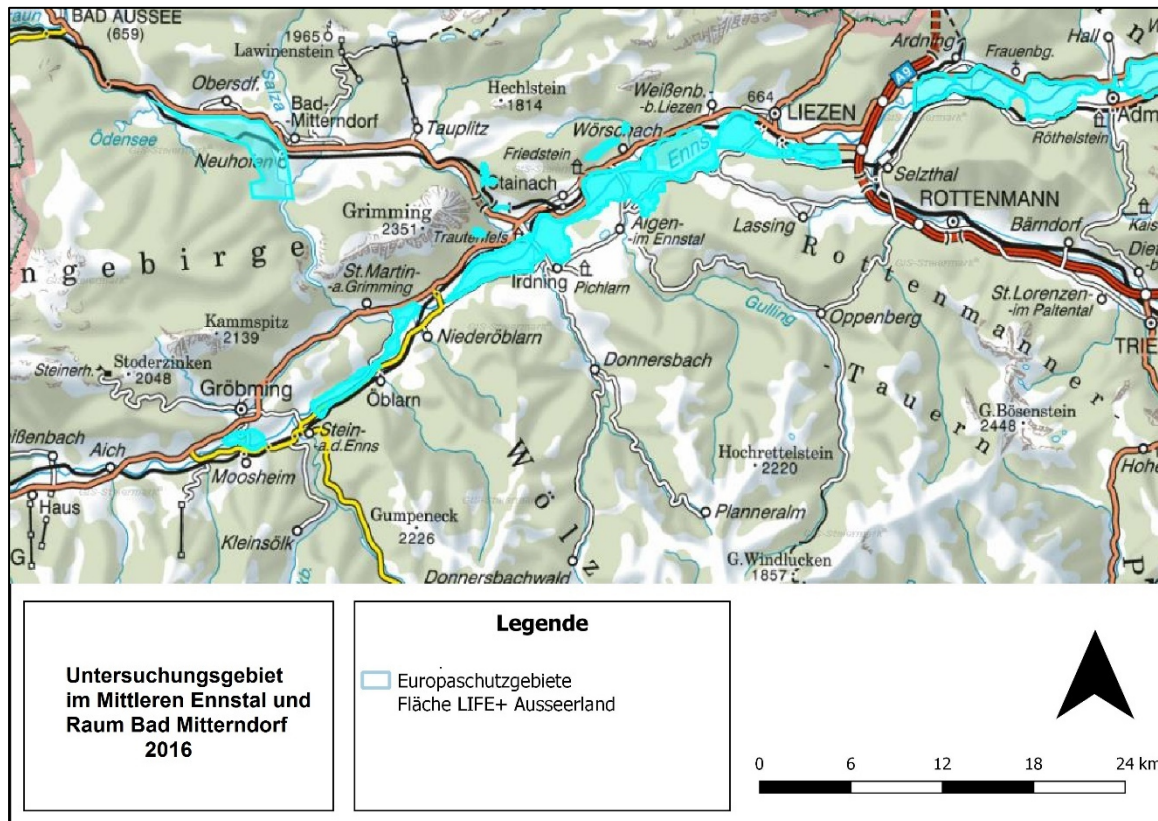


Abbildung 1: Lage des Untersuchungsgebiets in den Europaschutzgebieten im Mittleren Ennstal und auf Teilflächen der LIFE+-Projektflächen im Raum Bad Mitterndorf.

Das Ennstal gehört aufgrund seiner hohen Artenvielfalt zu den acht artenreichsten Großlebensräumen Österreichs (Dvorak et al. 1993). Die mosaikartige Verzahnung unterschiedlicher Habitats, wie Feuchtlebensräume, Kulturland und Waldgesellschaften, bietet einer Vielzahl an Vogelarten einen Lebensraum. Besonders die vergleichsweise hohe Anzahl an Arten, die auf Feuchtstandorte angewiesen sind, wie verschiedene Wasservögel und Rallen, sowie Röhrichtrüter, wie die Rohrsänger oder die Rohrammer. Zusammen mit dem östlichen Teil des Ennstals zwischen Selzthal und Gesäuseeingang zählt das Mittlere Ennstal zu den bedeutendsten Vorkommensgebieten des Braunkehlchens in Österreich (Amt der Steiermärkischen Landesregierung 2007).

Alle alten Fundpunkte im Ennstal liegen in oder nahe bei Schutzgebieten. Im Ennstal umfasst das UG mit einer Größe von 4577,4 ha die Europaschutzgebiete „Wörschacher Moos und ennsnahe Bereiche“, „Gersdorfer Altarm“, „Ennstal zwischen Liezen und

Niederstuttern“ und Teile des ESG „Pürgschachen Moos und ennsnahe Bereiche“. Im Raum Bad Mitterndorf wurden Braunkehlchen in der direkten Umgebung der Flächen des LIFE+-Projektes „Ausseerland“ festgestellt.

## 2.2 Kartierung

Zur Kartierung der Braunkehlchen wurden Karten im Maßstab von 1:5.000 verwendet. Alte Fundpunkte von Brutrevieren wurden als Grundlage herangezogen. Vor der vorliegenden Untersuchung lag keine aktuelle umfassende Erhebung der Braunkehlchenpopulation im Ennstal und im Raum Bad Mitterndorf vor. Die der Untersuchung zu Grunde liegenden Fundpunkte stammen aus verschiedenen Kartierungen in den Jahren 2003-2005, 2009, 2010 und 2015 in jeweils unterschiedlichen Teilflächen des Untersuchungsgebiets, die hauptsächlich zum Zweck der Erstellung von Managementplänen für die Natura2000-Gebiete durchgeführt wurden. Aufgrund der uneinheitlichen Datenlage aus Kartierungen aus unterschiedlichen Jahren und Gebietsabschnitten und den zwischenzeitlichen Änderungen in der Landschaftsnutzung, wurden darüber hinaus anliegende potentiell geeignete Flächen auf Nachweise für Brutverdacht des Braunkehlchens in die Untersuchung mit eingeschlossen. Die Reviergröße der Art variiert von 0,5–3 ha (Bastian & Bastian 1996), daher wurden um die alten Fundpunkte Puffer mit einem Radius von 100 m (entspricht ca. 3 ha) gelegt. Die Benennung der alten Fundpunkte wurde bei Revieren auf einem alten Fundpunkt wiederverwendet. Bei Revieren auf neuen Flächen wurde bei 1000 gestartet.

Für die Einstufung von Beobachtungen als Nachweise von Brutverdacht wurde der Methodik von Südbeck et al. (2005) gefolgt. Die Kartierung der Reviere erfolgte ab Sonnenaufgang und dann ganztägig, wobei die Reihenfolge der Begehungen der einzelnen Untersuchungsflächen zwischen den Durchgängen geändert wurde. An den alten Fundpunkten wurde zwei Mal entweder 5 Minuten an unterschiedlichen Punkten im Puffer beobachtet oder bis ein singendes Männchen festgestellt wurde. Folgende Aktivitäten wurden vermerkt: singend, warnend, Revierkampf, Nahrungssuche/jagend. Außerdem wurden Geschlecht und Verpaarung der Vögel notiert. Der Status verpaart wurde ab Ende Mai an revieranzeigende Braunkehlchen mit Nestbau- oder Fütterungsnachweis vergeben. Bei Regen und/oder starkem Wind wurde nicht kartiert. Für die Beobachtungen standen ein Fernglas 10x40 sowie ein Spektiv 25x50 zur Verfügung.

Die Kartierung der Reviere begann am 03. Mai und endete am 25. Mai 2016.

Tabelle 1: Datum der Kartierungen und Verhaltensaufnahmen der Braunkehlchen

<b>Tätigkeit</b>	<b>Zeitraum</b>
<b>Revierkartierung 1</b>	03.-10.05.2016
<b>Revierkartierung 2</b>	21.-25.05.2016
<b>Verhaltensaufnahme 1</b>	27.-29.05.2016
<b>Verhaltensaufnahme 2</b>	03.–06.06.2016
<b>Beobachtung Bruterfolg und Nachbruten</b>	12.06.–01.07.2016

Bei Revieren mit Brutverdacht wurden nach Abschluss des zweiten Durchgangs Papierreviere nach Bibby (1995) basierend auf den Beobachtungen aus beiden Durchgängen konstruiert. Die Aufenthaltsorte und die jeweilige Aktivität der Vögel wurden in eine Karte (1: 5.000) eingetragen. Anhand der Aufenthaltsorte wurden die Reviergrenzen möglichst genau abgesteckt.

### 2.3 Erfassung von Habitatparametern

In den besetzten Revieren und auf einer identischen Anzahl von Kontrollflächen (Zufallsauswahl aus den alten Fundpunkten von je 3 ha) wurden folgende Parameter aufgenommen: Anteil alter überstehender Pflanzenstängel, Anzahl diesjährige überstehende Pflanzenstängel (jeweils in 4 Kategorien: fehlend, vorhanden, bedeutend, bestimmend), Anzahl Zaunstipfel, Zaundraht in Metern, Anzahl Bäume und Sträucher, Heustadel, Bodenebenheit des Mikro-Reliefs (in 3 Kategorien: eben, mittel, uneben; Fischer et al. 2013).

Zusätzliche Parameter wurden in zwei zufällig gewählten 4 x 4 m großen Probeflächen erfasst: Vegetationshöhe (<0,2, 0,2-0,5, 0,5-1, 1-1,5, 1,5-2, >2 m), Vegetationsdichte am Boden (kariertes 25 x 25 cm großes Brett mit 5 cm-Markierungslinien: Ablesen der Quadrate, die bei einem Abstand von 3 m nicht durch Vegetation verdeckt sind, abgewandelt nach Bibby 1995), strukturelle Vegetationsdiversität (Beurteilung nach Pflanzendiversität und Struktur der Krautschicht in 3 Kategorien: homogen, mittel, heterogen; Fischer et al. 2013). Der Habitatparameter „Strukturelle Vegetationsdiversität“ wird in dieser Studie als Maß für die Vielfalt an Pflanzen und deren variierende Wuchsform und -höhe verwendet.

Bei der Flächenbewirtschaftung wurde zwischen Fettwiese und Extensivwiese unterschieden. Die Mahdzeitpunkte wurden möglichst genau dokumentiert. Eine genaue Klassifizierung nach Umweltbundesamt-Code erfolgte im Auftrag des Landes Steiermark im Jahre 2014 (unveröffentlicht).

Die Habitatparameter wurden zwischen dem 26.05. und 02.06. erhoben.

## 2.4 Verhaltensbeobachtungen

Bei der Beobachtung von revieranzeigenden Vögeln wurde bei der Erfassung der Aufenthaltsorte zwischen Boden, Zaunstipfel, Zaundraht, diesjährige oder alte überstehende Pflanzenstängel, Büsche und Bäume, Heustadel, Luft (Flug) unterschieden. Verhaltensweisen wurden klassifiziert als singend, warnend, Revierkampf, jagend, putzend, Futter tragend. Außerdem wurden Faktoren, wie Geschlecht, Verpaarung (revieranzeigende Männchen mit Weibchen ab Ende Mai an, oder mit Nestbau- oder Fütterungsnachweis), Jungvogel (Anzahl), Familienverband aufgenommen. Es wurden mit Hilfe eines Diktiergerätes sekundengenaue Aktivitätsprotokolle erstellt, die das Verhalten an den jeweiligen Aufenthaltsorten wiedergeben. Bei Jagdflügen fand eine Unterscheidung zwischen den Ausgangsorten des Jagdfluges, sowie dem Jagdort (Luft oder Vegetation/Boden) statt.

Im ersten Durchgang lag die Beobachtungszeitspanne bei 30 Minuten pro Revier, im zweiten Durchgang bei 45 Minuten pro Revier. Bei weiteren Durchgängen wurde nach Hinweisen auf Nachbruten gesucht.

## 2.5 Datenanalyse

Die Ergebnisse der Kartierung und der Revierbeobachtungen wurden in das Geoinformationsverarbeitungsprogramm QGIS 2.14.1 eingetragen und ausgewertet. Für die Datenanalyse wurden die Programme Statistica 13 und R 3.1.2 verwendet.

Die Daten wurden mit dem Kolmogorow-Smirnow-Test auf Normalverteilung getestet. Bei den Daten zu den Habitatparametern lag keine Normalverteilung vor. Daher wurde bei dem Test auf Unterschiede der Habitatparameter zwischen den Gruppen „Revier unbesetzt“, „Revier besetzt ohne Bruterfolg“ und „Revier besetzt mit Bruterfolg“ auf Kruskal-Wallis ANOVA zurückgegriffen. Signifikante Ergebnisse wurden mit False-discovery-rate (FDR)-Post hoc korrigiert.

Die Vorkommen der hauptsächlich genutzten drei Wartentypen (Strukturen in der heurigen Vegetation, Zaunstipfeln und Zaundraht) wurden mit Kruskal-Wallis ANOVAs auf Unterschiede der Lage in Fett- oder Extensivwiesen getestet und mit Bonferroni-Holm-Post hoc korrigiert.

Ähnlichkeiten im Verhaltensrepertoire einzelner Vögel zur Fortpflanzungszeit wurden mittels Bray-Curtis-Ähnlichkeiten quantifiziert. Die Berechnung erfolgte basierend auf einer Matrix, in der für jeden Einzelvogel für jedes beobachtete Verhalten die aufgewendete Zeit in Sekunden angegeben war. Für Revier anzeigende Männchen wurde dann mittels von ANOSIMs auf Unterschiede im Verhaltensrepertoire zwischen unverpaarten Vögeln, sowie Vögeln mit und ohne Bruterfolg getestet. Für Weibchen wurden die Gruppen Individuen mit

und ohne Bruterfolg verglichen. Bei signifikanten Unterschieden wurden diese mittels einer zweidimensionalen nicht-metrischen multidimensionalen Skalierung (NMDS) dargestellt. Der angegebene *stress*-Wert wird als Maß für die Güte der Abbildung angegeben. Bei einem *stress*-Wert von kleiner 0,2 wird davon ausgegangen, dass die zweidimensionale Ordination die Ähnlichkeitsbeziehungen zwischen den Verhaltensrepertoires der berücksichtigten Vögel ausreichend genau widerspiegelt.

Um die Bedeutung der drei meistgenutzten Sitzwartentypen Zaunstipfel, Zaunlänge und heurige Vegetation auf die relative Nutzungsdauer zu testen, wurden lineare gemischte Modelle gerechnet. Als Zielvariable wurde jeweils die relative Nutzungshäufigkeit der Sitzwartentypen durch die Vögel in den Revieren verwendet. Als Prädiktorvariable floss die Anzahl an Zaunstipfeln, die Zaunlänge bzw. die heurige Vegetation (3 Kategorien: homogen, intermediär und sehr heterogen) ein. Da in den einzelnen Revieren Beobachtungen von bis zu zwei Vögeln (wenn Männchen und Weibchen anwesend waren) und an mehreren Terminen durchgeführt wurde, so dass ein Revier mehrmals in der Datenbank aufscheinen kann, wurden die Reviernummer und das Geschlecht der Vögel als Zufallseffekte berücksichtigt. Alle drei Modelle wurden mit einer normalverteilten Fehlerverteilung und einer log-link-Funktion gerechnet.

## 3. Ergebnisse

### 3.1 Kartierung

Im ersten Durchgang im Zeitraum von Anfang bis Mitte Mai 2016 wurden 99 Braunkehlchen in durchziehenden Trupps, Paaren oder als Einzelvögel beobachtet (Tab. 2, Abb. 2). Die ersten Bruthinweise durch warnende Altvögel wurden am 29.05. (Revier 157) festgestellt, die letzten Warnrufe am 18.06. (Revier 132). Futter tragende Altvögel konnten erstmalig am 03.06. (Revier 1009) gesichtet werden.



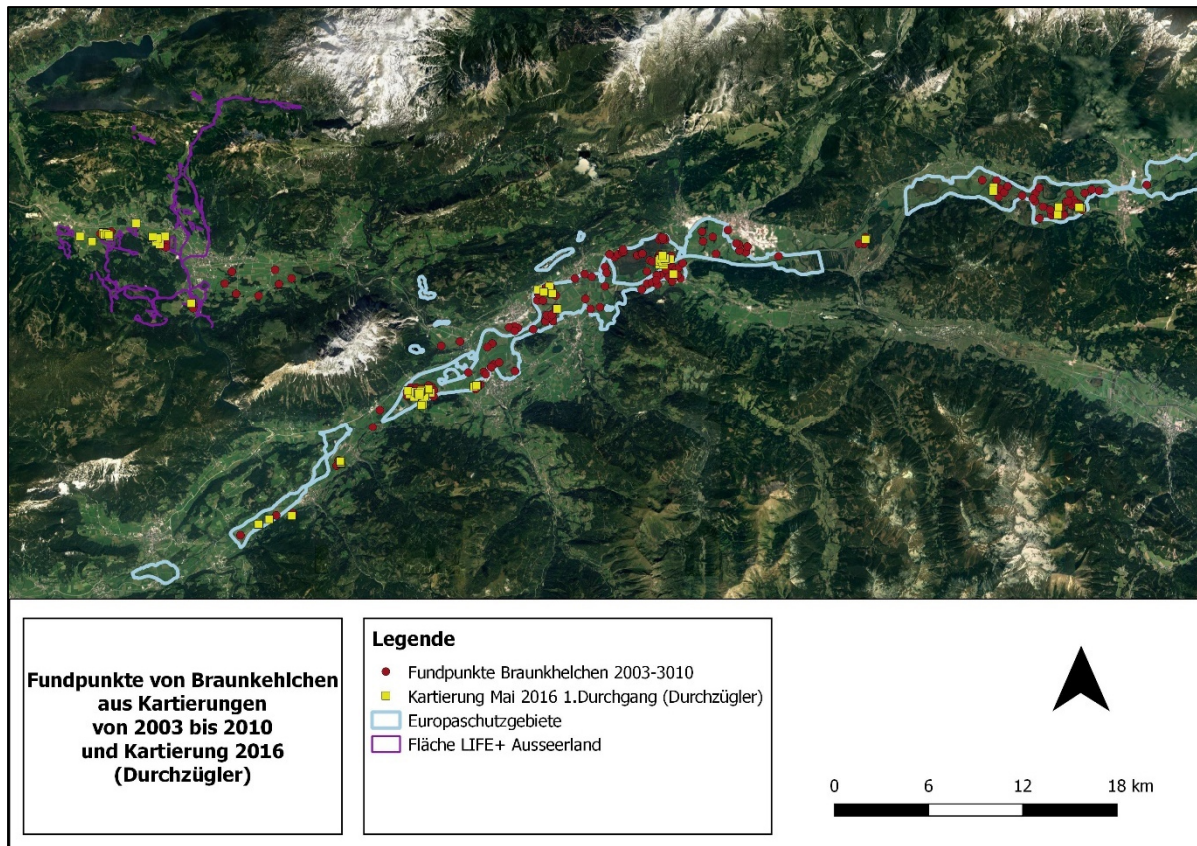


Abbildung 2: Alte Fundpunkte im Ennstal und Raum Bad Mitterndorf und erster Kartierungsdurchgang im Jahr 2016.

Tabelle 2: Anzahl der Fundpunkte und Individuen während der fünf Kartierungsdurchgänge

Durchgang	Datum	Anzahl Fundpunkte	Anzahl Braunkehlchen	♂♂	♀♀
1.	03.–10.05.2016	49	99	55	44
2.	21.–25.05.2016	13	17	12	4
3.	27.–30.05.2016	11	20	11	9
4.	03.–06.06.2016	12	22	12	10
5.	18.–22.06.2016	14	24	14	10

Insgesamt wurden 14 Reviere festgestellt. Zwei Reviere waren jedoch nur von jeweils einem unverpaarten Männchen besetzt. In elf der Reviere wurden Bruten nachgewiesen. In mindestens sechs Revieren wurde erfolgreich gebrütet (Tab. 3). Die Reviere lagen räumlich geklumpt in vier Kernzonen bei: Bad Mitterndorf (1 Revier), Niederstuttern (5 Reviere), Ardnung (3 Reviere) bzw. Rosswiesen (Wörschach) (5 Reviere) (Abb. 3).

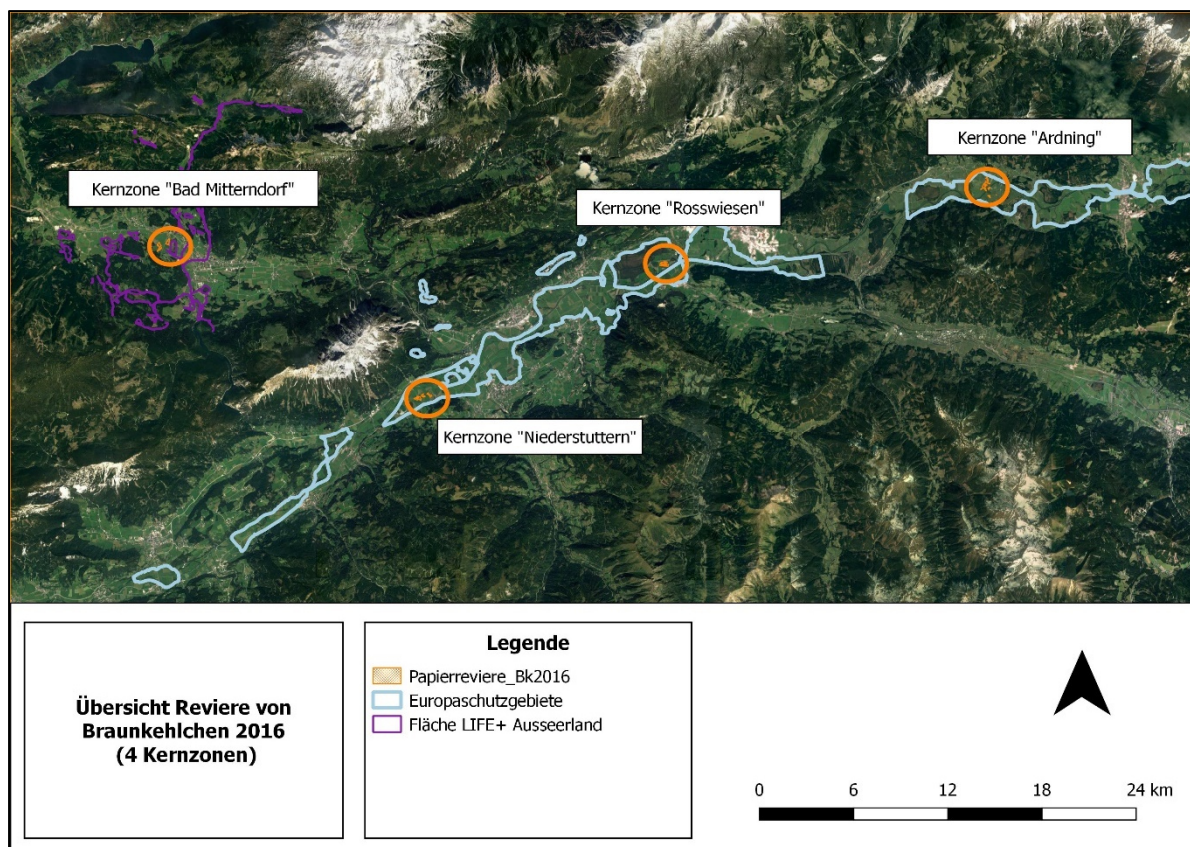


Abbildung 3: Braunkehlchenreviere in den vier Kernzonen im Ennstal und Raum Bad Mitterndorf im Jahr 2016

Tabelle 3: Anzahl der Reviere und deren Reviergröße, Verpaarungsstatus und Bruterfolg

Flächen-Nr.	Reviergröße	Status	Brut	Bruterfolg
8	5,72 ha	Paar	ja	ja
68	2,46 ha	Paar	ja	ja
69	3,33 ha	Paar	ja	ja
120	1,31 ha	Paar	unsicher	nein
122	2,25 ha	Paar	ja	nein
132	1,54 ha	Paar	ja	nein
133	2,88 ha	Solitäres ♂	nein	nein
157	2,28 ha	Paar	ja	nein
177	1,94 ha	Paar	ja	ja
1002	6,95 ha	Paar	ja	nein
1009	3,66 ha	Paar	ja	ja
1011	0,96 ha	Solitäres ♂	nein	nein
1012	3,21 ha	Paar	ja	nein
1013	2,78 ha	Paar	ja	ja
14 Reviere	Ø 2,91 ha σ 1,66 ha	12 Paare	11 Bruten	6x Bruterfolg



## 3.2 Habitatparameter

Die erhobenen Parameter (Anteil alter überstehender Pflanzenstängel, Anzahl diesjährige überstehende Pflanzenstängel, Anzahl Zaunstipfel, Zaundraht in Metern, Bäume und Sträucher, Heustadel, Bodenebenheit, Vegetationshöhe, Vegetationsdichte und strukturelle Vegetationsdiversität) wurden mit Ausnahme von Heustadeln, die in zu vernachlässigender Häufigkeit genutzt wurden, in einer Kruskal-Wallis ANOVA auf Unterschiede zwischen den Gruppen „Kontrolle“, „besetzte Reviere ohne Bruterfolg“ und „besetzte Reviere mit Bruterfolg“ getestet. Die Flächen unterscheiden sich signifikant in den Variablen „strukturelle Vegetationsdiversität“, „Anzahl diesjährige überstehende Pflanzenstängel“, „Anzahl Zaunstipfel“, „Vegetationsdichte“ und „Bodenebenheit“ (Tab. 4).

*Tabelle 4: Ergebnisse der Kruskal-Wallis ANOVA auf Unterschiede der Habitatparameter zwischen den Gruppen „Revier unbesetzt“, „Revier besetzt ohne Bruterfolg“ und „Revier besetzt mit Bruterfolg“; signifikante Werte (fett gedruckt) mit False-discovery-rate (FDR) korrigiert.*

Habitatparameter	Ergebnisse		p (FDR korrigiert)
	Kruskal-Wallis ANOVA		
	$H_2$	p	
<b>Strukturelle Vegetationsdiversität</b>	12,449	<b>0,0020</b>	<b>0,0113</b>
<b>Anzahl diesjährige überstehende Stängel</b>	12,012	<b>0,0025</b>	<b>0,0113</b>
<b>Anzahl Zaunstipfel</b>	9,632	<b>0,0081</b>	<b>0,0243</b>
<b>Vegetationsdichte</b>	7,857	<b>0,0197</b>	<b>0,0369</b>
<b>Bodenebenheit</b>	7,775	<b>0,0205</b>	<b>0,0369</b>
<b>Vegetationshöhe</b>	6,732	<b>0,0345</b>	0,0518
<b>Anzahl alte überstehende Stängel</b>	0,979	0,6129	0,6129
<b>Länge Zaundraht</b>	3,757	0,1528	0,1737
<b>Bäume und Sträucher</b>	3,736	0,1544	0,1737

Mann-Whitney-U-Tests zur Überprüfung der Signifikanz der Übereinstimmung zweier Verteilungen ergaben, dass sich nur in dem Habitatparameter „strukturelle Vegetationsdiversität“ alle drei Gruppen signifikant unterscheiden. Bei der „Anzahl diesjähriger überstehender Stängel“ liegen signifikante Unterschiede zwischen den Revieren mit Bruterfolg und den Kontrollflächen, sowie mit den Revieren ohne Bruterfolg vor. Die

„Anzahl der Zaunstipfel“ und die „Vegetationsdichte“ unterscheiden sich signifikant zwischen den Kontrollflächen und den Revieren ohne Bruterfolg (Tab. 5).

Die Vegetationsdichte betrug zum Aufnahmezeitpunkt auf allen besetzten Revieren 100%, während die Dichte auf den Kontrollflächen stark variierte (Abb 4). Die Werte für die Ebenheit des Bodens lagen bei allen Revieren mit Bruterfolg hoch, was einem unebenen Boden entspricht (Abb. 4). Ein signifikanter Unterschied zeigte sich im Vergleich mit den Kontrollflächen, nicht aber mit den Revieren ohne Bruterfolg (Tab. 5). Die Werte des Habitatparameters „Anzahl Zaunstipfel“ variieren in Revieren ohne Bruterfolg sehr stark, während sie auf den Kontrollflächen sehr niedrig sind und etwas höher in den Revieren mit Bruterfolg (Abb. 4). In Abb. 4 ist zu sehen, dass die Vegetationshöhe in den Revieren mit und ohne Bruterfolg allgemein hohe Werte aufweist, wobei sich nur die Reviere mit Bruterfolg signifikant von den Kontrollflächen unterscheiden.

*Tabelle 5: Ergebnisse der Mann-Whitney-U-Tests auf Unterschiede zwischen den Kontrollflächen und den Revieren ohne Bruterfolg, den Kontrollflächen und den Revieren mit Bruterfolg, sowie den Revieren ohne und mit Bruterfolg. Signifikante Ergebnisse sind fett gedruckt.*

*\* kein p-Wert errechenbar, da alle Werte in den zwei Vergleichsgruppen einen Dichtegrad von 100% aufwiesen*

Habitatparameter	Kontrolle vs. Revier ohne Bruterfolg	Kontrolle vs. Revier mit Bruterfolg	Revier ohne Bruterfolg vs. Revier mit Bruterfolg
<b>Strukturelle Vegetationsdiversität</b>	<b><math>U = 83,5, p = 0,016</math></b>	<b><math>U = 71,0, p = 0,003</math></b>	<b><math>U = 8,5, p = 0,034</math></b>
<b>Diesjährige überstehende Stängel</b>	$U = 72,0, p = 0,129$	<b><math>U = 74,0, p = 0,002</math></b>	<b><math>U = 6,0, p = 0,020</math></b>
<b>Anzahl Zaunstipfel</b>	<b><math>U = 90,5, p = 0,006</math></b>	$U = 52,0, p = 0,060$	$U = 28,0, p = 0,305$
<b>Vegetationsdichte</b>	<b><math>U = 76,0, p = 0,033</math></b>	$U = 57,0, p = 0,062$	$U = 24,0, p = \text{NA}^*$
<b>Bodenebenheit</b>	$U = 77,0, p = 0,051$	<b><math>U = 64,5, p = 0,015</math></b>	$U = 17,0, p = 0,325$

Die Auswertung der Aufnahmen zur Vegetation und den Lebensraumtypen der Reviere ergab, dass 6 der 14 Reviere auf den Rosswiesen, den einzigen extensiv bewirtschafteten Wiesen, lagen, was 31,4 % der Revierflächen insgesamt ausmacht. Zwei andere Reviere (1009 und 122 in Niederstuttern, 14,5 % der Revierflächen) befanden sich anteilig auf Fettwiesen und auf später gemähten Wiesen. Alle weiteren Reviere (54 % der Revierflächen) waren auf Fettwiesen zu finden. Die extensiv bewirtschafteten Wiesen (Biotoptypen 2.2.1.2 Rasiges Großseggenried, 2.2.2.2.1 Großröhricht an Stillgewässer und Landröhricht, 3.1.2.1

Feuchte bis nasse Fettwiese) boten schon früh im Jahr überstehende Hochstaudenstängel, wie den Wiesenkerbel (*Anthriscus silvestris*) und die Sibirische Schwertlilie (*Iris sibirica*). Später boten sich Arten, wie das Mädesüß (*Filipendula ulmaria*), der Große Wiesenknopf (*Sanguisorba officinalis*) oder die Kohl-Kratzdistel (*Cirsium oleraceum*) als Warten. Auf den intensiver bewirtschafteten Wiesen (Biotoptyp 3.2.2.1.2 Intensivwiese der Tieflagen) wurden eher Gräser, wie der Wiesen-Fuchsschwanz (*Alopecurus pratensis*) oder das Gewöhnliche Knäuelgras (*Dactylis glomerata*), aber auch der Wiesen-Kerbel (*Anthriscus sylvestris*) als Warten verwendet. Die Halme der Gräser eigneten sich auf Grund der Instabilität nicht als Warten, sondern eher als kurzer Zwischenstopp zwischen Jagdfügen in der Vegetation.

Die erste Mahdperiode 2016 fand zwischen dem 08.05. und dem 15.05. statt. Eine zweite Mahdperiode lag in den Schönwettertagen zwischen dem 22.06. und 25.06.

Die Kruskal-Wallis ANOVAs auf Unterschiede zwischen der Anzahl der Warten in Revieren auf Fett- und Extensivwiesen ergaben, dass signifikant mehr Strukturen in der Vegetation in den Revieren auf Extensivwiesen im Vergleich zu solchen in Fettwiesen vorliegen ( $H_2 = 31,219$ ,  $p < 0,001$ ). In den Revieren auf Fettwiesen sind signifikant mehr Zaunstipfel ( $H_2 = 8,167$ ,  $p < 0,001$ ) und Zaundraht ( $H_2 = 12,541$ ,  $p < 0,001$ ) vorhanden, als in jenen auf Extensivwiesen.

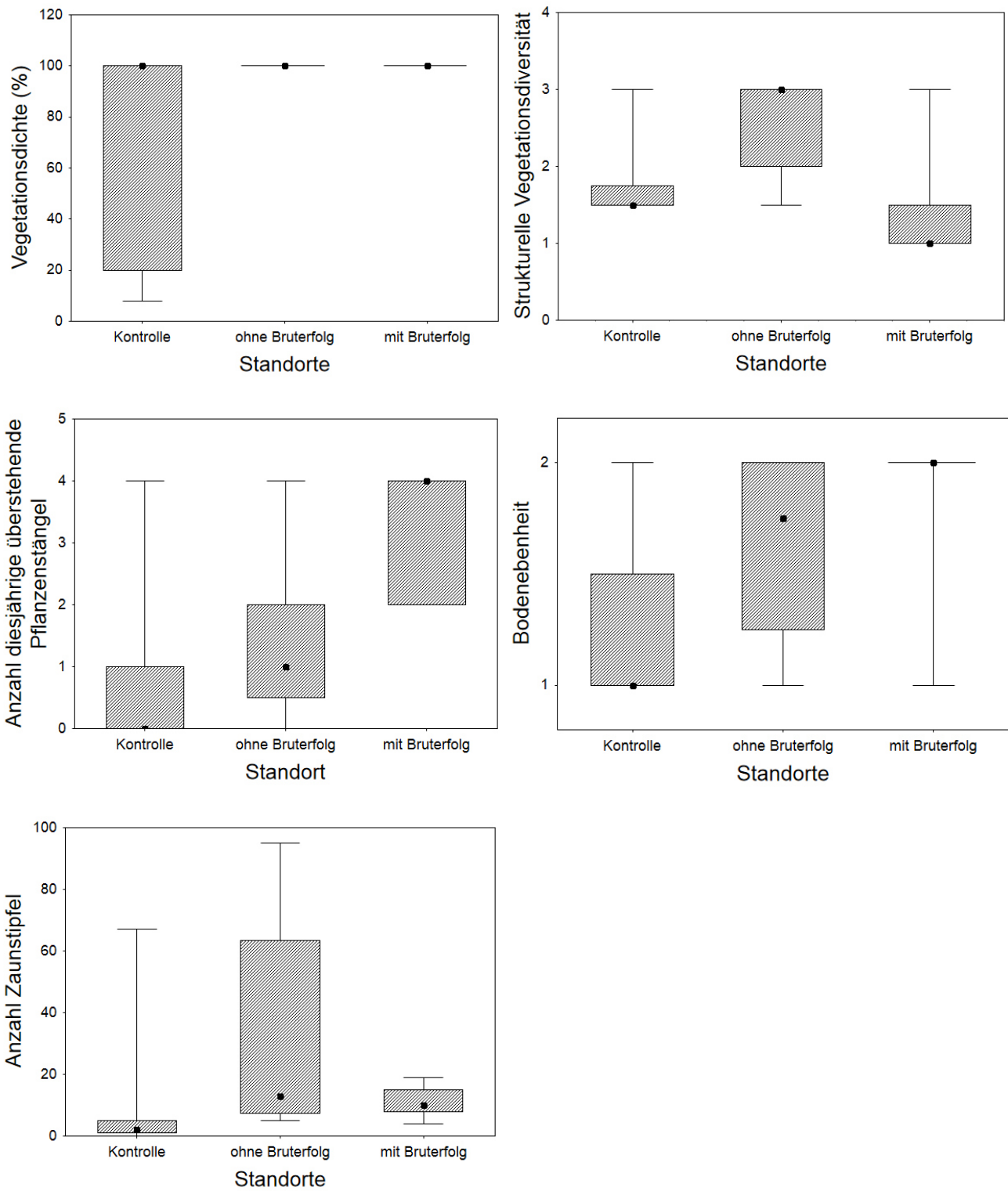


Abbildung 4: Habitatparameter  $\pm$  SE (Box) und 95% CI (Streuungslinien) mit significantem Unterschied zwischen den Gruppen „Revier unbesetzt“, besetzte Reviere „ohne Bruterfolg“ und „mit Bruterfolg“.

### 3.3 Verhaltensbeobachtungen

Die Visualisierung der Ähnlichkeit des Verhaltensrepertoirs von Männchen zur Fortpflanzungszeit mittels einer NMDS-Ordination zeigt deutliche Unterschiede nur zwischen unverpaarten und verpaarten, jedoch nicht zwischen verpaarten Männchen mit und ohne Bruterfolg auf (Abb. 5). Dies bestätigten auch die berechneten paarweisen ANOSIMs (Tab. 6). Auch für Weibchen war keinerlei Effekt zwischen solchen mit und ohne Bruterfolg belegbar (einfaktorielle ANOSIM: Global  $R = 0,094$ ,  $p = 0,167$ ).

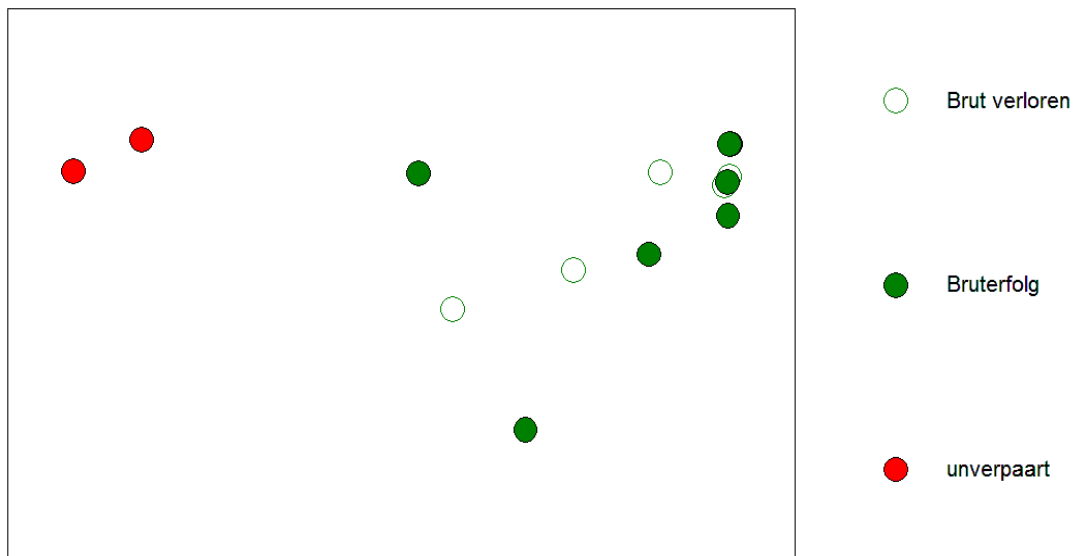


Abbildung 5: Ähnlichkeit des Verhaltensrepertoirs zur Fortpflanzungszeit visualisiert mittels einer NMDS-Ordination für unverpaarte Männchen, sowie solche mit und ohne Bruterfolg (stress = 0,01).

Tabelle 6: Ergebnisse von paarweise Vergleichen des Verhaltensrepertoirs zur Fortpflanzungszeit von unverpaarten Männchen, sowie Männchen mit und ohne Bruterfolg.

Vergleich	R	p
Verpaarte ♂♂ ohne vs. verpaarte ♂♂ mit Bruterfolg	-0,109	0,904
Verpaarte ♂♂ ohne Bruterfolg vs. unverpaarte ♂♂	1,000	0,048
Verpaarte ♂♂ mit Bruterfolg vs. unverpaarte ♂♂	0,935	0,028

Die drei berechneten linearen gemischten Modelle, welche auf Zusammenhänge zwischen Verfügbarkeit einzelner Wartentypen und ihrer relativen Nutzung testen, zeigten einen positiven Zusammenhang zwischen Verfügbarkeit und relativer Nutzungsdauer für die Wartentypen Zaundraht ( $F_{1,35} = 37,433$ ,  $p < 0,001$ ; Abb. 6) und heurige Vegetation auf ( $F_{2,34} = 3,739$ ,  $p = 0,034$ ; Abb. 7), nicht jedoch für den Wartentyp Zaunstipfel ( $F_{1,35} = 0,505$ ,  $p = 0,482$ ).

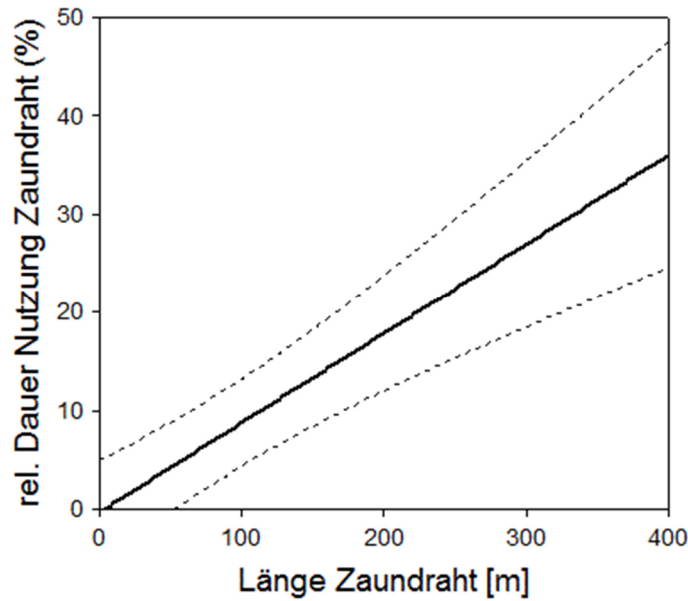


Abbildung 6: Zusammenhang zwischen relativer Dauer der Nutzung des Wartentyps Zaundraht und seiner Verfügbarkeit. Dargestellt ist eine lineare Regressionsgerade  $\pm$  95% Konfidenzintervall für den Zusammenhang zwischen beiden Variablen. Für die Regressionsanalyse verwendete Daten zur relativen Nutzungsdauer sind vorhergesagte Werte des gemischten linearen Modells mit der Zielvariablen relative Nutzungsdauer Zaundraht und der Prädiktorvariablen Zaundrahtlänge. Reviernummer und Geschlecht der Vögel wurden als Zufallseffekte in das Modell integriert.

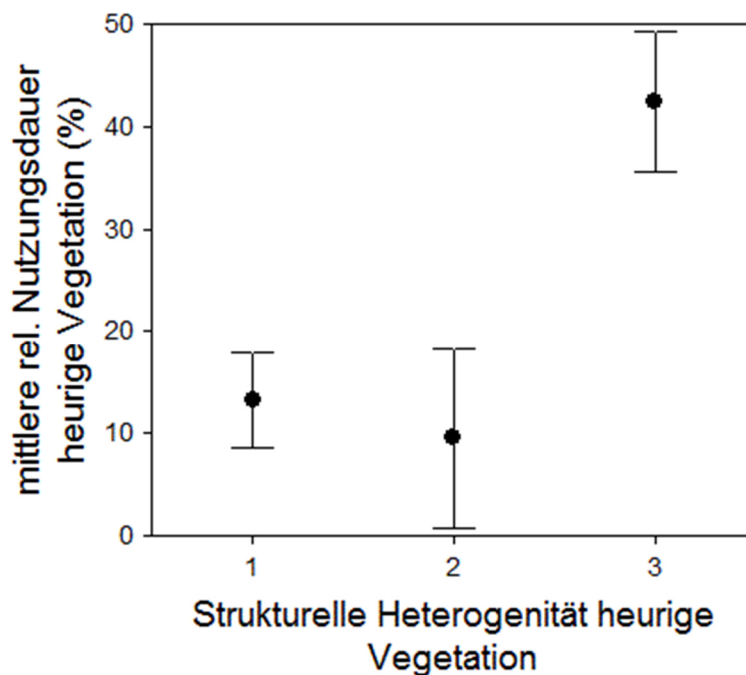


Abbildung 7: Unterschiede in der mittleren relativen Nutzungsdauer  $\pm$  95% heuriger Vegetation auf Wiesen mit unterschiedlicher struktureller Heterogenität. Verwendete Daten zur relativen Nutzungsdauer sind vorhergesagte Werte des gemischten linearen Modells mit der Zielvariablen relative Nutzungsdauer heurige Vegetation und der kategorialen Prädiktorvariablen strukturelle Heterogenität heuriger Vegetation. Reviernummer und Geschlecht der Vögel wurden als Zufallseffekte in das Modell integriert.

## 4. Diskussion

### 4.1 Aktueller Braunkehlchenbestand im Untersuchungsgebiet

Die vergleichsweise große Anzahl an Braunkehlchen bei der ersten Kartierung ist durch einen hohen Anteil an Durchzüglern zu erklären. Genutzt wurden dabei Gebiete, die sich im Jahr 2016 als Revier-Kernzonen herausstellten, sowie Flächen, auf denen sich ehemals besetzte Reviere befanden. Hierbei bleibt unklar, ob Braunkehlchen auf diesen Flächen ein Revier besetzen wollten und z.B. auf Grund von Störungen weiterzogen, oder ob die Flächen aufgrund von Veränderungen in der Habitatausstattung nur als Rastplätze, jedoch nicht mehr als Bruthabitate geeignet waren. Trotz der landwirtschaftlichen Intensivierung, die auf den Ennstalwiesen in den letzten Jahrzehnten stattgefunden hat, stellt das Gebiet noch immer bedeutende Rastplätze für Braunkehlchen und anderen Zugvögel zur Verfügung (BirdLife Österreich – Landesgruppe Steiermark 2015).

Die Bestandssituation der Braunkehlchen im Ennstal und Raum Bad Mitterndorf hat sich im Laufe der letzten Jahrzehnte deutlich verschlechtert. Schon im Managementplan des Natura 2000-Gebiets „Ennstal zwischen Liezen und Niederstuttern“ wurde der schlechte Erhaltungszustand des Braunkehlchens kritisiert. Der Braunkehlchenbestand wurde bei der Erhebung im Ennstal 2007 mit bis zu 130-150 Brutpaaren angegeben (Amt der Steiermärkischen Landesregierung 2007). Mit 10 Brutpaaren im Jahr 2016 hat sich der Bestand im Europaschutzgebiet „Ennstal zwischen Liezen und Niederstuttern“ um mehr als 90 % verringert. Da Braunkehlchen sehr reviertreu sind, deutet Nicht-Besetzung von Revieren meist auf eine ungünstige Veränderung des Lebensraumes oder auf weniger wiederkehrende Individuen hin (Bastian & Bastian 1996). Die mit der fortschreitenden Intensivierung in der landwirtschaftlichen Nutzung einhergehenden Lebensraumveränderungen können sich mit zeitlicher Verzögerung auf die Bestandsgrößen auswirken (Grüebler et al. 2015). Die Gefahr des Aussterbens der Ennstaler Braunkehlchen-Bestände scheint bei solch dramatischen Rückgängen sehr real. Das Schrumpfen solcher Restbestände kann durch positive Rückkopplungsmechanismen verstärkt werden. So reagieren kleinere Bestände empfindlicher auf natürliche Einflüsse, wie Prädation und Witterung (Uhl 1996). Auf Grund ihrer Reviertreue kehren mehrjährige Braunkehlchen auch in Reviere zurück, deren Zustand sich negativ entwickelt haben. Geringe Nachkommenszahlen und wenig Zuwanderung von anderen Populationen haben allerdings mittelfristig eine Überalterung und schließlich das Aussterben der Population zur Folge (Bastian & Bastian 1996). Da ein Austausch der Populationen europaweit besteht und damit die Möglichkeit, dass Braunkehlchen aus anderen Gebieten immigrieren, ist jedoch eine Rettung des Bestandes trotz der geringen Bestandsgröße bei einer Verbesserung der Habitatqualität möglich (Bastian & Bastian 1996).

## 4.2 Wichtige Eigenschaften von Braunkehlchen-Revieren

Das Braunkehlchen wählt als Brutreviere ausschließlich Flächen, in denen ausreichend Warten vorhanden sind, die es als Ruheplatz, als Ansitz beim Jagen, als Singwarte oder als Anflugstelle zum Nest nutzen kann (Bastian & Bastian 1996). Als Warten werden Strukturen mit einer Höhe von 60-130 cm bevorzugt, die die umgebende Vegetation überragen (Feulner & Förster 1995). Wiesen mit überstehenden Pflanzenstängeln werden von Braunkehlchen klar präferiert (Fischer et al. 2013). Eine Studie aus dem Hanság (Burgenland) ergab, dass die Krautschicht auf extensiv bewirtschafteten Wiesen ausreichend Warten für Braunkehlchen zur Verfügung stellt (Schuster 1992). Das Vorhandensein von überstehenden Pflanzenstängeln ist ein Indikator für ein extensives Mahdmanagement und hängt somit auch mit der Nahrungsverfügbarkeit zusammen. In der vorliegenden Studie war die Anzahl diesjähriger überragender Stängel in Revieren mit Bruterfolg signifikant höher als in den Vergleichsgruppen und damit ein eindeutig relevanter Faktor im Schutzmanagement (Abb. 4).

Der Anteil vorjähriger überstehender Pflanzenstängel spielt bei der Revierwahl im Frühjahr eine wichtige Rolle (Schuster 1992, Horch et al. 2008). Es handelt sich meist um vertrocknete Stängel von Hochstauden, die zur Phase der Revierbesetzung als Sing- und Jagdwarten genutzt werden, wenn die diesjährige Vegetation noch keine hochwüchsigen Pflanzenstängel bietet (Schuster 1992). Im Vergleich der Menge vorjähriger überstehender Stängel zwischen den besetzten Revieren und den Kontrollflächen hat sich in der vorliegenden Studie kein signifikanter Unterschied herausgestellt. Der Grund hierfür liegt höchstwahrscheinlich an den sehr geringen Vorkommen von vorjährigen überstehenden Stängeln im ganzen UG. Auch auf den extensiv bewirtschafteten Wiesen mit hoher Revierdichte, wie den Rosswiesen, sind keine überstehenden Pflanzenstängel vom Vorjahr belassen worden. Auf Basis der Ergebnisse zahlreicher anderer Forschungen, die den vorjährigen Pflanzenstängeln eine große Bedeutung zuschreiben, sollte dieser Faktor in den Managementplan für das –Natura2000-gebiet mit einbezogen werden (Fischer et al. 2013, Schuster 1992).

Wenn kein ausreichendes Angebot an natürlichen Warten verfügbar ist, wie zu Beginn der Vegetationsperiode, kommen den künstlichen Warten, wie Zaundrähnen und besonders Zaunstipfeln eine größere Bedeutung zu (Fischer et al. 2013). Die Anzahl der Zaunstipfel und die Länge der Zaundrähne zeigten keinen signifikanten Unterschied in Kontrollen und Revieren mit Bruterfolg (Tab. 5). Auf den Kontrollflächen sind keine Zaunstipfel vorzufinden, aber auch auf den Flächen mit Revieren mit Bruterfolg ist die Anzahl geringer. Hier findet das Braunkehlchen jedoch Warten in der Vegetationsstruktur vor. Im Vergleich zu Revieren auf Extensivwiesen, lagen in Revieren auf strukturärmeren Wiesen eine größere Anzahl an



Zaunstipfeln und Zaundraht vor. Diesen künstlichen Warten kommt somit eine wichtige Bedeutung als Ersatz für natürliche Warten zu. Der signifikante Unterschied in der Anzahl der Zaunstipfel zwischen den Revieren ohne Bruterfolg und den Kontrollflächen weist auf eine Bedeutsamkeit zum Zeitpunkt der Revierwahl besonders bei weniger strukturreichen Wiesen hin (Tab. 5).

Für Schutzmaßnahmen ist daher eine Kombination aus Zaunstipfeln und spät gemähten Wiesenflächen essentiell. Es ist Vorsicht geboten bei der Setzung von Maßnahmen, die Flächen als Brutlebensräume für Braunkehlchen attraktiv machen: Wenn das Mahdmanagement nicht angepasst ist, können sich solche Flächen als ökologische Falle entpuppen (Bastian & Bastian 1996).

Der Pflanzenartenreichtum in Wiesen spielt eine wichtige Rolle für die Revierwahl von Braunkehlchen. Wiesen mit einer durchschnittlichen Anzahl von 8 bis 11 Kennarten werden von Braunkehlchen überproportional häufig als Revier gewählt (Oppermann & Süsser 2015). Auch in der vorliegenden Untersuchung werden diese Erkenntnisse bestätigt: Besetzte Reviere haben eine signifikant höhere strukturelle Vegetationsdiversität als die Kontrollflächen, und besetzte Reviere mit Bruterfolg unterscheiden sich signifikant von den Revieren ohne Bruterfolg (Abb. 4). Die Bedeutung der hohen Vegetationsdiversität liegt für die Braunkehlchen in dem damit zusammenhängenden größeren Insektenvorkommen (Oppermann & Süsser 2015). Um eine höhere Pflanzendiversität zu erreichen, ist der weitgehende Verzicht auf Düngung und spätere Mahdzeitpunkte unabdingbar. Außerdem empfiehlt sich das Mähen mit Balkenmähern im Vergleich zu Kreisel/Scheibenmähern (Pffner et al. 2006).

Braunkehlchen legen ihre Nester versteckt in Grasbulten, Mulden oder dichten Filz aus Gräsern und Moos am Boden an (Bastian & Bastian 1996). In der modernen Landwirtschaft stören solche Unebenheiten und werden häufig begradigt. Im „Artenschutzprojekt Lungau“ für das Braunkehlchen wurde daher die ÖPUL Maßnahme NPA04 implementiert, die das Auffüllen von Senken und Bodenunebenheiten verbietet (Teufelbauer et al. 2012). Durch Düngung wird die Bildung von Vegetationsfilz verhindert (Bastian & Bastian 1996). Die vorliegende Untersuchung hat einen signifikanten Unterschied in der Bodenebenheit sowie der Vegetationsdichte zwischen besetzten Revieren und den Kontrollflächen ergeben, was für Maßnahmen spricht, die das Nivellieren des Bodens durch Bodenwalzen und den Einsatz von Düngemitteln untersagen.

Hohe Strukturen, wie Bäume, Sträucher und Heustadel waren weder vielzählig in den Revieren vorhanden, noch zeigten sie eine signifikante Wirkung auf die Revierwahl oder den Bruterfolg.

### 4.3 Verhaltensbeobachtungen

Die Unterschiede im Verhaltensrepertoire der männlichen Braunkehlchen sind auf ihren Verpaarungsstatus zurückzuführen. Die verpaarten Männchen sind zu Beginn der Brutsaison mit Nahrungssuche, Beobachtung des Weibchens beim Brüten und Revierabgrenzung beschäftigt, während unverpaarte Männchen fast ununterbrochen singen (Horstkotte 1962). Die Ähnlichkeit im Verhalten zwischen den verpaarten Individuen mit und ohne Bruterfolg zeigt, dass der den Erfolg verhindernde Einfluss von außen kommen muss und nicht auf Unterschiede im Verhalten zurückzuführen ist.

Ein großes Problem für das Braunkehlchen durch den Verlust von Strukturen, wie Weidezäunen, im Landschaftsraum wird in der Wartennutzung deutlich. Zaundraht wird als künstliche Warte sehr häufig genutzt. Eine Studie aus Niedersachsen (Deutschland) ergab eine prozentuale Nutzung in der Anzahl der genutzten Warten von 35 % für Zaundraht (Richter 2015). Nach den vorhergesagten Werten des gemischten linearen Modells liegt ein stark positiver Zusammenhang zwischen der Nutzungsdauer des Wartentyps Zaundraht und seiner Verfügbarkeit vor. Bei einer Verfügbarkeit von gut 200 m Zaundraht im Revier würde die prozentuale Nutzungsdauer 20 % betragen. Auf extensiv genutzten Wiesen weisen überstehende Pflanzenstängel in der heurigen Vegetation eine deutlich höhere Bedeutung als Warten auf. In intensiver bewirtschafteten Wiesen ist das natürliche Wartenangebot geringer, weswegen künstliche Warten hier eine wichtige Rolle spielen. Gräser werden kaum genutzt, denn ein Anspruch von Braunkehlchen an Warten ist eine gewisse Stabilität (Pudil & Exnerová 2015). In einer strukturreichen Extensivwiese finden Braunkehlchen ein reichhaltigeres Insektenangebot vor, das sie häufig in flachen Beuteflügen von Warte zu Warte jagen (Riegel 2002). Zaunstipfel wurden zwar häufig als Warten genutzt, ein positiver Zusammenhang zwischen einer vermehrten Nutzung bei einer vergrößerten Verfügbarkeit wurde in dieser Studie allerdings nicht gefunden. Zur Verbesserung des Wartenangebots auf Fettwiesen ist das Einsetzen von Zäunen eine erste essentielle Maßnahme zur Habitatverbesserung.

## 5. Managementmaßnahmen für Braunkehlchen

Auch wenn das Braunkehlchen weltweit in so großen Beständen vorkommt, dass es auf der Roten Liste der IUCN als „Least Concern“ gelistet ist, so ist der schnelle Rückgang in Mitteleuropa und damit auch in Österreich trotzdem alarmierend (BirdLife International 2016). Als Charakterart der Wiesen weist der Zusammenbruch zahlreicher Braunkehlchen-Populationen auf den aktuellen Zustand des Grünlands hin, dessen Bewirtschaftungsweise insgesamt kaum mit dem Überleben von Wildtieren vereinbar ist.

Das Ziel ist es daher, finanziert durch Förderungen oder alternative Nutzungsformen, Maßnahmen in die Wiesenbewirtschaftung zu integrieren, die ein Miteinander von wirtschaftlicher Grünlandnutzung und Raum für Biodiversität ermöglichen. Auf Flächen, wie den Rosswiesen, die im Eigentum des Naturschutzbundes sind, ist die Umsetzung von Managementmaßnahmen leicht durchführbar, da hier kein Profit erzielt werden muss. Die besetzten Reviere oder ganze Lebensraumverbände von Braunkehlchen auf Wirtschaftsflächen zu schützen ist eine Herausforderung nicht nur bei der Aufbringung finanzieller Mittel für einen Vertragsnaturschutz, sondern auch in den Verhandlungen mit den Landwirten. Im Hintergrund der konkreten Schutzmaßnahmen auf den Wiesen sind politische Grundsatzentscheidungen ebenso wie alternative wirtschaftliche Nutzungsformen von Nöten. Detailliertere Empfehlungen für sinnvoll erscheinende Maßnahmen für Flächen in unserem UG sind im Appendix angeführt.

## 5.1 Managementmaßnahmen und deren Wirksamkeit

Das maßgeblich zu adressierende Problem bei der Auswahl von Maßnahmen auf den Förderflächen ist die Überlappung der Brutphänologie mit dem Mahdmanagement (Bergmüller & Frühauf 2015, Horch et al. 2008, Strebel et al. 2015). Die Evaluation eines erfolgreichen Schutzprojekts für Braunkehlchen im Lungau (Salzburg) ergab, dass besonders positive Effekte durch eine Verzögerung des ersten Mahdtermins in Kombination mit ungemähten, 1,5 m breiten Wiesenstreifen und das Vorhandensein von niedrigen Warten erzielt werden (Eichberger et al. 2013). Eine Studie aus Tirol zeigte, dass auf einer Seehöhe von 800 m 75 % der Nestlinge flügge sind (Bergmüller & Frühauf 2015). Kleinflächige und punktuelle Maßnahmen, wie das Setzen von Zaunstipfeln, beeinflussen zwar die Revierwahl, reichen aber zur Artenförderung allein nicht aus (Horch et al. 2008). Eine Evaluation der „Überreizmethode“ in Bayern zeigte, dass die Bestandsgröße durch ein großes Wartenangebot in Kombination mit einem geeigneten Mahdmanagement angehoben werden kann (Siering & Feulner 2017). Hier werden schmale Warten, die sich nicht für Krähen eignen, empfohlen. Nesterschutz ist kurz- bis mittelfristig besonders bei gefährdeten Restbeständen eine wirkungsvolle Maßnahme, die jedoch bei größeren Populationen einen erheblichen Arbeitsaufwand bedeutet (Bastian & Bastian 1996). Daher ist eine Kombination aus kleinen Strukturen, wie Wiesenstreifen und künstlichen Warten, und anschließenden spät gemähten Flächen von mind. 0,5 ha von großer Wichtigkeit (Werner Kommik, mündl.). Horch et al. (2008) sprechen von 2 ha großen spät gemähten insekten- und strukturreichen Blumenwiesen pro Brutpaar.

Um die im UG noch vorhandenen Brutvorkommen langfristig zu erhalten, ist ein großflächiger Habitatschutz notwendig (Horch et al. 2008). Die Flächen sollten so groß sein, dass langfristig eine Ansammlung von Revieren großräumig darin Platz hat (Oppermann &

Süsser 2015). Laut Horch et al. (2008) sollten die Förderflächen insgesamt mindestens 10-20 ha umfassen.

## 5.2 Managementempfehlungen für Braunkehlchen im Ennstal und Raum Bad Mitterndorf

Für die Schutzmaßnahmen von Braunkehlchen im UG wird ein Verbund von brutreviertauglichen Flächen angestrebt. Es ist sinnvoll bei den wenigen noch genutzten Brutrevieren anzusetzen und sich für deren Erhalt bzw. Optimierung einzusetzen (Horch et al. 2008). Die 2016 als Reviere genutzten Flächen und die umgebenden Bereiche sollen durch zielgerechte Maßnahmen in einen Zustand gebracht werden, der es Braunkehlchen ermöglicht, ihre Brut erfolgreich durchzuführen, bis die Jungen flügge sind.

Die Managementgrundlage in den Kernzonen soll an ein bereits bewährtes System aus dem Lungau angelehnt werden, das sich aus einer Kombination aus Wiesenstreifen mit Zaunstipfeln und anliegenden, später gemähten Wiesenflächen zusammensetzt (Eichberger et al. 2013, W. Kommik mündl.). Außerdem werden Ergebnisse der Evaluation von Maßnahmen aus Schweizer Schutzprojekten (Horch et al. 2008) und anderen Untersuchungen miteingebracht. Die Resultate aus der vorliegenden Untersuchung werden mit den Ergebnissen aus der Literatur kombiniert und ergänzt.

Für alle Kernzonenflächen wird der Verzicht auf Düngung und Pestizideinsatz vollständig oder zumindest bis nach dem ersten Mahdtermin empfohlen. Um ein ausreichendes Nahrungsangebot zu gewährleisten, muss auf den Einsatz von Düngung und Pestiziden idealerweise ganz verzichtet werden. Eine sporadische Düngung mit Festmist kann als Kompromiss mit den Landwirten eingegangen werden. Auch von der Nutzung von Bodenwalzen wird abgeraten. Bodenwalzen verringern die Struktur des Bodenreliefs, die Braunkehlchen brauchen, um ihre Nester zu verstecken. Die damit einhergehende Verdichtung des Bodens schädigt Flora und Fauna (Maulbetsch & Rebstock 2015).

Für die Gebiete der Kernzonen wird eine Kombination aus wechselländigen Wiesenstreifen mit künstlichen Ansitzwarten, spät gemähten Wiesenflächen (0,5-1 ha), ergänzt durch speziell an die Gebiete angepasste Zusatzmaßnahmen vorgeschlagen, die mit einer intensiven Grünlandbewirtschaftung vereinbar sind. Spätere Mahdzeitpunkte sind jedoch aus personellen und finanziellen Gründen oft schwierig umsetzbar, so dass in der Anwendung solcher Maßnahmen die vorliegenden Möglichkeiten abgewogen werden müssen. Auf lange Sicht wird eine Stabilisierung der Ennstal-Population nicht ohne ein Förderprogramm für Ausgleichszahlungen für spätere Mahdzeitpunkte auskommen.

Auf den Rosswiesen darf der erste Schnitt laut ÖPUL-Auflagen je nach Teilfläche zwischen dem 25.07. und 15.09. stattfinden, mit Ausnahme eines nördlichen Abschnitts, auf dem die erste Mahd aus Ausmagerungsgründen vor dem 10.06. durchgeführt werden musste. Dieses Datum liegt in der Brutzeit des Braunkehlchens. Die Mahd am 10.06. zerstörte dieses Jahr die Brut des Paares in Revier 157. Die erste Mahd sollte im günstigsten Falle am 15. Juli stattfinden (vgl. auch Schneider & Schulze 2015), kann aber in Abhängigkeit vom Entgegenkommen des Landwirtes auf den 25. Juni gelegt werden (Reuter & Jacob 2015). Die Nestlinge haben durch einen späteren Mahdtermin die Möglichkeit, flügge zu werden. Außerdem steigert ein späterer Mahdtermin die strukturelle Vegetationsdiversität auf diesen Flächen und damit das Nahrungsangebot (Oppermann & Süßer 2015).

Je zwei Wiesenstreifen pro Fläche sollten im jährlichen Wechsel bis zum zweiten Mahdzeitpunkt im nächsten Jahr stengelgelassen werden. Nach diesem „Wechselmahd-Vorgehen“ ist in jedem Frühjahr ein über den Winter belassener Wiesenstreifen vorhanden. Die Pflanzen können einen ganzen Vegetationskreislauf vollziehen, wodurch es überstehende Stängel gibt, die Braunkehlchen als Jagdwarten nutzen können und mehr Nahrung verfügbar ist. Diese bilden niedrige Strukturelemente in der Wiesenlandschaft, die eine Ansiedlung der Braunkehlchen nach der Ankunft aus den Winterquartieren fördern (Horch et al. 2008). Um die strukturelle Vegetationsvielfalt in den neuangelegten Wiesenstreifen zu erhöhen, können autochthone Saatgutmischungen eingebracht werden. In diese Wiesenstreifen werden Zaunstipfel gesetzt, die von den Braunkehlchen als Warten genutzt werden können. Horch et al. (2008) betonen, dass Braunkehlchen sich nicht an linearen Strukturen orientieren und schlagen Wiesenstreifen von 8-10 m Breite und mind. 300 m Länge vor. Alternativ werden aus finanziellen Gründen in diesem Fall schmalere Wiesenstreifen (1,5-2 m) in Kombination mit mindestens 0,5-1 ha großen, angrenzenden und später gemähten Wiesenflächen empfohlen. Die Wiesenstreifen sollen um Störung zu reduzieren nicht direkt an viel genutzten Wegen und Straßen angelegt werden. Auch Kulissen von Waldstücken oder Gebäuden (30-60 m) haben eine abschreckende Wirkung (Bastian & Bastian 1996, Feulner & Förster 1995).

Künstliche Sitzwarten von 60-130 cm, wie Zaunstipfel mit Zaundrähten, sollen in den Wiesenstreifen aufgestellt werden oder, wenn bereits vorhanden, erhalten werden. Laut Oppermann (1992) weisen optimale Habitate mindestens 25 Warten/100m<sup>2</sup> auf. Diese hohe Dichte lässt sich mit Zaunstipfeln schwerlich umsetzen. Mit alternativen Warten, wie Bambusstöcke oder Weidenruten, kann das Wartenangebot bei geringerem finanziellen und Arbeitsaufwand immens erhöht werden (Siering & Feulner 2017, Scheinpflug 2017). Die zeitliche Beständigkeit solcher Warten ist dagegen geringer als bei Zaunstipfeln. Vereinzelt können auch Büsche als Warten gepflanzt werden, wovon auch der Neuntöter und das

Schwarzkehlchen profitieren (Schuster 1992). Eine Studie aus Polen ergab, dass Braunkehlchen in Nachbarschaft von Neuntöttern einen höheren Bruterfolg haben (Frankiewicz 2015). Die Kombination aus Warten und ungemähten Wiesenstreifen hat sich bewährt, da spätes Mähen in der Umgebung von Warten nachweislich einen signifikanten Einfluss auf den Bruterfolg hat (Bergmüller & Frühauf 2015).

Auf allen Flächen wurden vorhandene Landschaftsstrukturen, wie alte Zäune, Heustadel oder Büsche, die Braunkehlchen und anderen Ansitzjägern (z.B. Neuntöter, Hausrotschwanz) als Warten dienen, aufgenommen und sollten dringend erhalten werden.

Aufgrund der existenzbedrohend geringen Größe der Bestände im UG ist ein Nesterschutz in den kommenden Jahren wichtig und vom Arbeitsaufwand durchführbar. Hierfür sind ein regelmäßiges und häufiges Monitoring und direkte Absprachen mit den bewirtschaftenden Landwirten nötig. Um den Neststandort werden 1000 m<sup>2</sup> als Sofortmaßnahme von der Mahd ausgespart (Horch et al. 2008).

Vernässungsflächen mit Schilf, wie sie auf den Rosswiesen und in Niederstuttern vorkommen, sollten nicht zugeschüttet oder trockengelegt werden. Braunkehlchen brauchen auch Gebiete mit lückiger Vegetation zum Jagen (Bastian & Bastian 1996). Auch Röhrichtbrüter, wie der Feldschwirl, sowie rastende Wasservögel profitieren von dieser Maßnahme (Dvorak et al. 1993).

Ein weiteres wichtiges Instrument ist die Öffentlichkeitsarbeit. Das Wissen um die Wiesenvögel und ihre Bedürfnisse und eine damit einhergehende Akzeptanz ist die Grundlage für ein langfristig funktionierendes Schutzprogramm.

Die konkrete Umsetzung der Empfehlungen, wie die Lage der Wiesenstreifen und spät gemähter Teilflächen, ist mit den Bewirtschaftern der Wiesen zu besprechen und anzupassen.

Um solche Maßnahmen umzusetzen, ist eine Ausarbeitung von Managementplänen und individuelle Beratung der Landwirte notwendig (Horch et al. 2008). Die entstehenden Verluste werden durch Ausgleichszahlungen über ÖPUL (Vertragsnaturschutz) oder andere Schutzprojekte finanziert. Ideal wäre auf lange Sicht eine generelle Umstellung der Bewirtschaftungsweise auf extensives Grünland zur Produktion von Heumilch, um dem Braunkehlchen einen Platz in den bewirtschafteten Wiesen zu erhalten.

## Literatur

Amt der Steiermärkischen Landesregierung, FA 13 C (2007): Natura 2000-Gebiet Ennstal zwischen Liezen und Niederstuttern (ESG 41) – Managementplan.

Amt der Steiermärkischen Landesregierung (2017): <http://www.umwelt.steiermark.at/cms/beitrag/10023700/25206/> Download 02.01.2017

Balmer, D., Gillings, S., Caffrey, B., Swann, B., Downie, I., Fuller, R. (2013): Bird Atlas 2007–11: the breeding and wintering birds of Britain and Ireland. British Trust for Ornithology Books, Thetford.

Bastian, A., Bastian, H-V (1996): Das Braunkehlchen: Opfer einer ausgeräumten Kulturlandschaft. Aula-Verlag GmbH, Wiesbaden.

Bastian, H-V (2015): Vanishing Whinchats – harbinger of a silent landscape? In: Bastian, H-V, Feulner, J. (Hrsg.): Living on the Edge of Extinction in Europe. Proc. 1st European Whinchat Symposium: 307– 311. LBV Hof, Helmbrechts.

Bastian, M. (2015): The Whinchat in Luxembourg – a lost cause? In: Bastian, H-V, Feulner, J. (Hrsg.): Living on the Edge of Extinction in Europe. Proc. 1st European Whinchat Symposium: 255–261. LBV Hof, Helmbrechts.

Bergmüller, K. & Frühauf, J. (2015): Breeding phenology and reproductive success of Whinchats (*Saxicola rubetra*) in relation to altitude and mowing date in Tyrol. In: Bastian, H-V, Feulner, J. (Hrsg.): Living on the Edge of Extinction in Europe. Proc. 1st European Whinchat Symposium: 135-144. LBV Hof, Helmbrechts.

Bibby, C. J. (1995): Methoden der Feldornithologie: Bestandserfassung in der Praxis. Neumann Verlag GmbH, Radebeul.

BirdLife International (2016): *Saxicola rubetra*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T22710156A87906903. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22710156A87906903.en>. Letzter Zugang: 20.02.2017.

BirdLife Österreich (2014): Ausarbeitung des österreichischen Berichts gemäß Artikel 12 der Vogelschutzrichtlinie, 2009/147/EG. Berichtszeitraum 2008 bis 2012. Wien.

BirdLife Österreich (2015): Erhebung und Bewertung der Talboden-Avifauna ausgewählter Gebiete des Mitterndorfer Biotopverbundes und des Ödensees. Projektbericht im Rahmen des LIFE+ Projektes Ausseerland.

BirdLife Österreich – Landesgruppe Steiermark (2015): Avifauna Steiermark - Die Vögel der Steiermark, Leykam Buchverlags Ges.m.b.H. Nfg. & Co. KG, Graz.

Broyer, J., Curtet, L., Chazal, R. (2014): How to improve agri-environment schemes to achieve meadow bird conservation in Europe? A case study in the Saône valley, France. *J Ornithol* 155:145–155.

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hrsg., 2005): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Lebensministeriums Band 14/1. Böhlau Verlag Wien-Köln-Weimar.

Cairenius, S. (2015): Whinchat (*Saxicola rubetra*) in Finland: Population, habitat and migration. In: Bastian, H-V, Feulner, Jürgen (Hrsg.): Living on the Edge of Extinction in Europe. Proc. 1st European Whinchat Symposium: 97-100. LBV Hof, Helmbrechts.

Dvorak, M., Ranner, A., Berg, H. (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Ergebnisse der Brutvogelkartierung 1981-1985 der Österreichischen Gesellschaft für Vogelkunde. Umweltbundesamt, Wien.

EBCC (2016): European wild bird indicators, 2016 update. <http://ebcc.info/index.php?ID=612> (Letzter Zugang: Januar 2017)

Eichberger, I., Teufelbauer, N., Bieringer, G. (2013): Hilfe für das Braunkehlchen durch zielgerechte landwirtschaftliche Förderungsmaßnahmen – Eine Erfolgskontrolle von ÖPULMaßnahmen im Artenschutzprojekt Lungau. Ländlicher Raum.

Elts, J. (2015): Status review of the Whinchat (*Saxicola rubetra*) in Estonia. In: Bastian, H-V, Feulner, J. (Hrsg.): Living on the Edge of Extinction in Europe. Proc. 1st European Whinchat Symposium: 93 – 96. LBV Hof, Helmbrechts.

Feulner, J., Förster, D. (1995): Siedlungsdichte, Habitatwahl und Schutz des Braunkehlchens (*Saxicola rubetra*) in der Teuschnitzaue, Frankenwald. *Orn Anz* 34: 125-137

Fischer, K.; Busch, R., Fahl, G.; Kunz, M., Knopf, M. (2013): Habitat preferences and breeding success of Whinchats (*Saxicola rubetra*) in the Westerwald mountain range. *J Ornithol* 154:339-349.

Frankiewicz, J. (2015): The influence of environmental factors on breeding success of Whinchat *Saxicola rubetra*. In: Bastian, H-V, Feulner, J. (Hrsg.): Living on the Edge of Extinction in Europe. Proc. 1st European Whinchat Symposium: 165-166. LBV Hof, Helmbrechts.

Grüebler, M-U, Horch, P., Spaar, R. (2015): Whinchats impacted by changes in alpine grassland management: research results from Switzerland. In: Bastian, H-V, Feulner, J. (Hrsg.): Living on the Edge of Extinction in Europe. Proc. 1st European Whinchat Symposium: 263-273. LBV Hof, Helmbrechts.



- Horch, P., U. Rehsteiner, A. Berger-Flückiger, M. Müller, H. Schuler, Spaar, R. (2008): Causes for the strong decline of the Whinchat *Saxicola rubetra* population in Switzerland and evaluation of conservation measures. *Ornithol Beob* 105: 267-298.
- Horch, P., Spaar, R. (2015): Die Situation des Braunkehlchens in der Schweiz, getestete Fördermaßnahmen und Ergebnisse. In: Bastian, H-V, Feulner, J. (Hrsg.): *Living on the Edge of Extinction in Europe. Proc. 1st European Whinchat Symposium*: 285-292. LBV Hof, Helmbrechts.
- Horstkotte, E. (1962): Beiträge zum Brutverhalten des Braunkehlchens (*Saxicola rubetra* L.). *Ber Naturwiss Ver Bielefeld* 16: 107-165.
- Kurlavičius, P. (2015): Whinchat (*Saxicola rubetra*) in Lithuania: what we know about breeding biology, habitat selection and population trends. In: Bastian, H-V, Feulner, J. (Hrsg.): *Living on the Edge of Extinction in Europe. Proc. 1st European Whinchat Symposium*: 107-115. LBV Hof, Helmbrechts.
- Maulbetsch, K.-E., Rebstock, H. (2015): Bestandsentwicklung und lokale Einflüsse auf Braunkehlchen-Populationen bei Balingen (Baden-Württemberg). In: Bastian, H-V, Feulner, J. (Hrsg.): *Living on the Edge of Extinction in Europe. Proc. 1st European Whinchat Symposium*: 73-84. LBV Hof, Helmbrechts.
- Oppermann, R., Süsser, M. (2015): Abhängigkeit des Braunkehlchens (*Saxicola rubetra*) von der Artenvielfalt im bewirtschafteten Grünland. In: Bastian, H-V, Feulner, J. (Hrsg.): *Living on the Edge of Extinction in Europe. Proc. 1st European Whinchat Symposium*: 171-190. LBV Hof, Helmbrechts.
- Pfiffner, L., Schader, C., Graf, R., Horch, P. (2006): Wildtiergerechte Landnutzung im Berggebiet – Förderung der Artenvielfalt und Braunkehlchen auf Unterengadiner Bio-Modellbetrieben. Hg. v. Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL), Schweizerische Vogelwarte Sempach.
- Pudil, M., Exnerová, A. (2015): Diet and foraging behaviour of the Whinchat (*Saxicola rubetra*). In: Bastian, H-V, Feulner, J. (Hrsg.): *Living on the Edge of Extinction in Europe. Proc. 1st European Whinchat Symposium*: 125-134. LBV Hof, Helmbrechts.
- Reuter, G., Jacob, J.-P. (2015): Der Rückgang des Braunkehlchens (*Saxicola rubetra* L.) in Belgien und Gegenmaßnahmen am Beispiel des Rurtales. In: Bastian, H-V, Feulner, J. (Hrsg.): *Living on the Edge of Extinction in Europe. Proc. 1st European Whinchat Symposium*: 243-254. LBV Hof, Helmbrechts.

- Richter, M. (2015): Verbreitung, Bestandsentwicklung und Habitatwahl des Braunkehlchens *Saxicola rubetra* in Niedersachsen. In: Bastian, H-V, Feulner, J. (Hrsg.): Living on the Edge of Extinction in Europe. Proc. 1st European Whinchat Symposium: 55-62. LBV Hof, Helmbrechts.
- Riegel, J. (2002): Verteilung und Verhalten von Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*) und Steinschmätzer (*Oenanthe oenanthe*) auf einer Probefläche im südlichen Bergischen Land. Berichtsheft der Arbeitsgemeinschaft Bergischer Ornithologen N R . 4 1: 13.
- Sackl, P., Samwald, O. (1997): Atlas der Brutvögel der Steiermark. Austria Medien Service, Graz, 432 pp.
- Scheinpflug, C. (2017): Maßnahmen zur Stabilisierung einer Population des Braunkehlchens *Saxicola rubetra* im Rahmen des Sächsischen Wiesenbrüterprojektes. WhinCHAT 1, 61-65.
- Schneider, M., Schulze, C. H. (2015): Habitatnutzung des Braunkehlchens (*Saxicola rubetra*) im Europaschutzgebiet Waasen–Hanság, Burgenland. Acta ZooBot Austria 152: 57-72.
- Schuster, A. (1992): Vergleich der brut- und nachbrutzeitlichen Habitatwahl von Neuntöter (*Lanius collurio*, L.), Schwarzkehlchen (*Saxicola torquata*, L.) und Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*, L.) im Kulturland des Hanság (Burgenland). Universität Wien, Wien.
- Siering, M., Feulner, J. (2017): Künstliche Sitz- und Singwarten als Artenhilfsmaßnahme für das Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*) - Durchführung und Kontrolle der Überreizmethode im Rotmaital bei Kulmbach (Oberfranken). WhinCHAT 1, 66-70.
- Strebel, G., Jacot, A., Horch, P., Spaar, R. (2015): Effects of grassland intensification on Whinchats *Saxicola rubetra* and implications for conservation in upland habitats. Ibis 157:250-259.
- Südbeck, P., Andretzke, H., Fischer, S., Gedeon, K., Schikore, T., Schröder, K., Sudfeldt, C. (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands, Radolfzell.
- Teufelbauer, N., Bieringer, G., Wawra, I. (2012): Erfolgskontrolle von ÖPUL-Maßnahmen im Artenschutzprojekt Lungau. BMLFUW, Wien.
- Uhl, H. (1996): Braunkehlchen in Oberösterreich oder vom unauffälligen Sterben eines bunten Vogels. Der regionale Rückgang des Braunkehlchens (*Saxicola rubetra*) anhand mehrjähriger Erhebungen in den öö. Kremsauen und in der Ettenau. ÖKO L 18/1: 15 -25.
- Uhl, H., Bergmüller, K., Kleewein, A. (2017): Braunkehlchen in Österreich – Aktuelles zu Bestandstrends und Artenschutzprojekten in den Bundesländern. WhinCHAT 1, 34-40.

# Appendix

## **Managementempfehlungen für die vier Kernzonen mit Braunkehlchen-Vorkommen**

### *(A) Kernzone Bad Mitterndorf*

In Bad Mitterndorf brütete ein Braunkehlchen-Paar (1002), das seine Brut und wahrscheinlich auch eine Nachbrut durch Mahd verlor. Seine Lage neben einem Moor, das als Vogelschutzgebiet ausgewiesen ist (Rödschitzmoor) und umgebenden feuchten Wiesen weisen auf die Eignung des Gebietes für Braunkehlchen hin. Rastende Durchzügler (Abb. 2) und nach der Brutsaison gesichtete Individuen in der nahen Umgebung bestätigen die Bedeutung des Gebietes. Auf der angrenzenden Fläche der Naturschutzjugend (Karstquelle Pfandlbrunn) wurden 2015 brutverdächtige Braunkehlchen festgestellt (BirdLife Österreich 2015). Diese Einzelvorkommen sind wahrscheinlich Restbestände eines größeren Vorkommens (ebda.). Prioritäre Maßnahmen in diesem Gebiet sind spätere Mahdzeitpunkte auf den 2016 als Revier genutzten Wiesenteilen sowie der Erhalt des Zauns, den das Brutpaar häufig als Sitzwarte nutzte, und die Anlage von Wiesenstreifen entlang dessen (Abb. A 1).

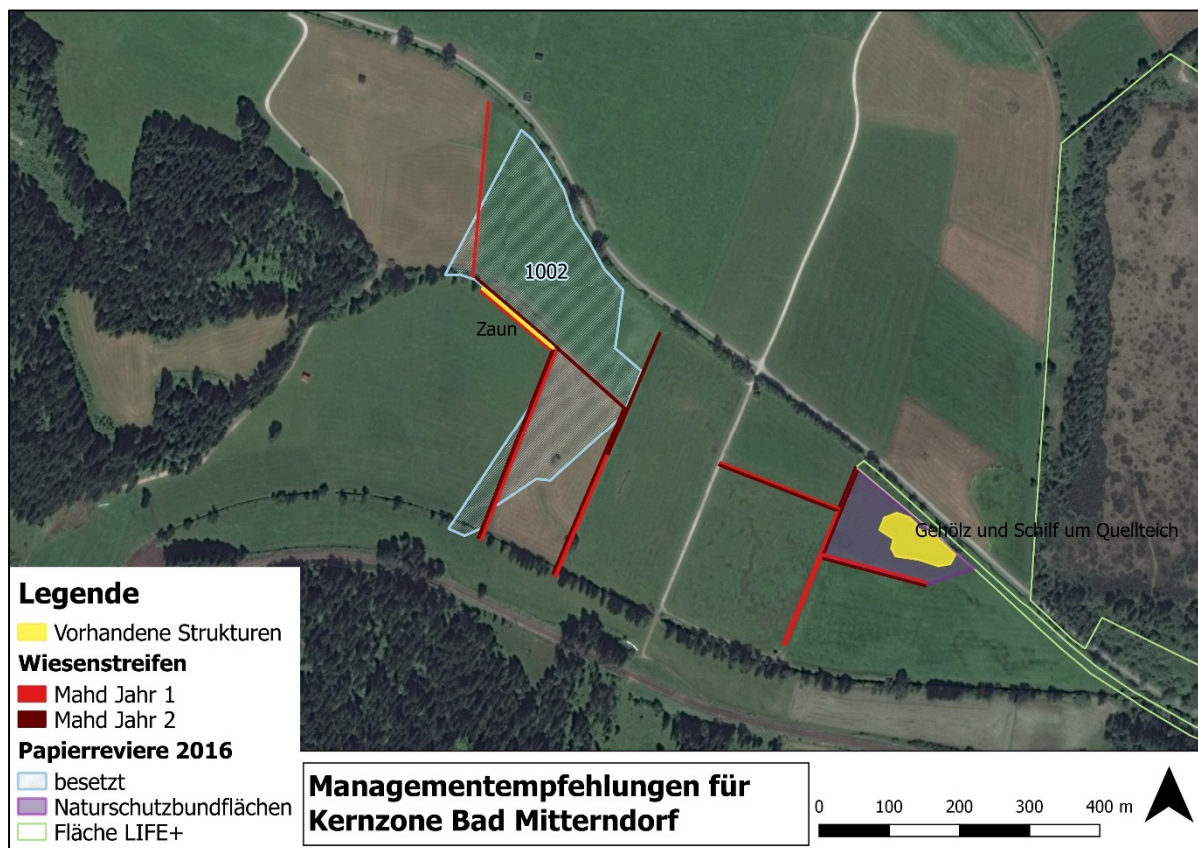


Abbildung A 1: Lage des Reviers und Managementempfehlungen für die Kernzone in Bad Mitterndorf

Ein Zwischenziel stellt ein Netzwerk von spät gemähten Wiesen (erster Mahdzeitpunkt nach dem 25. Juni) auf den beiden von Braunkehlchen genutzten sowie umliegenden Flächen dar. Auf lange Sicht ist eine Ausweitung der Fläche nach Norden hin anzustreben, die einer Akkumulation von mehreren Brutpaaren Platz bietet und von Individuen vor und nach der Fortpflanzungsperiode genutzt werden.

*(B) Kernzone Niederstuttern*

Neben späteren Mahdzeitpunkten und wechselfähig gemähten Wiesenstreifen in der gesamten Kernzone, ist in Revier 133 ein alter Zaun mit vereinzelt Büschen unbedingt zu erhalten (Abb. B 1). Dieser wurde von Durchzüglern, wie auch vom revierhaltenden Männchen vielfach genutzt. Als Ort für Wiesenstreifen bieten sich die Grenzen zwischen den Grundstücken an. Eine Vernässung östlich des Reviers 133 stellt nicht nur dem Braunkehlchen, sondern auch Röhricht- und Wasservögeln eine Verbesserung des Strukturreichtums zur Verfügung, wenn diese bei der ersten Mahd großräumig ausgespart wird. In der Landschaft fehlen Strukturen, die sich als Warten eignen.

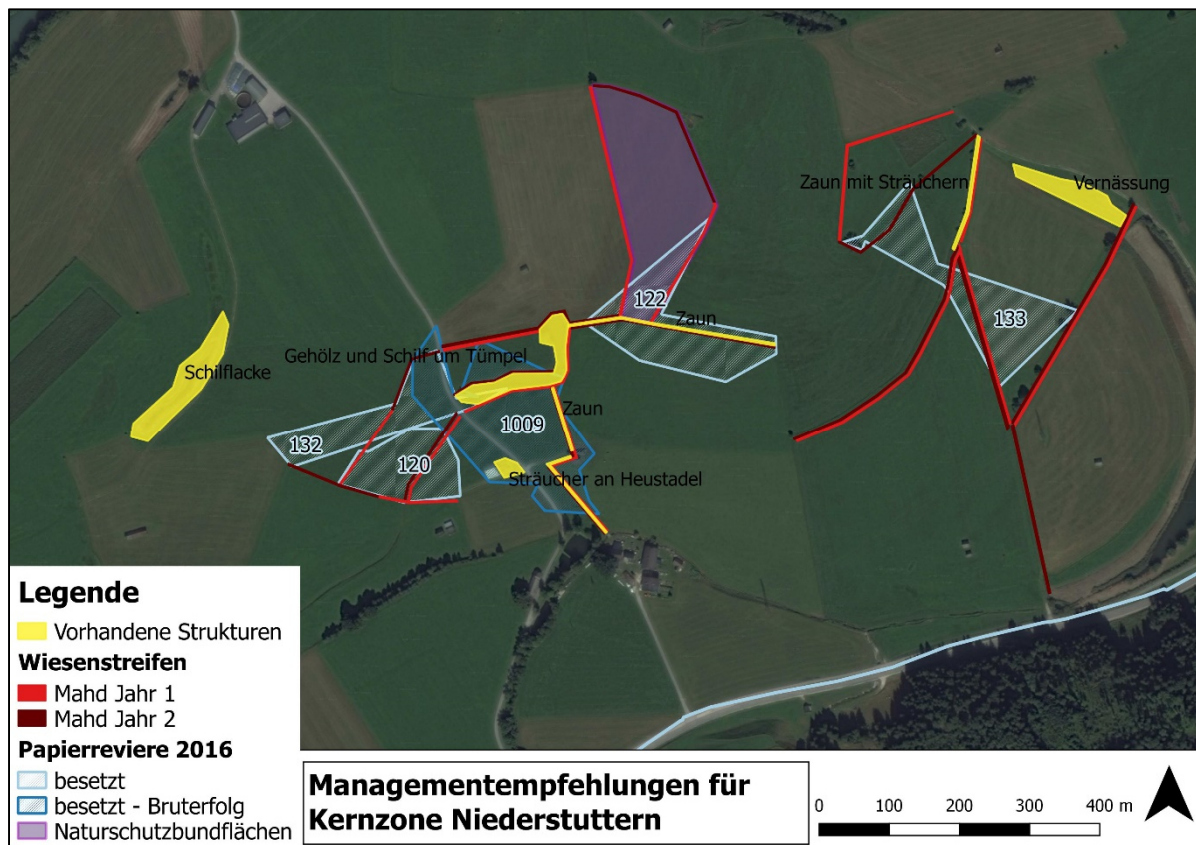


Abbildung B 1: Lage der Reviere und Managementempfehlungen für die Kernzone in Niederstuttern

Das Einbringen von künstlichen Warten ist bei gleichzeitigem Anpassen an ein geeignetes Mahdmanagement in dieser Kernzone dringend zu empfehlen. Besonders auf der Naturschutzbundfläche kann eine Erhöhung der Wartendichte eine sinnvolle Maßnahme sein, um Braunkehlchen im Frühjahr zur Revierwahl auf dieser Fläche zu animieren.

In Revier 1009 liegt ein kleiner Teich, dessen Uferhang und Randbewuchs von den Braunkehlchen stark genutzt wurde. Bei einer wechseljährlichen Mahd des Schilfs an je einer Seite, ist immer Struktur vorhanden, die als Warten oder zum Versteck dienen. Besonders die ca. 1,5 ha große Wiese, über die sich das Revier von 1009 maßgeblich erstreckt, hat auf Grund ihrer zentralen Lage im Revier eine wichtige Bedeutung im Mahdmanagement. Zumindest ein breiter Wiesenstreifen (4 m) am Ufer sollte zur späteren Mahd sichergestellt werden. Ebenso spielen die Erhaltung des Zauns in diesem Revier und umgebende Wiesenstreifen eine wichtige Rolle für die Habitateignung (Abb. B 1).

Revier 122 liegt auf einer Fläche, die der Naturschutzbund aufgekauft hat (Abb. B 1). Hier wurden an der östlichen Grenze 2016 bereits Zaunstipfel als Warten gesetzt und von Durchzüglern, sowie dem revierhaltenden Brutpaar genutzt. Auch ein Wiesenstreifen wird hier stehengelassen. Dieser ist wahrscheinlich ein Grund, dass das Brutpaar diese Fläche als Standort für eine Nachbrut gewählt hat. Der früheste Schnittzeitpunkt ist hier auf den 20. Juni festgelegt. Eine Verschiebung auf mindestens 25.06. oder nach Möglichkeit auf den 15.07. ist hier zu fordern. Auch bei den anliegenden Wiesen ist die Verschiebung des ersten Mahdzeitpunktes wichtig, da diese teilweise in das Revier mit eingeschlossen wurden. Dies gilt besonders für die östlich an das Naturschutzbund-Grundstück anschließenden Wiesen, die neben dem spät gemähten Wiesenstreifen mit Zaunstipfeln liegen.

### *(C) Kernzone Rosswiesen (Wörschach)*

Die Rosswiesen werden seit Jahren extensiv bewirtschaftet. Die Landwirte mähen die Teilflächen das erste Mal ab dem 25.07. bzw. ab 01.09. Im Jahr 2016 wurden bereits Zaunstipfel gesetzt und Vereinbarungen zum Belassen von Wiesenstreifen über den Winter bis zur ersten Mahd getroffen (Abb. C 1). Eine Ausnahme stellt ein Wiesenabschnitt im Nordosten der Rosswiesen dar, für den, um die Vegetation auszumagern, ein erster Mahdtermin vor dem 10.06. festgelegt war. Dieser erste Mahdtermin sollte baldmöglichst ausgesetzt werden, um das stabilste Braunkehlchen-Vorkommen im Ennstal nicht zu gefährden. Bis dahin ist ein Nesterschutz für mögliche Gelege auf diesem Wiesenabschnitt eine Übergangslösung. Eine gute Wirkung zeigte die Verschiebung des Mahdzeitpunktes auf einem Grundstück nördlich der Rosswiesen. Die Braunkehlchen nutzten dieses Wiesenstück häufig und auch den unbefestigten Weg dazwischen.



Zwei nördlich und südlich anschließende zu Maisäckern umgebrochene Flächen sind nicht als negativ zu bewerten, da sie in niedrigen Wachstumsstadien am Wiesen-Acker-Ökoton von den Braunkehlchen genutzt wurden. Nach der Brutphase stellen sie ein Versteck für die Familienverbände dar. Auf weitere Umbrüche von Grünland in Acker in der nahen Umgebung der Rosswiesen sollte verzichtet werden. Die Fläche, die südlich an die Rosswiesen anschließt, wurde teilweise zum Maisacker umgebrochen. Die östliche Teilfläche, die nach wie vor Grünland ist, sollte im Ausgleich extensiviert werden. Dies bietet sich besonders auf Grund der Vernässung auf der Teilfläche an.

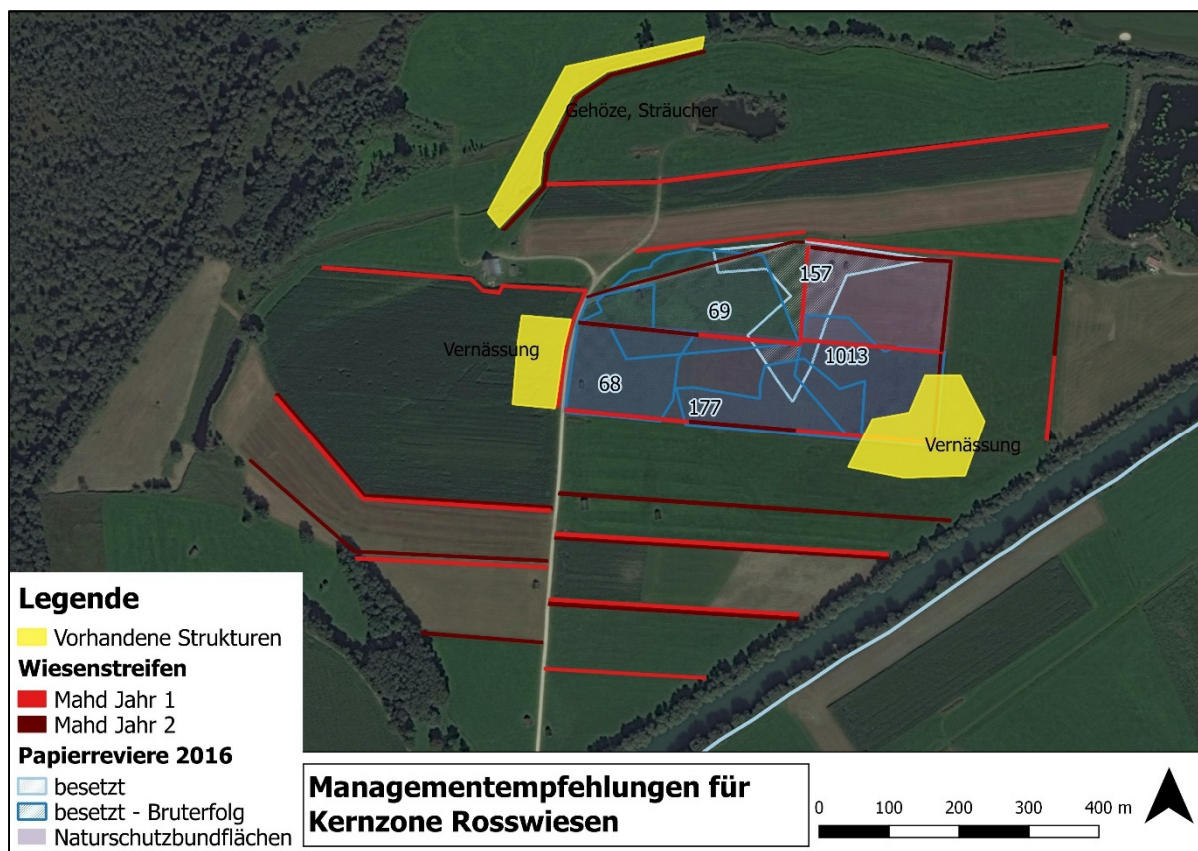


Abbildung C 1: Lage der Reviere und Managementempfehlungen für die Kernzone in den Rosswiesen (Wörschach)

Lacken mit umgebendem Schilf stellen eine Struktur für Warten, sowie einen positiven mikroklimatischen Einfluss für die das Feuchte und Kühle vorziehenden Braunkehlchen dar (Bastian & Bastian 1996). Durch großräumiges Aussparen beim Mähen können Schilfstrukturen geschaffen werden, von der Wasservogel, auf Röhricht angewiesene Vögel, sowie Offenlandvögel profitieren. Südöstlich der Rosswiesen befindet sich eine größere Lacke, die besonders zur Zugzeit eine wichtige Rolle für Wasservogel spielt (Heinz Kolland, mündl.). In einem langfristig angelegten Management für das Gebiet um die Rosswiesen

sollte diese Lacke gesichert und ausgebaggert werden. Von einer Zuschüttung ist auf jeden Fall abzusehen und die umgebende Fläche soll extensiviert werden (Randstreifen von mind. 4 m). Nahe dem Wege auf der Wiese östlich der Rosswiesen ist eine weitere Vernässung, die sich für Wasservögel eignet (mehrfache Sichtung von Waldwasserläufern).

Ein sukzessives Einbringen der umliegenden Wiesen in Förderprogramme, die spätere Mahdzeitpunkte ausgleichen, ist anzustreben. Im Nordwesten der Rosswiesen sind Wiesen mit strukturreichem Bodenrelief und mit Teichen vorhanden, die sich besonders anbieten, in das Habitatnetzwerk für Braunkehlchen und Offenlandvögel miteinbezogen zu werden. Bei einer Kartierung im Jahr 2004 sind auf der Wiese westlich des Tümpels fünf Reviere festgestellt worden. Südlich der Rosswiesen befinden sich maßgeblich intensiv bewirtschaftete Wiesen. Um das Gebiet für Braunkehlchen und andere Wiesenvögel nutzbar zu machen, müssen die Wiesen zumindest in Teilen später gemäht werden, Wiesenstreifen neu eingesät und stehengelassen sowie Strukturen, wie Zaunstipfel und Büsche, gesetzt werden.

#### *(D) Kernzone Ardning*

In Revier 8 hat sich besonders ein Strauch als viel genutzte Struktur hervorgetan, das daher dringend erhalten werden muss (Abb. D 1). Drumherum ist eine von der ersten Mahd ausgesparte Wiesenfläche empfehlenswert. So kann der Strauch als Jagdwarte genutzt werden und kommt auch als „Nestwarte“ in Frage. Entlang des Entwässerungsgrabens sollte beiderseits wechseljährlich ein breiter Wiesenstreifen mit Schilf stehengelassen und Zaunstipfel aufgestellt werden. Auch auf der gegenüberliegenden Grundstücksseite fehlen Strukturen zur Wartennutzung, die durch Zaunstipfel in den Wiesenstreifen zur Verfügung gestellt werden können.

Das Brutpaar in Revier 1012 verlor 2016 seine Brut durch einen zu frühen Mahdzeitpunkt. Daher ist in diesem Gebiet, in dem auch der Wachtelkönig regelmäßig vorkommt, eine großflächige Verschiebung des ersten Mahdzeitpunkts von großer Wichtigkeit. Im vergangenen Jahr konnte die Fläche, auf der das Brutrevier des Wachtelkönigs vermutet wurde, in eine Sofortmaßnahme eingegliedert werden. Im Rahmen dieser Arbeit werden kleinstrukturierte Managementvorschläge maßgeblich für das Braunkehlchen verfasst, ein langfristiger, großräumiger Vertrag zum Mahdmanagement der Wachtelkönig-Fläche wird jedoch dringend empfohlen. Die Fläche ist relativ arm an niedrigen Strukturen, die sich als Warten eignen. Es sind ein paar Büsche vorhanden, die jedoch eher von Neuntöttern genutzt werden. An den Grundstücksgrenzen können Zaunstipfel gesetzt werden.

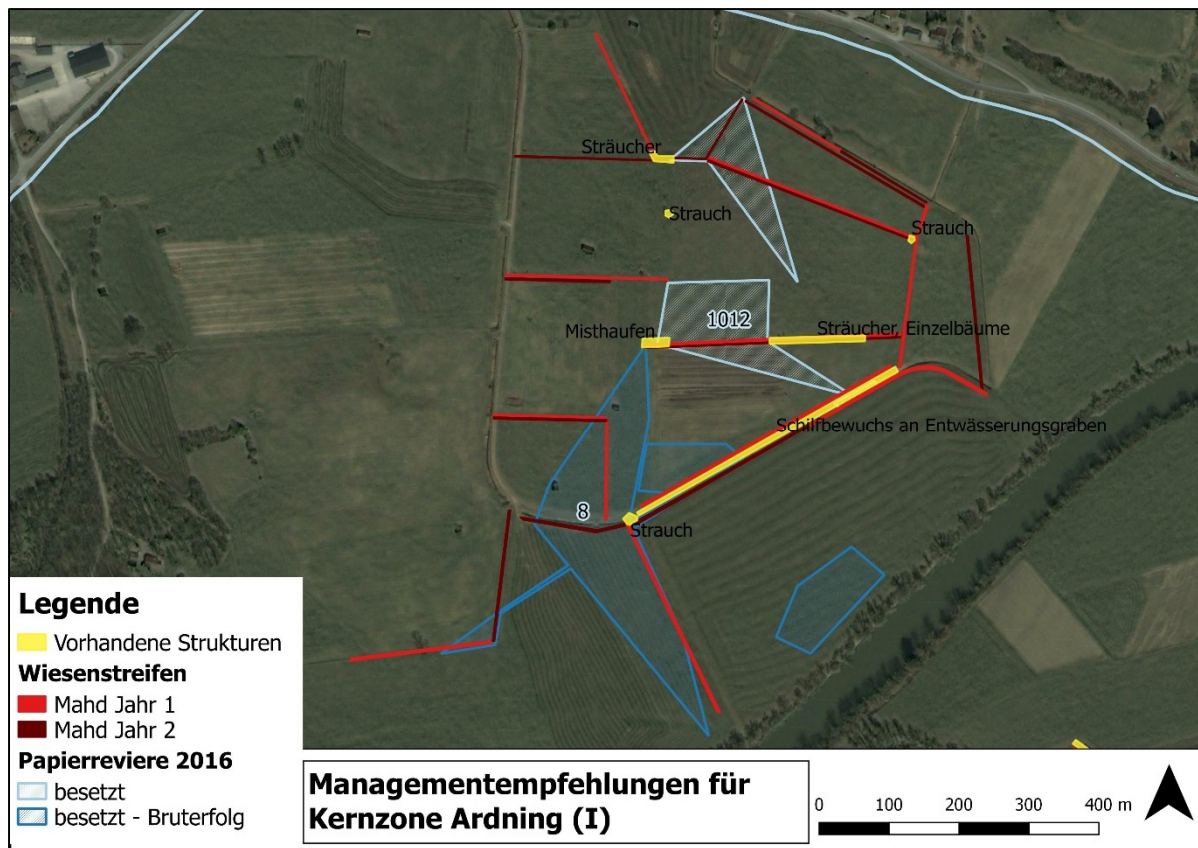


Abbildung D 1: Lage der Reviere und Managementempfehlungen für den nördlichen Teil der Kernzone in Ardning

Die Wiese, auf dessen Zaun und umgebenden Büschen sich das revierhaltende Männchen aus Revier 1011 aufhielt, wurde erst nach dem 25. Juni gemäht und hatte eine strukturreiche Vegetation. Besagter Zaun ist definitiv zu erhalten, da er eine der wenigen Strukturen, die sich als Warten eignen, in den Wiesen darstellt (Abb. D 2). Die Wiesen auf der anderen Seite des Zauns und in der weiteren Umgebung wurden jedoch schon früher gemäht. Da in diesem Gebiet auch der Wachtelkönig vorkommt und Teilflächen später gemäht werden, bietet es sich an, die Schutzmaßnahmen zu kombinieren und ein ohnehin attraktives Gebiet für Offenlandvögel durch späte erste Mahdzeitpunkte und Düngeverbot zu fördern. In diesem Zuge ist es für das Braunkehlchen wichtig, künstliche Warten zu setzen. Die Buschreihe an der Grundstücksgrenze östlich des Zaunes sollte erhalten werden. Zur Strukturschaffung sollen in der gesamten Kernzone auch vereinzelte, niedrige Gehölze gesetzt werden, wovon der dort häufig vorkommende Neuntöter ebenfalls profitiert.



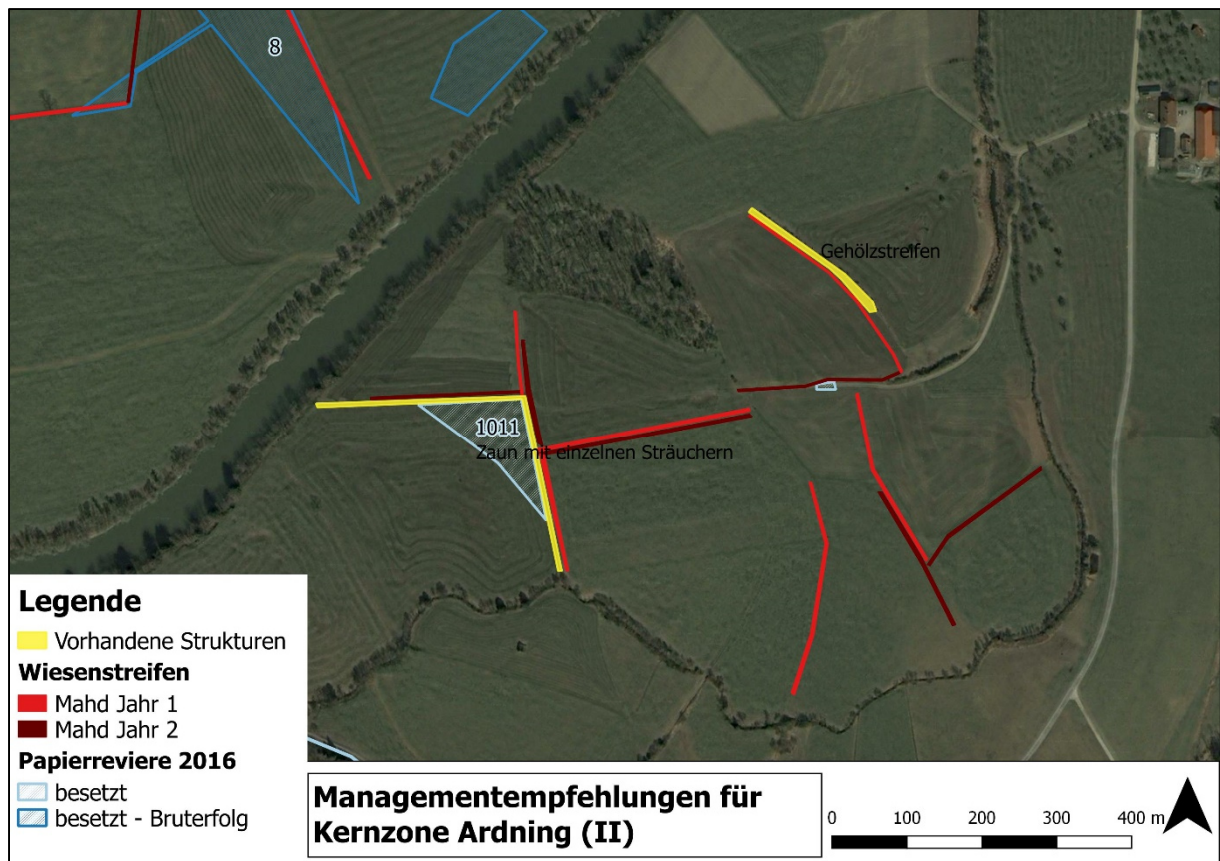


Abbildung D 2: Lage der Reviere und Managementempfehlungen für den südlichen Teil der Kernzone in Arding.