

MASTERARBEIT | MASTER'S THESIS

Titel | Title

Einfluss Grüner Infrastruktur auf das Vorkommen ausgewählter
Vogelarten der Kulturlandschaft im Wienerwald

verfasst von | submitted by
Maximilian Richter B.Sc.

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

Wien | Vienna, 2024

Studienkennzahl lt. Studienblatt | Degree
programme code as it appears on the
student record sheet:

UA 066 879

Studienrichtung lt. Studienblatt | Degree
programme as it appears on the student
record sheet:

Masterstudium Naturschutz und
Biodiversitätsmanagement

Betreut von | Supervisor:

Ass.-Prof. i. R. Dr. Thomas Wrška

Abstract

Between 1998 and 2023, over 43 % of domestic farmland birds disappeared from Austrian fields and meadows. There are many reasons for these dramatic population declines. These include, for example, the decline in structural diversity and the intensification of land use. In order to stop the ongoing loss of species in the cultivated landscape, measures are needed that not only serve nature conservation and environmental protection, but also fulfil the interests of producers of agricultural goods. This study analyses the influence of green infrastructure on the occurrence of selected bird species in the cultivated landscape of the Wienerwald with the aim of assessing the significance of this infrastructure for the conservation of biodiversity in agricultural areas. To this end, the breeding occurrence of typical bird species of the cultural landscape was recorded in twelve study areas. In addition, these areas were analysed and evaluated in terms of their green infrastructure. It was found that green infrastructure has different effects on species with different habitat requirements. While ‘species of the open cultural landscape’ tend to show low territory densities with a high proportion of green infrastructure, a high proportion of green infrastructure appears to have a positive effect on the territory density of ‘species of the structurally rich cultural landscape’.

Zusammenfassung

Zwischen 1998 und 2023 sind über 43 % der heimischen Kulturlandschaftsvögel von den österreichischen Feldern und Wiesen verschwunden. Diese dramatischen Bestandseinbrüche haben vielerlei Gründe. Zu nennen sind beispielsweise die Abnahme der Strukturvielfalt oder die Intensivierung der Landnutzung. Um den anhaltenden Artenverlust in der Kulturlandschaft zu stoppen, sind Maßnahmen notwendig welche nicht nur dem Natur- und Umweltschutz dienen, sondern auch den Interessen von Produzenten landwirtschaftlicher Güter gerecht werden. Die vorliegende Arbeit untersucht den Einfluss Grüner Infrastruktur auf das Vorkommen ausgewählter Brutvogelarten in der Kulturlandschaft des Wienerwalds, mit dem Ziel, die Bedeutung dieser Infrastruktur für den Erhalt der Biodiversität in landwirtschaftlich genutzten Gebieten zu bewerten. Dazu wurde auf zwölf Untersuchungsflächen das Brutvorkommen von typischen Vogelarten der Kulturlandschaft erfasst. Zudem wurden diese Flächen hinsichtlich ihrer Grünen Infrastruktur analysiert und bewertet. Es zeigte sich das Grüne Infrastruktur unterschiedlich auf Arten mit verschiedenen Lebensraumansprüchen wirkt. Während „Arten der offenen Kulturlandschaft“ eher niedrige Revierdichten bei einem hohen Anteil Grüner Infrastruktur zeigen, scheint ein hoher Anteil Grüner Infrastruktur positive Effekte auf die Revierdichte von „Arten der strukturreichen Kulturlandschaft“ zu haben.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	IV
Tabellenverzeichnis	VI
1 Einleitung.....	1
1.1 Forschungsprojekt SALBES	1
1.2 Grüne Infrastruktur.....	2
1.3 Ziele der Arbeit	3
2 Einführung in das Untersuchungsgebiet.....	4
3 Methodik.....	8
3.1 Untersuchungsflächen	8
3.2 Artenauswahl.....	16
3.3 Kategorisierung der Arten.....	19
3.4 Brutvogelkartierung	20
3.5 Datenauswertung.....	21
4 Ergebnisse.....	22
4.1 Überblick der Revierkartierung.....	22
4.2 Zusammenhang von Grüner Infrastruktur und Artvorkommen	24
4.3 Einfluss weiterer Parameter auf das Vorkommen von Arten.....	25
5 Diskussion	28
5.1 Methodendiskussion.....	28
5.2 Ergebnisdiskussion.....	29
5.3 Fazit.....	39
6 Literaturverzeichnis	41
7 Anhang.....	48
7.1 Tabellen	48
7.2 Abbildungen	50

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Übersicht Biosphärenpark Wienerwald	4
Abbildung 2: Übersicht Geologie im Wienerwald: orange: Flysch, blau: Karbonat, gelb: Tertiäre Becken und Molassezone, grün: Täler und Wiener Becken/Quartär (Abbildung aus: Drozdowski und Mrkvicka (2014))	5
Abbildung 3: Zonierung Biosphärenpark Wienerwald	7
Abbildung 4: Lage der Untersuchungsflächen im Wienerwald	8
Abbildung 5: Untersuchungsfläche 01 (Hintersdorf). Blick Richtung Nord-Ost	13
Abbildung 6: Untersuchungsfläche 02 (Reichersberg). Blick Richtung Süd.....	13
Abbildung 7: Untersuchungsfläche 03 (Rappoltenkirchen). Blick Richtung Nord	14
Abbildung 8: Untersuchungsfläche 07 (Laaben). Blick Richtung West.....	14
Abbildung 9: Untersuchungsfläche 11 (Dornbach). Blick Richtung Nord-Ost.....	15
Abbildung 10: Untersuchungsfläche 12 (Wöglerin). Blick Richtung Ost	15
Abbildung 11: Streudiagramm mit linearer Regressionslinie für Anzahl Reviere "Arten der offenen Kulturlandschaft" und GI in ha.....	24
Abbildung 12: Streudiagramm mit linearer Regressionslinie für Anzahl Reviere „Arten der strukturierten Kulturlandschaft“ und GI in ha	25
Abbildung 13: Streudiagramm mit linearer Regressionslinie für Anzahl Reviere „Arten der offenen Kulturlandschaft“ und Ackerfläche in ha	25
Abbildung 14: Streudiagramm mit linearer Regressionslinie für Anzahl Reviere „Arten der offenen Kulturlandschaft“ und Waldfläche in ha	26
Abbildung 15: Streudiagramm mit linearer Regressionslinie für Anzahl Reviere „Arten der strukturierten Kulturlandschaft“ und NAT/WF Flächen in ha	26
Abbildung 16: Streudiagramm mit linearer Regressionslinie für Anzahl Reviere des Neuntöters und Nutzungsform Wiese/Weide 2-malige Nutzung in ha	27
Abbildung 18: Untersuchungsfläche 04 mit den Reviermittelpunkten der Feldlerche sowie Biotoptypen mit Bezug zu Gebüsch, Hecken und Gehölzstreifen.....	30

Abbildung 17: Untersuchungsfläche 03 mit den Reviermittelpunkten der Feldlerche sowie Biotoptypen mit Bezug zu Gebüsch, Hecken, Gehölzstreifen und Wald	30
Abbildung 19: Schlagnutzungsarten und Reviermittelpunkte der Feldlerche auf Untersuchungsfläche 04.....	35
Abbildung 20: Streudiagramm mit linearer Regressionslinie für Anzahl Reviere „Arten der strukturierten Kulturlandschaft“ und GI in ha	36
Abbildung 21: Ausgewählte Biotoptypen und Reviermittelpunkte von Goldammer und Neuntöter auf Untersuchungsfläche 03.....	37
Abbildung 22: Schlagnutzungstyp „Mähwiese/Weide drei oder mehr Nutzungen und Reviermittelpunkte von Goldammer und Neuntöter auf Untersuchungsfläche 07.....	38
Abbildung 23: Untersuchungsfläche 01, Überblick Reviermittelpunkte	50
Abbildung 24: Untersuchungsfläche 02, Überblick Reviermittelpunkte	51
Abbildung 25: Untersuchungsfläche 03, Überblick Reviermittelpunkte	52
Abbildung 26: Untersuchungsfläche 04, Überblick Reviermittelpunkte	53
Abbildung 27: Untersuchungsfläche 05, Überblick Reviermittelpunkte	54
Abbildung 28: Untersuchungsfläche 06, Überblick Reviermittelpunkte	55
Abbildung 29: Untersuchungsfläche 07, Überblick Reviermittelpunkte	56
Abbildung 30: Untersuchungsfläche 08, Überblick Reviermittelpunkte	57
Abbildung 31: Untersuchungsfläche 09, Überblick Reviermittelpunkte	58
Abbildung 32: Untersuchungsfläche 10, Überblick Reviermittelpunkte	59
Abbildung 33: Untersuchungsfläche 11, Überblick Reviermittelpunkte	60
Abbildung 34: Untersuchungsfläche 12, Überblick Reviermittelpunkte	61

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Übersicht ausgewählter Parameter zur Beschreibung der Untersuchungsflächen ..	12
Tabelle 2: Übersicht Begehungstermine	21
Tabelle 3: Stärke der Korrelation	21
Tabelle 4: Übersicht Anzahl Reviere pro Art und Untersuchungsfläche	23
Tabelle 5: GI in ha sowie Anzahl Reviere je Artengruppe auf den Untersuchungsflächen.....	23
Tabelle 6: Übersicht der vorkommenden Biotoptypen und deren Kategorisierung.....	48

1 Einleitung

Der Rückgang der biologischen Vielfalt in europäischen Agrarlandschaften ist ein seit Jahrzehnten fortschreitender und gut dokumentierter Prozess (Benton et al. 2003; Boatman et al. 2007; Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina et al. 2018). Dies betrifft eine Vielzahl an Vogelarten, die in Acker- und Grünland sowie angrenzenden Saum- und Gehölzstrukturen brüten (Chamberlain et al. 2000; Donald et al. 2001; Flade et al. 2011; Gregory et al. 2005). Verschiedene Studien weisen darauf hin, dass dieser Rückgang auf unterschiedliche Faktoren zurückzuführen ist. Als Hauptursache wird die Intensivierung der Landwirtschaft, sowie die damit einhergehende Zerstörung von Lebensräumen und die Verringerung der Strukturvielfalt genannt. Konkret bedeutet dies eine Zerstörung von Gelegen bei der direkten Bewirtschaftung, die Verknappung von Nistplätzen unter anderem durch einen abnehmenden Anteil an landwirtschaftlichen Brachflächen, den Verlust vielfältiger Strukturen aufgrund wachsender Schlaggrößen, sowie ein mangelndes Nahrungsangebot (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz 2023; Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina et al. 2018; Sybertz et al. 2020).

1.1 Forschungsprojekt SALBES

Die vorliegende Arbeit ist Teil des Forschungsprojekts SALBES (Scenarios for Agricultural Landscapes' Biodiversity and Ecosystem Services). Das Projekt wird in Zusammenarbeit mit Partnern aus Deutschland, Estland, Schweiz und Österreich durchgeführt und vom Leibniz-Zentrum für Agrarlandforschung (ZALF) e.V. koordiniert. Ziel ist die Entwicklung realistischer Zukunftsszenarien für die Agrarlandschaft, um sowohl den Interessen von Produzenten landwirtschaftlicher Güter, sowie auch dem Natur- und Umweltschutz gerecht zu werden (Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung e. V (ZALF) 2019).

Im Rahmen des Projekts "SALBES" arbeiten die Partner an möglichen Zukunftsszenarien für die Landwirtschaft mit der Absicht, realistische Handlungsräume für Produzenten sowie Natur- und Umweltschutz zu bestimmen. Dazu nutzen Forscherinnen und Forscher computergestützte Modelle, um einen Blick in die zukünftige Landwirtschaft zu werfen und zu berechnen, wie sich landwirtschaftliche Nutzung, Klimawandel und Biodiversitätsschutz effektiver vereinbaren lassen. Mithilfe dieser Modelle analysieren die Forschenden die zukünftige Auswirkung von landwirtschaftlicher Nutzung, Klimawandel und Biodiversitätsschutz (SALBES 2023).

Das Konzept des "Safe Operating Space" – ein international anerkanntes Konzept – definiert den Handlungsraum für Umweltveränderungen durch Menschen mit neun "planetarischen

Grenzen" (Rockström et al. 2009). Der Verlust von Biodiversität gehört zu diesen Grenzen und könnte bereits überschritten sein. Der Zusammenhang zwischen Agrarlandschaften und Biodiversität wirft dabei noch zahlreiche Fragen auf, weshalb die Forschenden von SALBES einen "sicheren Handlungsspielraum" für Veränderungen in Agrarlandschaften definieren wollen. Die Erkenntnisse sollen Handlungsvorschläge für politische Entscheidungsträger:innen und für alle Nutzer:innen von Agrarlandschaften ermöglichen. Mithilfe von Klimamodellen, Interviews und Workshops in den Untersuchungsregionen entstehen verschiedene Zukunftsszenarien im Rahmen des "Safe Operating Space". Diese werden anschließend ökonomisch und ökologisch mithilfe von Modellen auf ihre Auswirkungen hin untersucht und den beteiligten Akteuren aus Praxis und Politik präsentiert.

1.2 Grüne Infrastruktur

Um den fortschreitenden Verlust der Biodiversität in der Agrarlandschaft zu stoppen, spielt Grüne Infrastruktur eine bedeutende Rolle. Infrastruktur, wie wir sie kennen, bildet ein Netzwerk, welches für das gesellschaftliche Leben und das Funktionieren unseres Zusammenlebens entscheidend ist – von Straßen, Wasserwegen und Bahnstrecken bis hin zu Gesundheitseinrichtungen und Lebensmittelgeschäften. Ein ebensolches Netzwerk existiert auch in der Natur und wird als Grüne Infrastruktur bezeichnet. Eine Biene benötigt zum Beispiel verschiedene Komponenten in der Landschaft, um einen funktionierenden Lebensraum zu haben. Dazu gehören eine gewisse Artenvielfalt für die Nahrungsaufnahme, aber auch passende Habitate für die Fortpflanzung (Swedish Environmental Protection Agency 2018).

Grüne Infrastruktur besteht aus verschiedenen Umweltelementen, von kleinen linearen Elementen wie Hecken bis hin zu umfassenden Ökosystemen wie intakten Auwäldern und Flüssen. Solche Elemente bilden die Grundlage für Grüne Infrastruktur in Stadt-, Stadtrand- und ländlichen Gebieten sowie innerhalb und außerhalb von Schutzgebieten. Aber nicht alle Grünflächen oder Umweltelemente gehören dazu. Sie müssen ein hochwertiger und integraler Bestandteil eines Biotopverbunds sein. Intensiv genutzte landwirtschaftliche Flächen gehören beispielsweise nicht dazu, es sei denn, sie werden biodiversitätsfreundlich bewirtschaftet oder multifunktional genutzt (Europäische Kommission 2014).

1.3 Ziele der Arbeit

Eingebunden in das Forschungsprojekt SALBES, wurden im Rahmen dieser Arbeit ausgewählte Vogelarten hinsichtlich ihres Brutvorkommens auf ausgewählten Untersuchungsflächen im Biosphärenpark Wienerwald untersucht. Die Untersuchungsflächen wurden zudem mithilfe von Daten aus einer Offenlanderhebung des Biosphärenparks Wienerwald (Staudinger und Wrška 2015) bezüglich der Landschaftsstruktur sowie der Grünen Infrastruktur quantifiziert. Zur Weiteren Analyse wurden die ausgewählten Vogelarten bezüglich ihrer Lebensraumansprüche in zwei Gruppen zusammengefasst:

Arten der offenen Kulturlandschaft:

- Feldlerche (*Alauda arvensis*), Wachtel (*Coturnix coturnix*)

Arten der strukturierten Kulturlandschaft:

- Bluthänfling (*Linaria cannabia*), Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*), Dorngrasmücke (*Sylvia communis*), Girlitz (*Serinus serinus*), Goldammer (*Emberiza citrinella*), Neuntöter (*Lanius collurio*), Schwarzkehlchen (*Saxicola rubicola*), Turteltaube (*Streptopelia turtur*)

Für die anschließende vergleichende Analyse der zwei Gruppen hinsichtlich des Vorkommens auf den Untersuchungsflächen, wird zunächst ein Schwerpunkt auf die Korrelation zur Höhe der quantifizierten Grünen Infrastruktur gelegt. Des Weiteren werden in dieser Arbeit Zusammenhänge zwischen dem Vorkommen der Vogelarten und weiteren Parametern wie ausgewählten Landschaftsstrukturmaßen geprüft und eingeordnet.

Folgende Fragestellungen werden im Folgenden beantwortet und diskutiert:

- Besteht ein Zusammenhang zwischen Grüner Infrastruktur und dem Vorkommen der beiden Artengruppen?
- Welche weiteren Parameter haben einen Einfluss auf das Vorkommen der beiden Artengruppen bzw. auf einzelne Arten?

Ziel der Arbeit ist es, im Zusammenhang mit dem Projekt SALBES, eine Einschätzung des Nutzens vorhandener „Grüner Infrastruktur“ in Bezug auf das Vorkommen der ausgewählten Vogelarten im Wienerwald zu geben. Durch den integrativen Ansatz von SALBES sollen durch die Einbeziehung von Elementen und Funktionen der Grünen Infrastruktur Strategien für ein anpassungsfähiges Management, integriert in landwirtschaftliche Produktionssysteme geschaffen werden. Langfristig sollen dadurch die Lebensräume verschiedenster Organismengruppen erhalten und gefördert werden.

2 Einführung in das Untersuchungsgebiet

Als nordöstlicher Ausläufer der Ostalpen, mit einer hügeligen bis leicht gebirgigen Landschaft und Seehöhen von etwa 160 m - 890 m ist der Wienerwald eines der größten zusammenhängenden Laubwaldgebiete Europas (Drozdowski und Mrkvicka 2014). Als dominierende Baumart ist die Buche (*Fagus sylvatica*) zu nennen. Besonders bedeutend sind aber vor allem die im zentralen Wienerwald vorkommenden Wiesengebiete. Diese sogenannten Wienerwaldwiesen prägen das Landschaftsbild in unterschiedlichster Weise, von der Feuchtwiese bis zum Trockenrasen. Neben den Wiesengebieten ist das Offenland geprägt von Äckern und Weingärten, welche mithilfe von zahlreichen kleinteiligen Landschaftselementen wie Hecken, Rainen, Böschungen und Steinriegeln eine einzigartige Kulturlandschaft formen (Drozdowski und Mrkvicka 2014; Dvorak und Karner 1995).

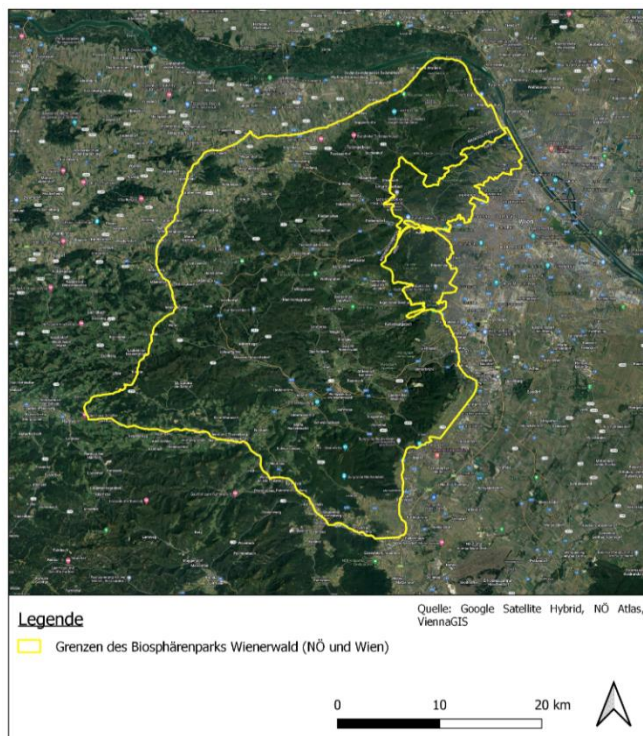


Abbildung 1: Übersicht Biosphärenpark Wienerwald

Die Gesamtfläche des Wienerwalds beträgt rund 115.000 ha, wovon ein Großteil in Niederösterreich liegt. Lediglich ca. 10.000 ha befinden sich auf Wiener Stadtgebiet (Drozdowski und Mrkvicka 2014). Der Naturraum Wienerwald wird im Norden zum Tullnerfeld und zur Donau hin abgegrenzt, im Osten schließt er mit der Thermenlinie zum Wiener Becken hin ab. Das Triestingtal und das Gölsental sowie die Große Tulln begrenzen das Gebiet Richtung Süden und Westen (Scheiblhofer und Schranz 2022).

Geologie

Unter geologischen Gesichtspunkten kann der Wienerwald in zwei Bereiche eingeteilt werden. Der Flysch-Wienerwald im Osten nimmt den Großteil des Gebiets ein. Gebietsprägende Landschaftsformen sind sanfte Hügel sowie enge, tief eingeschnittene Gräben und Täler. Aufgrund der meist tonreichen Böden fließt ein Großteil des Regenwassers oberflächlich ab. Im Südosten dominiert der Karbonat-Wienerwald, als Ausläufer der nördlichen Kalkalpen. Die

vorherrschenden Gesteine (Dolomite und Kalke) sind nahezu wasserdurchlässig und führen damit zu überwiegend trockenen Böden (Scheiblhofer und Schranz 2022).



Abbildung 2: Übersicht Geologie im Wienerwald: orange: Flysch, blau: Karbonat, gelb: Tertiäre Becken und Molassezone, grün: Täler und Wiener Becken/Quartär (Abbildung aus: Drozdowski und Mrkvicka (2014))

Naturschutz

Der Wienerwald ist Gegenstand einer großen Zahl an naturschutzfachlichen Ausweisungen. Im Gebiet finden sich eine Vielzahl von Naturdenkmälern und Naturschutzgebieten (NSG) wie das Naturdenkmal Hellwiese bei Kaltenleutgeben oder das NSG Troppberg. Neben den europäischen Natura2000 Flora-Fauna-Habitat- und Vogelschutz-Gebieten „Wienerwald – Thermenregion“ finden sich auch die drei nationalen Schutzgebietskategorien Landschaftsschutzgebiet, Naturparke und Biosphärenparke in Teilen oder gar vollständig bedeckend im Naturraum Wienerwald (Amt der NÖ Landesregierung).

Biosphärenpark Wienerwald

Besonders hervorzuheben ist die Bedeutung des Biosphärenparks Wienerwald. Neben den Zielen des Naturschutzes werden in Biosphärenparks unter anderem auch die Nutzungsinteressen der hier lebenden Menschen berücksichtigt. Biosphärenparks stellen Modellregionen für Nachhaltige Entwicklung dar und sollen zeigen, wie Menschen naturverträglich leben und wirtschaften können. Naturverträglich bedeutet in diesem Sinne, die

besonderen Natur- und Kulturwerte wie Landschaftsbild, Arten und Lebensräume aber auch Ressourcen wie Wasser, Luft und Boden nicht zu „verbrauchen“, sondern auch für kommende Generationen zu erhalten und wenn möglich in einen besseren Zustand zu bringen. Zeitgleich sollen nachhaltige Wirtschaftsformen entwickelt und gefördert werden. Zur Erreichung dieser Ziele und für ein besseres Verständnis der Wechselwirkungen zwischen Menschen und Natur spielt Forschung in Biosphärenparks eine große Rolle. Anknüpfend an die Forschung nimmt nicht zuletzt auch die (Umwelt-) Bildung eine große Rolle ein (Drozdowski und Mrkvicka 2014).

Um den vielseitigen Zielen gerecht zu werden sind Biosphärenparks in drei Zonen gegliedert: Kernzone, Pflegezone und Entwicklungszone. Zur Erhaltung und Entwicklung möglichst naturnaher Lebensräume, stehen die Kernzonen unter strengem Schutz. Im Biosphärenpark Wienerwald sind sie flächendeckend verteilt und kommen insgesamt auf einer Fläche von 5.440 ha bzw. 5,15 % der Biosphärenparkfläche vor. Die Pflegezonen dienen unter anderem als Pufferzonen für die Kernzonen. Zusätzlich werden durch Pufferzonen wertvolle Bereiche innerhalb der Kulturlandschaft geschützt. Sie decken Bereiche ab, in denen sich durch nachhaltige Land- und Forstwirtschaft schützenswerte Lebensräume und Arten etabliert haben. Außerdem wurden im Biosphärenpark Wienerwald sämtliche Fließgewässer mit einem 50 Meter breiten Streifen links und rechts des Gewässers mit der Einrichtung einer Pflegezonen bedacht. Insgesamt sind somit 24.316 ha bzw. 23 % des Biosphärenparks Pflegezone. Der Rest der Fläche wird durch die Entwicklungszone abgedeckt (Drozdowski und Mrkvicka 2014).

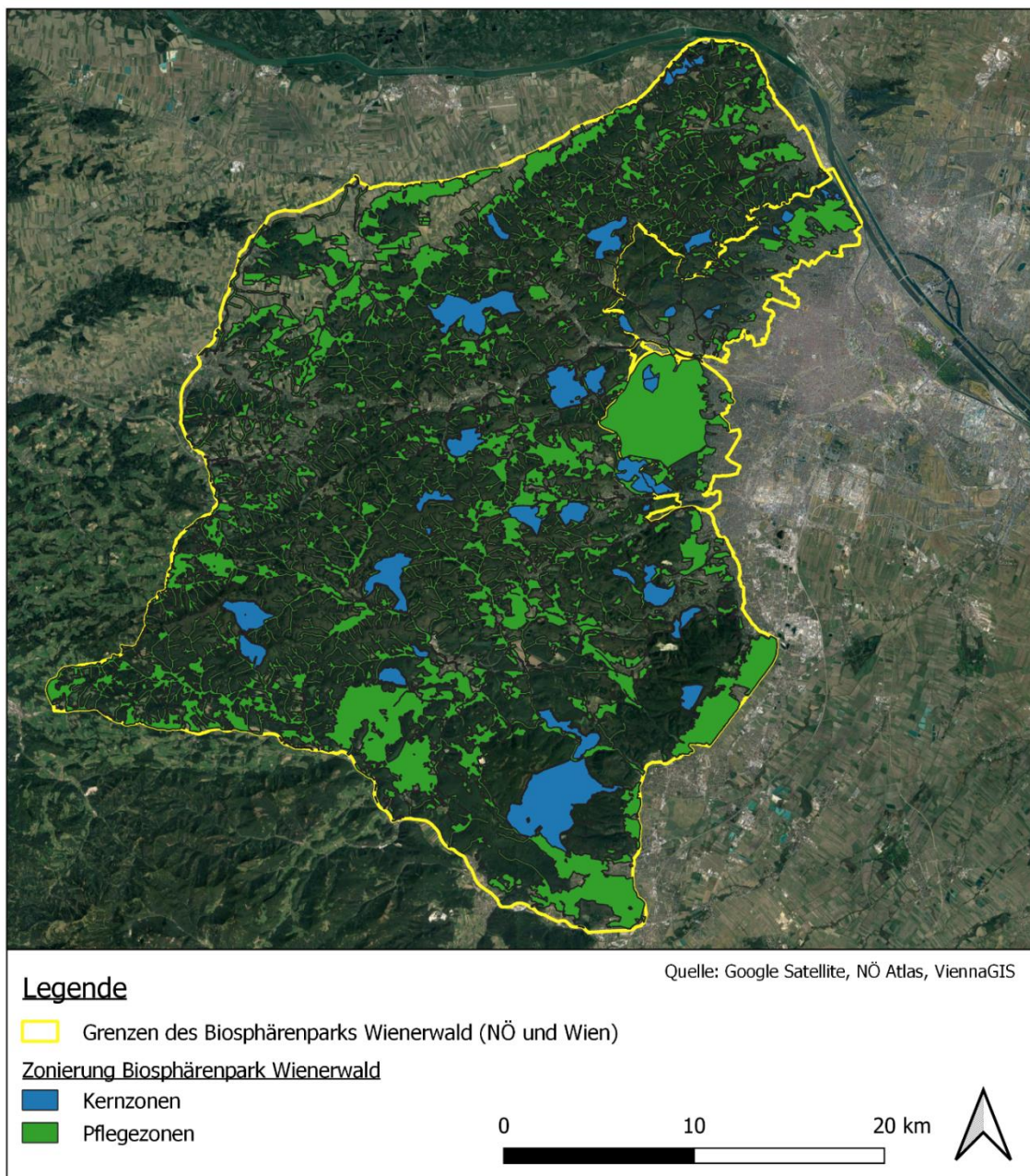


Abbildung 3: Zonierung Biosphärenpark Wienerwald

3 Methodik

3.1 Untersuchungsflächen

Die Brutvogelerfassungen fanden auf 12 Untersuchungsflächen mit je 100 ha statt (Kantenlänge 1 km) (s. Abbildung 4). Die Untersuchungsflächen wurden im Rahmen des Projekts SALBES hinsichtlich ökologischer Gesichtspunkte ausgewählt. Insgesamt sind sie repräsentativ für die Kulturlandschaftstypen des Wienerwalds und berücksichtigen zudem die zugrundeliegende Geologie des Gebiets (Flysch- und Karbonatwienerwald).

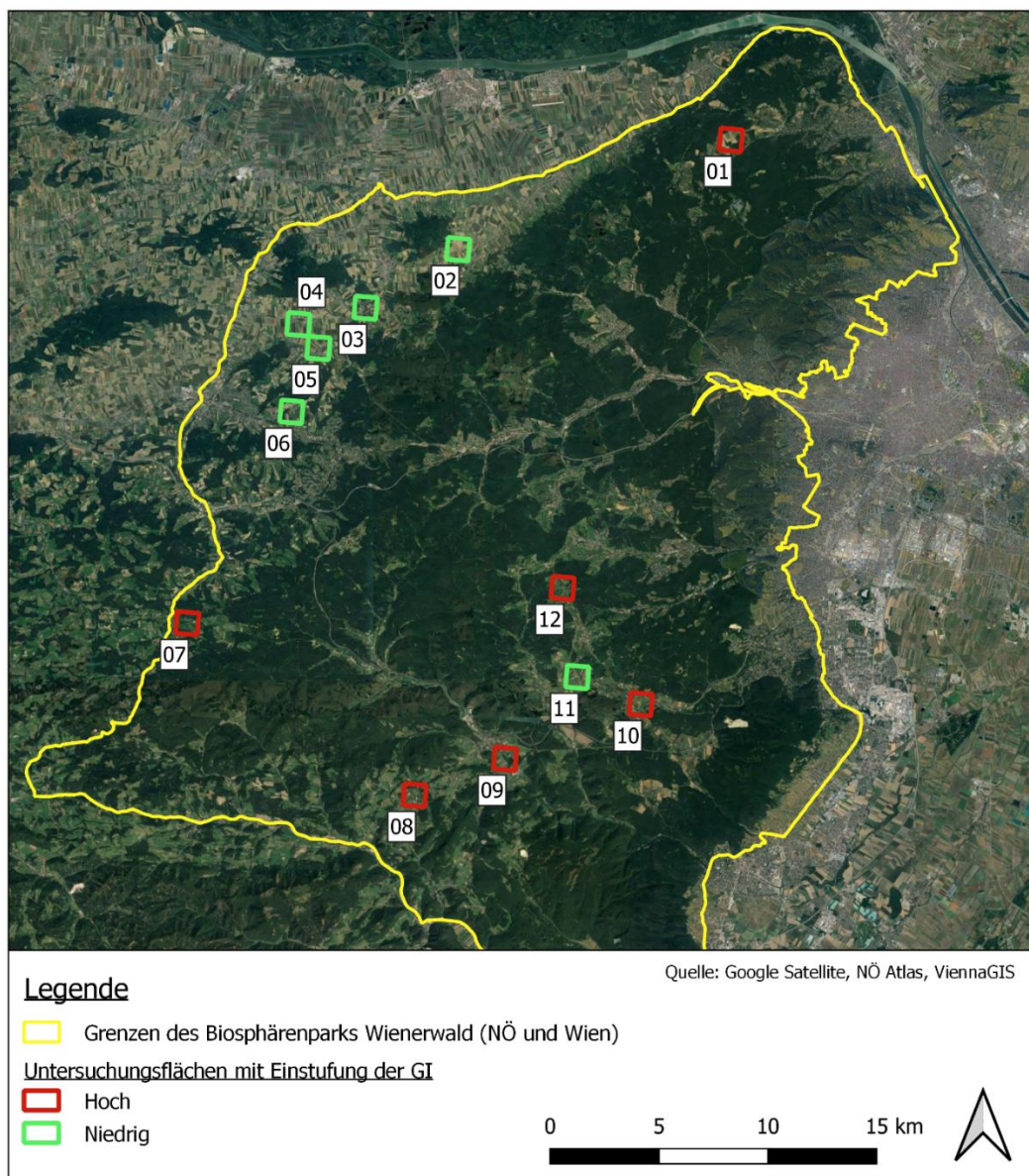


Abbildung 4: Lage der Untersuchungsflächen im Wienerwald

Im Folgenden werden die 12 Untersuchungsflächen mithilfe verschiedener Parameter überblickshaft tabellarisch beschrieben. Grundlage für einige dieser Parameter ist eine

flächendeckend durchgeführte Offenlanderhebung im Biosphärenpark Wienerwald aus den Jahren 2011 bis 2013. Jedes vorzufindende Biotop wurde dabei einem Biotoptyp zugeordnet und als abgegrenzte Fläche auf einem Luftbild vermerkt. Der dazu erstellte Biotoptypenkatalog lehnte sich an gängige und verbreitete Kataloge an (bspw. „Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs“). Die auf den Untersuchungsflächen vorkommenden Biotoptypen sind im Anhang in Tabelle 6 aufgeführt (Biosphärenpark Wienerwald Management GmbH 2014; Staudinger und Wrška 2015). Luftbilder der einzelnen Untersuchungsflächen finden sich ebenfalls im Anhang (s. Abbildung 23 bis Abbildung 34). Herkunft und Berechnung der weiteren Parameter werden im Folgenden aufgeführt.

Grüne Infrastruktur (GI)

Zur Berechnung des Anteils der Grünen Infrastruktur an den Untersuchungsflächen, wurden die durch die Offenlanderhebung identifizierten Biotoptypen entsprechend kategorisiert (s. Anhang Tabelle 6). Als Grüne Infrastruktur gelten im Sinne dieser Arbeit Biotope, die als natürlich oder naturnah anzusehen sind und keiner intensiven landwirtschaftlichen Nutzung unterliegen. Aufgrund des Schwerpunkts dieser Arbeit auf das Offenland, wurden große, flächendeckende Waldgebiete grundsätzlich aus der Betrachtung der Grünen Infrastruktur ausgenommen. Die Flächengröße von Biotoptypen die der Kategorie „Grüner Infrastruktur“ entsprechen, wurden anschließend je Untersuchungsfläche addiert und werden im Folgenden in ha wiedergegeben. Um einen schnellen Überblick zu ermöglichen, wurden die 12 Untersuchungsflächen in zwei Kategorien eingeteilt: solche mit hoher und solche mit niedriger Grüner Infrastruktur.

Kategorisierte Biotoptypen

Zur Beschreibung der Untersuchungsflächen wurden einzelne Biotoptypen aus der genannten Offenlanderhebung kategorisiert. Kategorisiert wurden Biotoptypen mit Bezug zu „Siedlung“ und „Wald“. Eine detaillierte Auflistung mit der entsprechenden Zuordnung ist in Tabelle 6 im Anhang zu finden.

Seehöhe und durchschnittliche Hangneigung

Die maximale und minimale Seehöhe der Untersuchungsflächen wurde mithilfe eines Digitalen Geländehöhenmodells (Kachelgröße 10 x 10 Meter) (Land Niederösterreich, Abteilung BD1 - GIS Support) und der Software QGIS (QGIS Development Team) abgefragt. Für die Berechnung der durchschnittlichen Seehöhe wurden die Einzelwerte der Kacheln summiert und

durch ihre Anzahl geteilt. Gleiches wurde für die Berechnung der durchschnittlichen Hangneigung durchgeführt. Die Hangneigung ist angegeben in Grad.

Flächennutzungs- und Schlagnutzungsart (INVEKOS)

Analysen und Aussagen zu Flächennutzungs- und Schlagnutzungsarten wurden mithilfe des INVEKOS Datensatz erstellt und getroffen. Das „Integrierte Verwaltungs- und Kontrollsystem (INVEKOS) ist ein System zur Umsetzung und Administration der einheitlichen Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP). Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass in der dazugehörigen GIS-Anwendung, deren Datensatz (Stand 2021) im Folgenden verwendet wird, jede landwirtschaftlich genutzte Fläche aufgeführt ist. Die Flächennutzungsart beschränkt sich innerhalb der Untersuchungsflächen weitestgehend auf die Unterscheidung zwischen „Acker“ und „Grünland“. Die Schlagnutzungsart ist deutlich vielfältiger. Hier wird im weiteren Verlauf jedoch lediglich auf die Nutzungsintensität der Wiesen/Weiden eingegangen. Des Weiteren bietet der Datensatz noch Aufschluss über die Zugehörigkeit einzelner Flächen zur Naturschutzmaßnahme („NAT“ vormals „WF“) aus dem ÖPUL-Programm. Diese Flächen sollen der Erhaltung und Entwicklung von ökologisch besonders wertvollen Flächen dienen und sehen maßgeschneiderte, flächenspezifische Bewirtschaftungsauflagen vor (Agrarmarkt Austria).

Landschaftsstrukturmaße

Landschaftsstrukturmaße bieten die Möglichkeit einer schnellen Bewertung des Landschaftszustand in regionalem Maßstab (Walz et al. 2001). Dabei werden mithilfe mathematischer Formeln räumliche Muster von Landschaften quantifiziert (Walz et al. 2004). Aufgrund der gleichen Datengrundlage aller Untersuchungsflächen werden die berechneten Landschaftsstrukturmaße nicht mit absoluten Zahlenwerten angegeben sondern zwecks höherer Aussagekraft vergleichend bewertet (Herbst 2007; Walz 1999). Die Berechnung der Landschaftsstrukturmaße basiert auf Grundlage der genannten Offenlanderhebungen. Im Kontext der Landschaftsstrukturmaße werden im Folgenden die Untersuchungsflächen als Landschaftsmosaik, die Biotoptypen als Klassen und die einzelnen Biotope der Klassen als Patches bezeichnet (Blaschke 2000; Herbst 2007; Walz et al. 2004). Um Diversität und Kleinteiligkeit der Biotopstruktur zu bewerten wurden der Shannon Diversitäts Index (SHDI) und die Edge Density gewählt (Herbst 2007). Die Berechnung fanden mithilfe des QGIS Plugins LecoS statt (Jung 2016).

Shannon Diversity Index (SHDI)

Der SHDI ist ein Maß für die Vielfalt der Biotopstruktur einer Landschaft. Er drückt die proportionale Häufigkeit jedes Patches innerhalb einer bestimmten Klasse, multipliziert mit dieser Häufigkeit aus. Wenn der SDHI gleich 0 ist, enthält das zu beschreibende Landschaftsmosaik nur einen Patch und weist so auf einen Mangel an Vielfalt hin. Der Index steigt mit einem zunehmenden Anteil an Patches unterschiedlicher Klassen, als auch wenn die proportionale Verteilung der einzelnen Klassen gleichmäßiger wird. Innerhalb einer Kulturlandschaft eignet er sich sehr gut um die Vielfalt der vorkommenden Biotoptypen darzustellen (Chelaru et al. 2014; Herbst 2007).

Edge Density (ED)

ED beschreibt die Dichte der Grenzen zwischen Patches in einem Landschaftsmosaik und ist ein Maß für die Kleinteiligkeit bzw. Formenreichtum eines Landschaftsmosaiks. Edge Density ist gleich null bei einem einzigen Patch im Landschaftsmosaik und steigt mit der Anzahl an Patches im Landschaftsmosaik. Die Einheit beträgt m/ha (Herbst 2007).

ID	Name	Min. Seehöhe [m ü. A.]	Max. Seehöhe [m ü. A.]	Durchschn. Seehöhe [m ü. A.]	Durchschn. Neigung [%]	Anteil GI [ha]	GI Class [high/low]	Acker [ha]	Grünland [ha]	Siedlung [ha]	Wald [ha]	SHDI [0-∞]	ED [m/ha]
01	Hintersdorf	276	398	356	5,7	13,3	high	45,7	11,9	4,39	25,66	2,06	432,12
02	Reichersberg	233	315	263	5,2	0,5	low	85,7	1,3	5,65	8,68	0,68	282,52
03	Rappoltenkirchen	200	254	222	2,4	3,2	low	70,8	5,7	6,56	10,15	1,34	658,16
04	Paisling	225	256	238	7,0	2,1	low	78,4	1,7	19,08	0,00	1,06	502,2
05	Starzing	230	314	268	7,5	8,6	low	66,3	12,2	14,84	0,00	1,62	669,74
06	Hof	257	364	323	12,9	4,5	low	51,4	17,2	5,28	20,88	1,84	454,7
07	Laaben	351	528	427	8,9	17,6	high	0,0	56,7	7,81	23,51	2,28	668,24
08	Dörfel	440	591	502	5,4	22,1	high	19,5	41,8	10,81	20,39	2,66	887
09	Alland	313	407	331	7,3	15,4	high	36,9	22,7	13,09	15,18	2,18	585,98
10	Sittendorf	344	420	369	5,6	45,6	high	13,7	42,5	16,53	10,92	2,91	667,9
11	Dornbach	368	456	400	6,9	12,5	low	40,3	30,4	23,82	1,94	2,39	655,04
12	Wöglerin	451	527	486	5,7	28,6	high	22,5	42,5	7,61	18,35	2,47	612,14

Tabelle 1: Übersicht ausgewählter Parameter zur Beschreibung der Untersuchungsflächen



Abbildung 5: Untersuchungsfläche 01 (Hintersdorf). Blick Richtung Nord-Ost



Abbildung 6: Untersuchungsfläche 02 (Reichersberg). Blick Richtung Süd



Abbildung 7: Untersuchungsfläche 03 (Rappoltenkirchen). Blick Richtung Nord



Abbildung 8: Untersuchungsfläche 07 (Laaben). Blick Richtung West



Abbildung 9: Untersuchungsfläche 11 (Dornbach). Blick Richtung Nord-Ost



Abbildung 10: Untersuchungsfläche 12 (Wöglerin). Blick Richtung Ost

3.2 Artenauswahl

Die Auswahl der im Rahmen dieser Masterarbeit erfassten Arten, wurde in Absprache mit dem Betreuer dieser Arbeit und in Anlehnung an die bei anderen Projektstandorten des Projekts SALBES erfassten Vogelarten getroffen. Die Auswahl der Arten ist außerdem an den von BirdLife Österreich herausgegebenen Farmland Bird Index (Frühauf und Teufelbauer 2008) angelehnt und enthält nur dort aufgelistete Arten. Zusätzlich wurde ein grundsätzliches Vorkommen im Wienerwald als Voraussetzung bestimmt (Berg und Zuna-Kratky 1992; Dvorak und Karner 1995). Die Artportraits leiten sich aus folgenden Quellen ab und werden in den untenstehenden Beschreibungen nicht weiter einzeln aufgeführt: Frühauf und Teufelbauer (2008), Glutz von Blotzheim, Urs N. (1985 ff.) sowie Limbrunner et al. (2013).

Feldlerche (*Alauda arvensis*)

Die Feldlerche gilt als Charaktervogel der offenen Feldflur und besiedelt überwiegend Ackerland und Wiesen mit einem weitgehend freien Sichthorizont. Trockene bis wechselfeuchte Böden mit abwechslungsreiche Gras- und Krautschichten zählen zum Bruthabitat. Dabei werden karge Stellen mit offener Vegetation bevorzugt, was die Abhängigkeit der Art bezogen auf die Aussaat und Bearbeitung von Feldkulturen aufzeigt. Dichtes und schnelles Pflanzenwachstum sowie massiver Biozid-Einsatz und Verringerung der Kulturvielfalt reduzieren den Bruterfolg der Feldlerche stark. Ihr Vorkommen ist ein guter Indikator für die Offenheit der Landschaft und eine hohe Nutzungsdiversität der Ackerschläge.

Wachtel (*Coturnix coturnix*)

Die Wachtel ist ein Charaktervogel offener Feld- und Wiesenlandschaften. Neben einer möglichst baum- und gebüschlosen Struktur, werden meist Getreidefelder sowie Schläge mit Futterleguminosen als Bruthabitate genutzt. Das Nest wird am Boden, gut geschützt unter einer ständig hohen Krautschicht angelegt. Für die Wachtel sind starke jährliche Bestandsschwankungen normal. Feuchte Witterungseinflüsse, Intensivierung der Landwirtschaft und damit einhergehende Verringerung des Nahrungsangebots sowie des Bruterfolgs sind kurz- sowie langfristige Gründe für den Rückgang der Art. Das Fehlen von Windschutz-Anlagen und ein hohes Nahrungsangebot durch Ackerwildkräuter und Wirbellose sind gute Indikatoren für ein Vorkommen der Art.

Bluthänfling (*Linaria cannabina*)

Den Bluthänfling findet man in Mitteleuropa hauptsächlich in der heckenreichen Agrarlandschaft. Er bewohnt sonnige, offene Landschaften mit einem Mosaik aus Acker und Grünland, sowie an das Offenland angrenzende Siedlungsbereiche. Als Neststandort dienen dichte Hecken und Sträucher mit einer reich strukturierten bodennahen Deckung, sowie höhere Laub- oder Nadelhölzer. Wichtig sind neben Singwarten für das Männchen, vor allem reichlich samentragende Krautschichten für ein ausreichendes Nahrungsangebot. Besonders der Nahrungsmangel durch Intensivierung der Landwirtschaft, der Verlust wichtiger Nahrungshabitate durch Flurbereinigungen und der Verlust von Brachflächen sowie Ackerrandstreifen sind wesentliche Gefährdungsursachen des Bluthänflings. In Ackergebieten gilt er als guter Zeigerindikator für ein hohes Angebot an pflanzlicher Nahrung ist.

Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*)

Das Braunkehlchen ist ein typischer Brutvogel extensiv genutzter Wiesen und Weiden, besiedelt aber auch Offenlandbereiche mit einem Mosaik aus Grün- und Brachland sowie Gebüsch. Es stellt sehr konkrete Ansprüche an eine vielfältige Vegetationsstruktur. Das Nest wird bodennah in einer Vertiefung unter einer dichten Busch- oder Staudenschicht angelegt. Durch den Verlust von Wiesenlandschaften sowie erheblicher Beeinträchtigung des Lebensraums durch beispielsweise mehrmalige Mahd ist der Bestandstrend des Braunkehlchens stark rückläufig. Ausschlaggebend für das Vorkommen des Braunkehlchens ist somit eine extensive Wiesennutzung und eine ausreichend strukturierte Landschaft mit einer ausgeprägten, vielseitigen Vegetationsstruktur.

Dorngrasmücke (*Sylvia communis*)

Die Dorngrasmücke brütet in der offenen bis halboffenen Landschaft, ist aber angewiesen auf zumindest kleinere Komplexe mit mehr oder weniger dichten Dornsträuchern. Für die bodennahe Nestanlage bevorzugt die Dorngrasmücke jedoch dichte Staudenfluren mit Brennnessel aber auch niedrige Dornsträucher wie Brombeerhecken. Ackerland dominiertes Kulturland wird dem Grünland gegenüber deutlich vorgezogen. Durch Intensivierung der Landwirtschaft, insbesondere im Zuge der Flurbereinigung fehlen der Dorngrasmücke wichtige Habitatelemente. Der Erhalt von Landschaftselementen wie Feldgehölzen, Hecken sowie Gras- und Krautsäumen ist somit ein wichtiger Faktor für das Vorkommen der Dorngrasmücke.

Girlitz (*Serinus serinus*)

Der Girlitz besiedelt offene und sonnige Landschaften. Neben einem Mosaik aus Gebüschgruppen, lockerem Baumbestand und vegetationslose Bodenstellen für die Nahrungssuche, sind freie Singwarten ein wichtiges Habitatement. Als Kulturfolger werden in Siedlungsbereichen oft Nadelhölzer als Neststandort gewählt. Durch die vermehrte Nutzung von Gärten als Ziergärten, und einer zunehmenden Verdichtung des Siedlungsraums schwindet der Lebensraum der Art stetig. Ein Vorkommen des Girlitz ist ein Indikator für ein hohes Nahrungsangebot u.a. durch nicht genutzte Strukturen wie Randstreifen und Säume sowie eine hohe Nutzungsvielfalt innerhalb und im nahen Umkreis der siedlungsnahen Kulturlandschaft.

Goldammer (*Emberiza citrinella*)

Die Goldammer ist ein typischer Bewohner von Saumbiotopen. Als Brutvogel von Hecken, Gebüschgruppen oder Waldrändern besiedelt die Goldammer abwechslungsreiche, halboffenen Kulturlandschaften. Die Nestanlage erfolgt am Boden, versteckt unter Vegetation. So eignen sich als Bruthabitat insbesondere Gehölzstrukturen mit einer dichten Kraut- und Strauchschicht. Grundsätzlich zeigt sie in Kulturlandschaften eine Vorliebe für kleinräumige Nutzungstypen. Die Ausräumung der Landschaft, insbesondere das Fehlen von Hecken und Feldgehölzen sowie das Verschwinden von Saumbiotopen stellt die Goldammer vor große Probleme. Andererseits ist eine hohe Nutzungsdiversität, eine vielseitige Ausstattung mit Landschaftselemente und ein hohes Nahrungsangebot ein sehr guter Indikator für das Vorkommen dieser Art.

Neuntöter (*Lanius collurio*)

Der Neuntöter besiedelt offene, sonnige Gebiete mit großer Strukturvielfalt und einer ausgeprägten Heckenlandschaft. Neben einer stellenweise lückigen, kurzrasigen Vegetationsschicht für die Nahrungssuche, ist ein Vorhandensein von Dornbüschen erforderlich. Bevorzugt werden hier vor allem Heckenrose (*Rosa corymbifera*), Schlehe (*Prunus spinosa*), Weißdorn (*Crataegus spec.*) oder Brombeere (*Rubus fruticosus agg.*). Die Gehölze werden sowohl als Neststandort, sowie als Jagdwarten genutzt. Auch für den Neuntöter stellt die Ausräumung der Landschaft ein Problem dar. Ein Vorkommen des Neuntöters lässt aber auf ein ausreichendes Angebot von Großinsekten sowie eine gute Ausstattung mit Landschaftselemente schließen, insbesondere eine gut räumlich verteilte Struktur an Hecken und dornigen Sträuchern.

Schwarzkehlchen (*Saxicola rubicola*)

Das Schwarzkehlchen brütet in überwiegend offenem Gelände mit flächendeckender Vegetation. Wichtig sind insbesondere Jagdwarten bis zwei Meter Höhe. Hierfür bieten sich besonders Staudengruppen, kleine Gebüsche, aber auch Pfähle oder Zäune an. Besonders geeignete Lebensräume sind beispielsweise offenes Kulturland mit eingestreuten Weideflächen oder Grünland mit extensiver Bewirtschaftung. Das Nest wird in einer Vertiefung im Gras, bevorzugt in Hanglage angelegt. Problematisch ist besonders der Mangel und Rückgang von extensiv genutzten Grünländern durch beispielsweise Nutzungsaufgabe. Grundsätzlich ist das Schwarzkehlchen ein sehr guter Strukturzeiger. Ein Vorkommen zeigt zudem ein Vorhandensein von linear angeordneten Landschaftselementen.

Turteltaube (*Streptopelia turtur*)

Die Turteltaube besiedelt abwechslungsreiches, halboffenes Kulturland. Sie brütet in Gebüschen, Feldgehölzen aber auch an Waldrändern. In Hügellagen werden eher weniger produktive Standorte besiedelt, welche trotzdem eine reichhaltige Nutzungsstruktur aufweisen. Auch Brachflächen sind attraktiv für die Art. Negativ wird das Vorkommen durch eine strukturelle Verarmung und durch Nahrungsverknappung beeinflusst. Die Turteltaube ist eine Indikatorart für kontinental geprägte Ackerbaugebiete mit einem reichhaltigen Angebot an Gehölzstrukturen. Sie zeigt mit ihrem Vorkommen die Verfügbarkeit eines hohen pflanzlichen Nahrungsangebots, insbesondere an Ackerbeikräutern.

3.3 Kategorisierung der Arten

Für die Einteilung der ausgewählten Vogelarten in zwei Kategorien, werden die jeweiligen Lebensraumanprüche der Arten herangezogen. Dabei spielen sowohl Nahrungsbiotope als auch die Brutplatzwahl eine Rolle. Unterschieden wird zwischen den Kategorien „Arten der offenen Kulturlandschaft“ und „Arten der strukturreichen Kulturlandschaft“. Als Kulturlandschaft ist grundsätzlich die vom Menschen geprägte Landschaft zu verstehen. Im Rahmen dieser Arbeit bezieht sich der Begriff insbesondere auf den landwirtschaftlich geprägten Raum. Dazu gehören vornehmlich Äcker und Grünland, aber auch Feldgehölze, Einzelbäume, Hecken sowie einzelne angrenzende Häuser und Straßen (Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina et al. 2018, 2020). Die offene Kulturlandschaft wird bestimmt durch große, intensiv genutzte Ackerschläge sowie dem Fehlen von Landschaftselementen (Umweltbundesamt 2024). Im Gegensatz dazu wird die strukturreiche Kulturlandschaft durch ein unter anderem dichtes Hecken- oder Feldrainnetzwerke sowie durch Feldgehölze und dem

erhöhten Vorkommen anderer Landschaftselemente charakterisiert (NABU - Naturschutzbund Deutschland e.V.; Umweltbundesamt 2005; Wrška 2015).

Die Arten wurden anhand der Beschreibungen aus Kapitel 3.2 wie folgt eingeordnet:

Arten der offenen Kulturlandschaft:

- Feldlerche, Wachtel

Arten der strukturierten Kulturlandschaft:

- Bluthänfling, Braunkehlchen, Dorngrasmücke, Girlitz, Goldammer, Neuntöter, Schwarzkehlchen, Turteltaube

3.4 Brutvogelkartierung

Die Kartierung der Brutvögel erfolgte durch eine rationalisierte Revierkartierung nach Bibby et al. (1995) und Blana (1978). Demnach wurden pro Untersuchungsfläche je drei Begehungen durchgeführt. Die Kartierungen erfolgten zwischen April und Juli 2022. Die genauen Begehungstermine finden sich in Tabelle 2. Die Kartierungen wurden zu einem Großteil durch den Autor der Arbeit durchgeführt. Vier Kartierungen wurden durch eine weitere, im Vorfeld eingeschulte Person durchgeführt. Kartiert wurde ausschließlich an windarmen Tagen ohne Niederschlag. Begangen wurden die Untersuchungsflächen ab Sonnenaufgang. Die Kartierungen dauerten in der Regel zwischen zwei und drei Stunden. Die Erfassungszeiträume orientierten sich grob an den Vorgaben in Südbeck (2005), konnten im Verlauf der Kartierung aber nicht eingehalten werden (s. Kapitel 5.1). Für die Kartierungen wurde hauptsächlich das vorhandene Wegenetz genutzt. Während der Kartierung wurde jede akustische oder optische (Fernglas 10x42) Beobachtung der ausgewählten Vogelarten punktgenau in einer Karte verortet. Dabei wurden zusätzlich weitere Hinweise zum Verhalten der Art notiert. Besonderes Augenmerk wurde auf Revieranzeigendes Verhalten, wie singende/balzende Männchen, Sichtung von Paaren, warnende oder Futter tragende Altvögel gelegt. Die Daten wurden mithilfe von QField auf einem Samsung Galaxy Tab Active Pro direkt im Feld digital aufgenommen und im Nachhinein mit QGIS weiterverarbeitet. Durch die Anwendung der rationalisierten Revierkartierung, bedingte jede Beobachtung eines revieranzeigenden Vogels ein Revier. Bei Vorliegen von Beobachtungen revieranzeigender Vögel aus unterschiedlichen Begehungen wurden bei räumlicher Nähe, mehrere Beobachtungen zu einem Revier zusammengeschlossen. Die im Anhang auf den Abbildung 23 bis Abbildung 34 eingezeichneten Punkte beziehen sich auf die Reviermittelpunkte der jeweiligen Individuen. Angegeben werde im weiteren Verlauf der Arbeit die Anzahl der Reviere pro Art bzw. die Dichte der Reviere (Anzahl Reviere je Art/10 ha).

Tabelle 2: Übersicht Begehungstermine

ID Untersuchungsfläche/ Kartierdurchgang	1.	2.	3.
1	24.04.2022	22.06.2022	05.07.2022
2	20.04.2022	18.06.2022	02.07.2022
3	21.04.2022	19.06.2022	04.07.2022
4	22.04.2022	20.06.2022	07.07.2022
5	23.04.2022	23.06.2022	06.07.2022
6	25.04.2022	23.06.2022	07.07.2022
7	13.06.2022	01.07.2022	13.07.2022
8	05.05.2022	24.06.2022	09.07.2022
9	01.06.2022	26.06.2022	09.07.2022
10	04.06.2022	27.06.2022	10.07.2022
11	05.06.2022	27.06.2022	11.07.2022
12	12.06.2022	29.06.2022	12.07.2022

3.5 Datenauswertung

Statistische Auswertung

Die statistische Auswertung der Daten wurde mithilfe von „Rcmdr“ (Fox 2005) durchgeführt. Zur Überprüfung von Zusammenhängen zwischen zwei Variablen kam die Methode der Korrelationsanalyse zum Einsatz. Diese Methode untersucht die Stärke und Richtung der Beziehung zwischen Variablen und ermittelt den Korrelationskoeffizienten, der zwischen -1 und 1 liegen kann (s. Tabelle 3). Die Richtung der Korrelation kann somit positiv oder negativ sein. Für die Korrelationsanalyse wurde die Pearson-Korrelationsanalyse genutzt.

Aufgrund der geringen Stichprobengröße werden in den Ergebnissen auch nicht signifikante Ergebnisse präsentiert (Signifikanzniveau bei 0,05). Die generierten Daten, wie auch die durchgeführten Analysen werden deshalb in der Diskussion näher erläutert und die Trends hinsichtlich ihrer praktischen Bedeutung eingeordnet.

Tabelle 3: Stärke der Korrelation

Betrag von r	Stärke des Zusammenhangs
$0,1 < 0,3$	geringer Zusammenhang
$0,3 < 0,5$	mittlerer Zusammenhang
$0,5 < 0,7$	hoher Zusammenhang
$0,7 < 1,0$	sehr hoher Zusammenhang

4 Ergebnisse

4.1 Überblick der Revierkartierung

Insgesamt konnten auf den zwölf Untersuchungsflächen 308 Reviere der zehn Arten festgestellt werden. Dabei zeigte sich, dass Feldlerche, Goldammer und Neuntöter mit insgesamt 279 Revieren die dominierenden Arten waren. Girlitze waren mit zwölf Revieren am zweithäufigsten vertreten, gefolgt von Bluthänflingen und Wachteln, mit jeweils fünf Revieren. Es konnten lediglich drei Reviere der Turteltaube und zwei Reviere der Dorngrasmücke erfasst werden. Von Braun- sowie Schwarzkehlchen konnte nur je ein Revier nachgewiesen werden. Auf den Untersuchungsflächen drei, vier und fünf konnten nicht nur artübergreifend die meisten Reviere ($n = 43; 41; 39$) festgestellt werden, sondern diese Flächen waren hinsichtlich der untersuchten Arten auch am diversesten mit je fünf bzw. sechs beobachteten Arten. Mit insgesamt nur sechs Revieren konnten auf der Untersuchungsfläche sieben am wenigsten Reviernachweise festgestellt werden. Eine Übersicht über die Anzahl der Reviere pro Art und Untersuchungsfläche bietet Tabelle 4. Die kartographischen Darstellungen der Reviermittelpunkte finden sich im Anhang in den Abbildung 23 bis Abbildung 34. Eine Einordnung der Revierzahlen wird in Kapitel 5.2.1 diskutiert. Tabelle 5 zeigt die Anzahl der Reviere pro Artengruppe, sowie die GI in ha je Untersuchungsfläche.

Tabelle 4: Übersicht Anzahl Reviere pro Art und Untersuchungsfläche

Unter- suchungs- flächen ID/Art	Bluthäuf- -ling	Braun- kehlchen	Dorngras- -mücke	Feld- lerche	Girlitz	Gold- ammer	Neun- töter	Schwarz- kehlchen	Turtel- taube	Wachtel
1	1	0	0	0	0	16	4	0	0	0
2	0	0	0	23	0	5	0	0	1	0
3	0	0	1	7	0	25	10	0	0	0
4	1	0	0	31	2	2	0	1	0	4
5	1	0	1	21	0	11	4	0	0	1
6	1	0	0	3	0	16	2	0	0	0
7	0	0	0	0	0	4	2	0	0	0
8	1	0	0	0	2	14	3	0	0	0
9	0	1	0	0	3	3	4	0	0	0
10	0	0	0	0	0	28	8	0	0	0
11	0	0	0	1	5	7	9	0	1	0
12	0	0	0	0	0	8	8	0	1	0

Tabelle 5: GI in ha sowie Anzahl Reviere je Artengruppe auf den Untersuchungsflächen

Untersuchungsfläche	GI (ha)	Artengruppe „Offen“ (Anzahl Reviere)	Artengruppe „Strukturiert“ (Anzahl Reviere)
01 Hintersdorf	13,3	0	21
02 Reichersberg	0,5	23	6
03 Rappoltenkirchen	3,2	7	36
04 Paisling	2,1	35	6
05 Starzing	8,6	22	17
06 Hof	4,5	3	19
07 Laaben	17,6	0	6
08 Dörfl	22,1	0	20
09 Alland	15,4	0	11
10 Sittendorf	45,6	0	36
11 Dornbach	12,5	1	22
12 Wöglerin	28,6	0	17

4.2 Zusammenhang von Grüner Infrastruktur und Artvorkommen

Um den Zusammenhang von GI und dem Vorkommen der zehn ausgewählten Vogelarten zu verdeutlichen, wurde in einem ersten Schritt die Korrelation zwischen der quantifizierten GI in ha und der Anzahl der Reviere der kategorisierten Artengruppen berechnet. Daraus leiten sich folgende Hypothesen ab:

Nullhypothese (H0): Es besteht kein Zusammenhang zwischen Grüner Infrastruktur und der Anzahl an Revieren der beiden kategorisierten Artengruppen.

Alternativhypothese (H1): Untersuchungsflächen mit einem hohen Anteil an Grüner Infrastruktur beherbergen eine niedrige Anzahl an Revieren von Arten der offenen Kulturlandschaft.

Alternativhypothese (H2): Untersuchungsflächen mit einem hohen Anteil Grüner Infrastruktur beherbergen eine hohe Anzahl an Revieren von Arten der strukturreichen Kulturlandschaft.

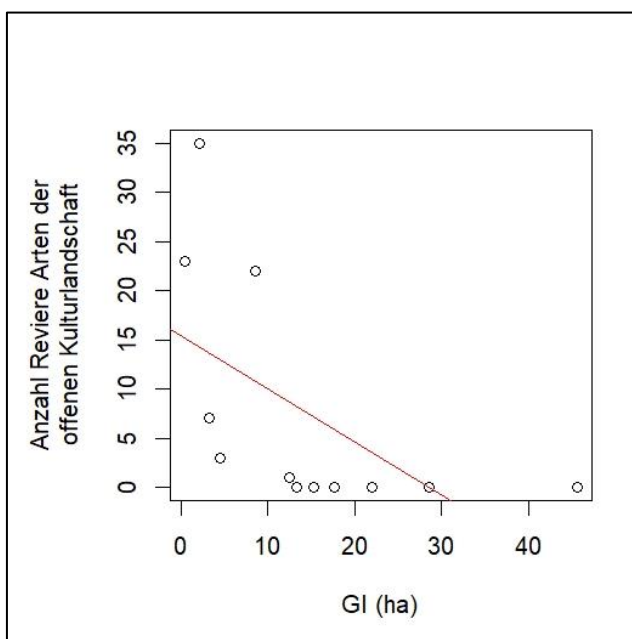


Abbildung 11: Streudiagramm mit linearer Regressionslinie für Anzahl Reviere "Arten der offenen Kulturlandschaft" und GI in ha

Die Korrelation zwischen GI (ha) und der Anzahl der Reviere der Arten der offenen Kulturlandschaft beträgt $r = -0,58$, $p = 0,049$. Damit besteht eine hohe negative Korrelation. Aufgrund des Signifikanzniveaus kann die Alternativhypothese H1 angenommen werden. Abbildung 11 zeigt das dazu passende Streudiagramm mit eingezeichneter linearer Regressionslinie.

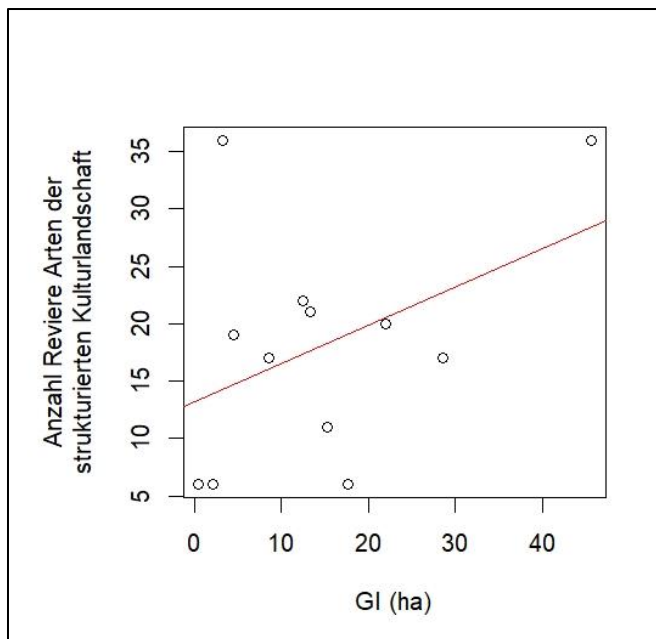


Abbildung 12: Streudiagramm mit linearer Regressionslinie für Anzahl Reviere „Arten der strukturierten Kulturlandschaft“ und GI in ha

Die Korrelation zwischen GI (ha) und der Anzahl der Reviere der Arten der strukturierten Kulturlandschaft beträgt $r = 0,41$, $p = 0,18$. Damit besteht zwar eine mittlere positive Korrelation, aufgrund des hohen p-Werts kann die Signifikanz allerdings nicht bestätigt werden. Abbildung 12 zeigt das dazu passende Streudiagramm mit eingezeichneter linearer Regressionslinie.

4.3 Einfluss weiterer Parameter auf das Vorkommen von Arten

Arten der offenen Kulturlandschaft

Die Arten der offenen Kulturlandschaft, Feldlerche und Wachtel, kommen zusammen auf 91 Reviere. Die Reviere verteilen sich auf lediglich sechs Untersuchungsflächen. Alle sechs Untersuchungsflächen sind hinsichtlich der GI als „low“ eingestuft.

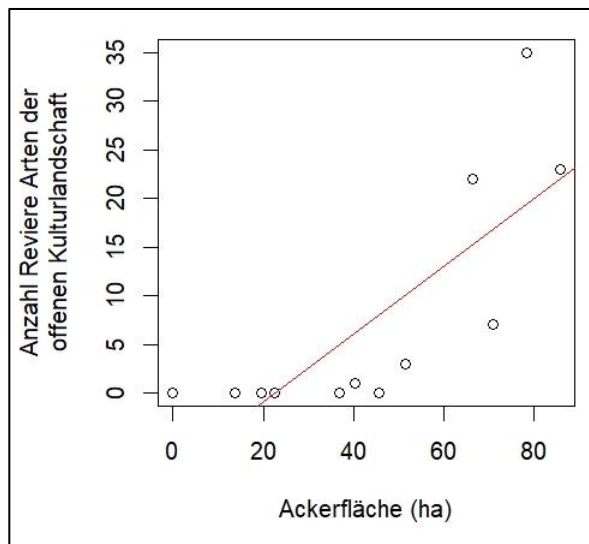


Abbildung 13: Streudiagramm mit linearer Regressionslinie für Anzahl Reviere „Arten der offenen Kulturlandschaft“ und Ackerfläche in ha

Zunächst wurde eine Korrelation zwischen der Revieranzahl der Artengruppe und dem Nutzungstyp Acker (ha) berechnet. Hier zeigt sich ein sehr hoher positiver und signifikanter Zusammenhang ($r = 0,78$, $p = 0,003$) (s. Abbildung 13).

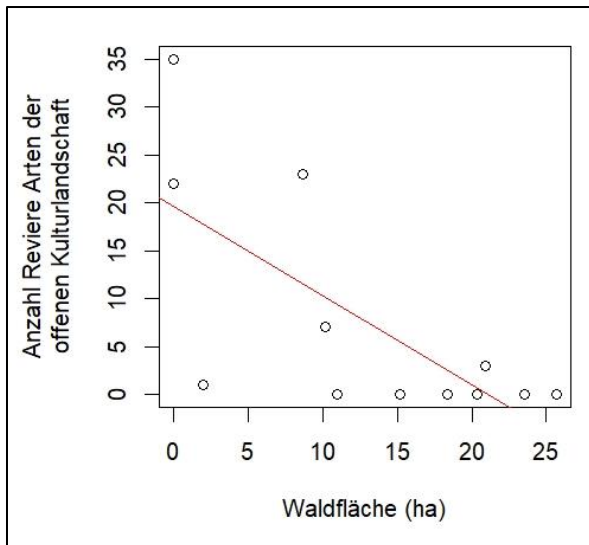


Abbildung 14: Streudiagramm mit linearer Regressionslinie für Anzahl Reviere „Arten der offenen Kulturlandschaft“ und Waldfläche in ha

Des Weiteren wurde die Korrelation zwischen der Revieranzahl der Artengruppe und dem Biotoptyp Wald (ha) berechnet. Hier konnte ein hoher negativer Zusammenhang nachgewiesen werden ($r = -0,69$, $p = 0,01$) (s. Abbildung 14). Auch dieser Zusammenhang ist signifikant.

Auffällig ist zudem ein sehr hoher negativer Zusammenhang zwischen Revieranzahl und der Höhe des SHDI ($r = -0,81$, $p = 0,001$).

Arten der strukturreichen Kulturlandschaft

Die acht Arten der strukturreichen Kulturlandschaft kommen zusammen auf 217 Reviere. Mit 193 Revieren sind Neuntöter und Goldammer in dieser Gruppe am häufigsten vertreten. Die Reviere verteilen sich dabei auf alle zwölf Untersuchungsflächen.

Bezüglich des Nutzungstyps ist bei der Artengruppe kein Zusammenhang zur Revieranzahl erkennbar (Acker: $r = -0,147$, $p = 0,65$; Grünland: $r = 0,08$, $p = 0,8$). Auch zu den kategorisierten Biotoptypen „Wald“ und „Siedlung“ ist keine Korrelation erkennbar (beide $r < 0,05$).

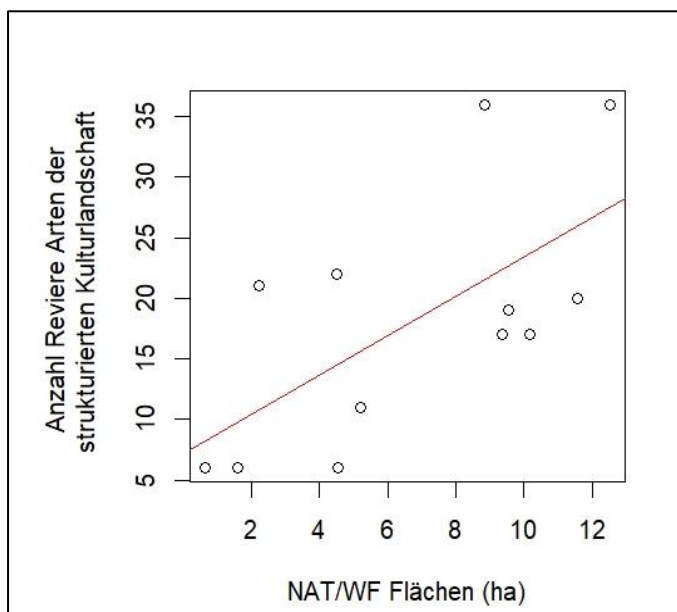
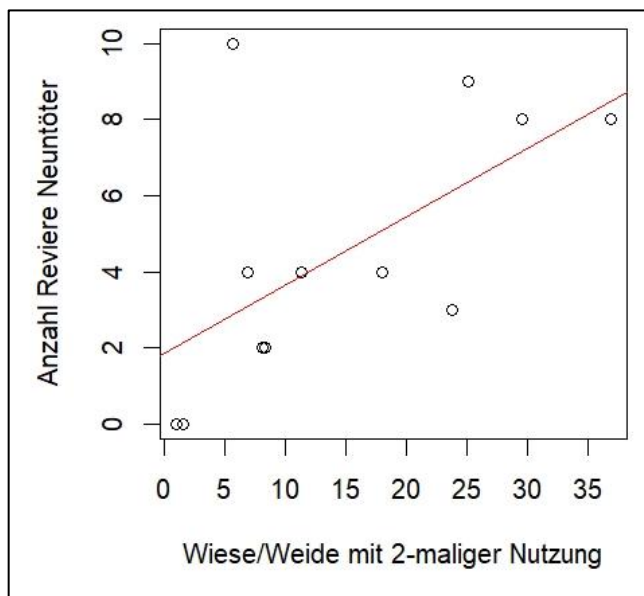


Abbildung 15: Streudiagramm mit linearer Regressionslinie für Anzahl Reviere „Arten der strukturierten Kulturlandschaft“ und NAT/WF Flächen in ha

Auffällig ist hingegen ein hoher positiver Zusammenhang zwischen der Revieranzahl und der Fläche der NAT/WF Flächen aus dem ÖPUL-Programm (ha) ($r = 0,64$, $p = 0,02$) (s. Abbildung 15).

Eine Berechnung der Korrelationen zu den vorgestellten, strukturreichtum anzeigenden Landschaftsstrukturmaßen ED und SHDI zeigen mittlere positive Werte mit einem Korrelationskoeffizient von $r = 0,38$ (ED; $p = 0,224$) und $r = 0,39$ (SHDI; $p = 0,21$).

Die dokumentierte Nutzungsintensität von Grünland (286 ha) schlüsselt sich nach Informationen aus dem INVEKOS-Datensatz auf die Nutzungsformen „Einmähdige Wiese“ (2,95 ha), „Mähwiese/Weide zwei Nutzungen“ (176 ha) und „Mähwiese/Weide drei und mehr Nutzungen“ (71 ha) auf. Aufgrund des geringen Anteils der Nutzungsform „Einmähdige Wiese“ werden lediglich die anderen beiden Nutzungsformen betrachtet. In Bezug zu der Revieranzahl besteht ein mittlerer positiver Zusammenhang zu der Nutzungsform „Mähwiese/Weide zwei Nutzungen“ ($r = 0,39$, $p = 0,22$) wohingegen zu der Nutzungsform „Mähwiese/Weide drei und mehr Nutzungen“ ein mittlerer negativer Zusammenhang besteht ($r = -0,37$, $p = 0,24$).



Besonders beim Neuntöter besteht eine hohe, signifikante Korrelation zwischen Revieranzahl und der Nutzungsform „Mähwiese/-weide zwei Nutzungen“ ($r = 0,61$, $p = 0,04$) (s. Abbildung 16).

Abbildung 16: Streudiagramm mit linearer Regressionslinie für Anzahl Reviere des Neuntöters und Nutzungsform Wiese/Weide 2-malige Nutzung in ha

5 Diskussion

5.1 Methodendiskussion

Brutvogelkartierung

Die Methodik der rationalisierten Revierkartierung nach Bibby et al. (1995) ist eine quantitative Erfassungsmethode von Brutvogelbeständen. Abgeleitet von der Standard-Erfassungsmethode der Revierkartierung nach Oelke (1968a) und Südbeck (2005), wird die rationalisierte Revierkartierung eingesetzt, wenn eine Zahl von acht oder mehr Begehungen je Untersuchungsfläche aus zeitlichen Gründen nicht möglich ist. Auch abhängig der Fragestellung kann eine Kartierung mit nur drei Begehungen ausreichend sein. Blana (1978) konnte hinreichend beweisen, dass die Ergebnisse einer rationalisierten Revierkartierung nur geringfügig von den Ergebnisse einer vollständigen Kartierung abweichen.

Die Kartierungstermine richteten sich nach den Erfassungsterminen und Wertungsgrenzen für die Bestandermittlung bei Brutvögeln nach Südbeck (2005). Aufgrund der Lage der Untersuchungsflächen im Wienerwald ist eine leicht verspätete Ankunft der Arten im Brutgebiet zu vermuten (Dvorak et al. 2013). Die geplanten Zeiträume der Begehungen wurden deshalb wie folgt geplant: 1. Durchgang: Ende April bis Anfang Mai, 2. Durchgang: Mitte Mai bis Ende Mai und 3. Durchgang Anfang Juni bis Ende Juni. So sollte sichergestellt werden, dass zumindest ein Termin innerhalb des optimalen Erfassungszeitraums jeder Art stattfindet. Aufgrund persönlicher Umstände konnten die Durchgänge nicht wie geplant durchgeführt werden. Der 1. Durchgang fand demnach Ende April und Anfang Juni statt, der 2. Durchgang Ende Juni und der 3. Durchgang Anfang Juli. Es wurde jedoch darauf geachtet, dass zwischen den Begehungen einer Fläche eine zeitliche Differenz von mindestens zehn Tagen bestand.

Die dargestellten Angaben zur Anzahl der Reviere sind aufgrund der teilweise, hinsichtlich des optimalen Erfassungszeitraums verspätet durchgeführten Erhebungen mit Vorsicht zu betrachten. Die Ergebnisse sollten demnach eher als relative Werte innerhalb der vorliegenden Untersuchung angesehen werden.

Nutzung der Offenlanderhebung als Grundlage für die Berechnung der Grünen Infrastruktur

Die Offenlanderhebung auf der Fläche des Biosphärenparks Wienerwald wurde im Auftrag der der Biosphärenpark Wienerwald Management GmbH (BPWW) in den Jahren 2011 bis 2013 durchgeführt. Dabei wurde eine flächendeckende Geländeerhebung der Vegetation im durchgeführt. Nach Staudinger und Wrבka (2015) wurden Grünlandflächen (Wiesen und Weiden), Äcker und Brachen, aber auch Vernetzungsstrukturen wie Raine, Lesesteinriegel,

Hecken, Ufergehölzstreifen und naturnahe Gewässer erfasst. Aufgrund des Alters der Untersuchung ist es möglich, dass sich Flächenänderung der für die Berechnung der GI genutzten Biotoptypen ergeben haben. Zudem fiel bei der detaillierten Analyse der Reviermittelpunkt einzelner Arten auf, dass wichtige Habitatstrukturen wie Raine oder Einzelgebüsche und -bäume nicht immer hinreichend erfasst wurden. Dadurch kann die tatsächliche Höhe der Grünen Infrastruktur von der hier dargestellten in geringem Maße abweichen.

Datenauswertung

Die statistische Auswertung der Daten erfolgte in erster Linie deskriptiv. Dabei wurden mithilfe von Tabellen und Diagrammen nach Zusammenhängen zwischen den Variablen gesucht. Um jedoch Hypothesen zu überprüfen und Rückschlüsse auf eine größere Population zu ziehen, wurden statistische Tests genutzt. Als Methode wurde hier die Korrelationsanalyse nach Pearson gewählt.

Aufgrund des vorhandenen Skalenniveaus und des potenziellen Informationsverlust bei Verwendung der Rangkorrelation nach Spearman, wurden mögliche Ungenauigkeiten wie eine fehlende Robustheit in Kauf genommen (Kuckartz et al. 2013).

5.2 Ergebnisdiskussion

5.2.1 Einordnung und Bewertung von Revierdichten

Für eine Einordnung der Revierdichten wurde bei Arten mit ausreichender Revierdichte Literaturnachweise für einen Vergleich mit Gebieten ähnlicher räumlicher Ausstattung herangezogen. Sollte die Revierdichte für einen sinnvollen Vergleich mit anderen Gebieten zu klein sein, wird jedenfalls vergleichend auf die vorhandene bzw. in der Literatur angegebenen Landnutzungsstrukturen rund um die erfassten Reviermittelpunkte eingegangen.

Feldlerche

Die Feldlerche konnte nur auf der Hälfte der Untersuchungsfläche festgestellt werden. Dabei wurden Dichten von 0,1 bis 3,1 Revieren je 10 ha erfasst. Die Untersuchungsflächen mit den drei höchsten Dichten (Mittelwert: 2,5 Reviere/10 ha) liegen am nordwestlichen Rand des Wienerwalds in der Molassezone. Diese drei Untersuchungsflächen werden zu einem überwiegenden Anteil ackerbaulich genutzt. Schläpfer (1988) gibt für die intensiv genutzte Agrarlandschaft Revierdichten von bis zu 3,03 Reviere/10 ha an. Ähnlich gibt Flade (1994)

eine Dichte für gehölzarme Felder von 3,1 Brutpaare/10 ha an. Auffällig ist die geringe Bestandsdichte auf Untersuchungsfläche 03 trotz ihrem hohen Anteil an „Acker“ mit lediglich 0,7 Revieren/10 ha. In ihrer grundlegenden Charakteristik ähnelt sie den drei zuvor beschriebenen Untersuchungsflächen. Feldlerchen meiden jedoch vertikale Strukturen wie Hecken oder lineare Gehölzstreifen. Der Abstand schwankt je nach Literatur und Ausprägung der vertikalen Strukturen zwischen 160 m (Oelke 1968b) und 250 m (Arnold 1983). Abbildung 18 zeigt die Untersuchungsfläche 03 mit einer hohen Anzahl vertikaler Strukturen und einer geringen Anzahl an Revieren der Feldlerche. Abbildung 17 zeigt hingegen Untersuchungsfläche 04 mit wenig vertikalen Strukturen und einer hohen Anzahl an Revieren der Feldlerche. Bei beiden Abbildungen wurden alle Biotoptypen mit Bezug zu Gebüsch, Hecken und Gehölzstreifen rot, sowie Wald orange markiert. Die Verteilung der Feldlerche mit dem beschriebenen Abstand zu vertikalen Strukturen ist dabei gut zu erkennen.

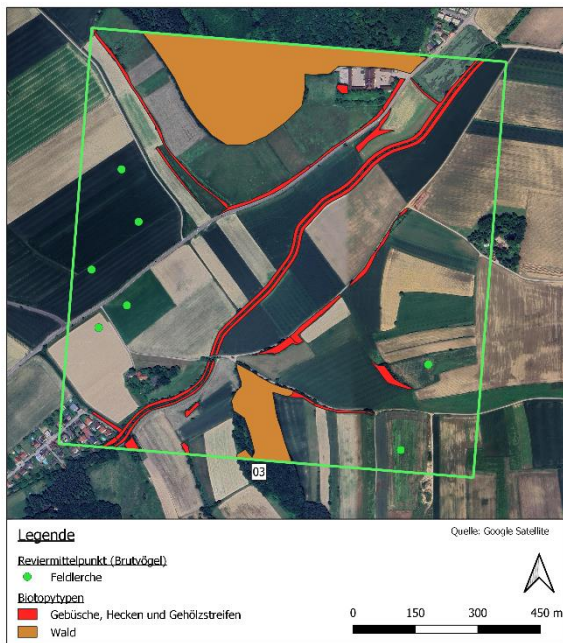


Abbildung 18: Untersuchungsfläche 03 mit den Reviermittelpunkten der Feldlerche sowie Biotoptypen mit Bezug zu Gebüsch, hecken, Gehölzstreifen und Wald



Abbildung 17: Untersuchungsfläche 04 mit den Reviermittelpunkten der Feldlerche sowie Biotoptypen mit Bezug zu Gebüsch, Hecken und Gehölzstreifen

Wachtel

Auf zwei Untersuchungsflächen konnte die Wachtel mit einer Dichte von 0,1 Reviere/10 ha (Untersuchungsfläche 05) bzw. 0,4 Reviere/10 ha (Untersuchungsfläche 04) erfasst werden. Dvorak et al. (2013) konnte bei einer ähnlichen Untersuchung im Wienerwald ein Maximum von 0,18 Revieren/10 ha feststellen. Die Flächen mit den größten Dichten lagen bei Dvorak et al. (2013), wie auch bei dieser Untersuchung, fast ausschließlich auf den von Ackerland geprägten Gebieten am Nordwestlichen Rand des Wienerwalds. Schon Berg und Zuna-Kratky

(1992) konnten Anfang der 1990er auf den extensiven Wienerwaldwiesen kein regelmäßiges Brutvorkommen der Wachtel nachweisen.

Bluthänfling

Der Bluthänfling konnte auf insgesamt fünf Untersuchungsflächen mit je einem Revier festgestellt werden. Zwei dieser Reviere lagen innerhalb von Siedlungsgebiet. Frühauf und Teufelbauer (2008) geben als Biotopansprüche unter anderem an: „... Gärten und Parkanlagen, die an offene Flächen angrenzen oder aufweisen.“. Für die Untersuchungsflächen 04 und 05 trifft diese Aussage sehr gut zu. Ein weiterer Zusammenhang mit anderen Parametern konnte, auch aufgrund der geringen Revieranzahl, nicht nachgewiesen werden.

Braunkehlchen

Insgesamt konnte nur ein Revier des Braunkehlchens gefunden werden. Interessant ist hier die Angabe von Berg und Zuna-Kratky (1992), wonach das Braunkehlchen als regelmäßiger Brutvogel im Wienerwald zwar fehlt, aber „früher“ mehrere lokale Vorkommen bestanden. Diese lokalen Vorkommen beziehen sich zum Beispiel auf das Mödlingbachtal zwischen Sittendorf und Gaaden. Das einzige im Rahmen dieser Arbeit gefunden Vorkommen des Braunkehlchens liegt nur wenige Kilometer davon entfernt bei Alland (Untersuchungsfläche 09). Die Biotope rund um den festgestellten Reviermittelpunkt, sind ausgestattet mit einer abwechslungsreichen Mischung aus „artenreichen Gebüsch und Hecken“ sowie „wechselfeuchten Glatthaferwiesen“ und bilden ein für das Braunkehlchen optimales Habitat (Frühauf und Teufelbauer 2008).

Dorngrasmücke

Für die Dorngrasmücke konnte auf zwei Untersuchungsflächen je ein Revier nachgewiesen werden. Das Revier innerhalb Untersuchungsfläche 03 stellt dabei wohl ein optimales Habitat nach der Beschreibung von Frühauf und Teufelbauer (2008) dar. Grundsätzlich befindet sich das Revier in einem halboffenen bis offenen von Ackerbau und weniger von Grünland geprägten Landschaftsausschnitt. Zudem weist die unmittelbare Umgebung des Reviermittelpunkts ein Mosaik aus Feldrainen und kleineren Heckenstrukturen mit niedrigen, aber dichten Einzelgebüsch wie Dornsträucher auf. Diese Kleinstrukturen dienen der Dorngrasmücke als optimalen Neststandort.

Girlitz

Das Vorkommen des Girlitz ist in der Mitteleuropäischen Kulturlandschaft eng an Siedlungen gebunden (Blana 1978; Frühauf und Teufelbauer 2008; Südbeck 2005). Sämtliche der zwölf erfassten Reviere liegen folgerichtig innerhalb von Siedlungsgebieten. Die Revierdichte auf die Siedlungsflächen bezogen liegt durchschnittlich bei 1,8 Reviere/10 ha und maximal bei 2,3 Reviere/10 ha in Untersuchungsfläche 09. Glutz von Blotzheim, Urs N. (1985 ff.) weist auf ein geklumpstes Vorkommen in günstigen Habitaten hin. Günstige Habitats sind in diesem Sinne offene, sonnige Landschaften mit ausreichend Singwarten und einem möglichst freien Luftraum um eben diese. Als Neststandort werden Nadelbäume bevorzugt. In ansonsten laubbaumdominierten Landschaften können demnach mehrere Nester und Reviermittelpunkte eng beieinander liegen. Für Siedlungsgebiete werden in Glutz von Blotzheim, Urs N. (1985 ff.) großflächig bis zu 2 Reviere/10 ha angegeben, bei lokaler Konzentration bis zu 5 Reviere/ha. Reviere können dabei lediglich 80 m voneinander entfernt sein. Zu sehen ist das insbesondere bei Untersuchungsfläche 09 und 11. Hier finden sich jeweils 3 Reviere, bei denen die Reviermittelpunkte zwischen 80 m und 160 m voneinander entfernt sind.

Goldammer

Die Goldammer kommt auf allen Untersuchungsflächen vor. Es konnten insgesamt 139 Revieren nachgewiesen werden. Im Durchschnitt wurden dabei Dichten von 1,2 Revieren/10 ha, mit einem Maximum von 2,8 Revieren/10 ha erreicht. Dornberger (2019) gibt für eine reich strukturierte Kulturlandschaft in Baden-Württemberg 2,7 bis 4,1 Reviere/10 ha an. Semrad (2003) konnte in Münichsthal (Niederösterreich) eine durchschnittliche Dichte von 1,81 Revieren/10 ha nachweisen, für Teilgebiete bis zu 3,33 Reviere/10 ha. Sehr ähnliche Werte erhält Dvorak et al. (2013) für den Wienerwald: im Mittel 1,54 Reviere/10 ha, mit Dichten in Teilgebieten von bis zu 3,76 Reviere/10 ha. In dieser Arbeit konnte für einen Teilbereich der Untersuchungsfläche 10 mit 21,8 ha sogar eine Revierdichte von 8,3 Reviere/10 ha angegeben werden. Nach Glutz von Blotzheim, Urs N. (1985 ff.) können solche Dichte nur noch auf extensiv oder nicht mehr bewirtschafteten, aber offengehaltenen Flächen und auf Sonderstandorten erreicht werden. Bei der Teilfläche innerhalb der Untersuchungsfläche „10“ handelt es sich um einen südexponierten Hangbereich, welcher zu einem Großteil als Motocross-Strecke genutzt wird (Biotoptyp „Wechsellrockene Trespenwiese“). Angrenzend daran befinden sich beweidete Halbtrockenrasen. Charakterisiert wird der Teilraum durch seine große Strukturvielfalt mit einer Vielzahl an (Dorn-)Gebüsch, Heckenstrukturen und Einzelbäumen.

Neuntöter

Mit insgesamt 54 Revieren auf 10 Untersuchungsflächen fehlt der Neuntöter nur in den beiden Untersuchungsflächen mit der geringsten Fläche an Grüner Infrastruktur. Abgesehen von diesen beiden Flächen konnten Dichten von 0,2 bis 1 Reviere/10 ha beobachtet werden. Dvorak et al. (2013) gibt für den Wienerwald ähnliche Dichten von durchschnittlich 0,5 bis maximal 1,1 Revier/10 ha an. Für die Feldflur im niederösterreichischen Münichsthal gibt Semrad (2003) im Mittel 1,28 Reviere/10 ha. Ähnlich wie bei Semrad (2003) fällt auf, dass sich die Reviere des Neuntöters an linearen Gehölzstrukturen konzentrieren. Besonders deutlich zeigt sich dies, innerhalb der Untersuchungsfläche 03. Entlang eines mit Dornsträuchern wie Schlehe (*Prunus spinosa*) und Weißdorn (*Crataegus spec.*) geprägten, ca. 550 m langen Heckenstreifens konnten sechs Reviere des Neuntöters gefunden werden. Auf 200 m ist der Heckenstreifen doppelt ausgeprägt, mit einem Abstand von etwa 20 m. Unmittelbar angrenzend an die Heckenstreifen finden sich Glatthafer-Fettwiesen und Grünbrachen. Fast alle Feldstücke sind im ÖPUL-Programm als NAT/WF Fläche gemeldet (5,3 ha). Auffällig ist außerdem der Zusammenhang mit dem Nutzungstyp „Mähwiese/Weide zwei Nutzungen“ (176 ha). Insgesamt 28 Reviermittelpunkte des Neuntöters finden sich auf oder unmittelbar an der Grenze dieses Nutzungstyps.

Schwarzkehlchen

Wie auch für das Braunkehlchen, konnte für das Schwarzkehlchen nur insgesamt ein Revier festgestellt werden. Dvorak et al. (2013) gibt aufgrund der geringen Anzahl an Vorkommen keine Revierdichten an. Merkt aber an, dass bis auf einzelne isolierte Vorkommen in den Offenlandbereichen der großen Waldgebiete, nur noch in der offenen Agrarlandschaft im Nordwesten des Wienerwalds mit großflächig geeigneten Lebensräumen zu rechnen ist. Offenes Gelände mit geeigneten Jagdwarten und eingestreutem extensiv bewirtschafteten Grünland bieten prinzipiell passende Lebensraumbedingungen. Das festgestellte Revier im Bereich der Untersuchungsfläche 04 liegt zum einen im von Dvorak et al. (2013) beschriebenen Bereich sowie auch unmittelbar zwischen zwei kleineren Schlägen mit dem Nutzungstyp „Mähwiese/-weide zwei Nutzungen“. Geeignete Jagdwarten finden sich jedoch nur in begrenzter Zahl.

Turteltaube

In landwirtschaftlich genutzten Gebieten scheint die Turteltaube bei einem Vorkommen von Hecken, bewaldeten Windschutzstreifen oder Waldrändern die höchste Dichten zu erreichen

(Carboneras et al. 2022). Glutz von Blotzheim, Urs N. (1985 ff.) gibt für die meisten Landschaften in Mitteleuropa 0,04 bis 0,06 Paare/10 ha an. Mit insgesamt lediglich drei festgestellten Revieren in den Untersuchungsgebieten 02, 11 und 12 sind Aussagen zu Revierdichte nur eingeschränkt möglich. Auch eine Habitatpräferenz lässt sich durch die weiteren erhobenen Parameter nicht klar abgrenzen. Bei Betrachtung der näheren Umgebung der Reviermittelpunkt fällt jedoch die Nähe zu Gewässern und Waldrändern auf (Entfernung immer unter 800 m). Beide Faktoren scheinen wichtige generelle Ansprüche an das Bruthabitat der Turteltaube zu sein (Schumm et al. 2022).

5.2.2 Einordnung und Bewertung des Zusammenhangs von Grüner Infrastruktur und Artvorkommen

Arten der offenen Kulturlandschaft

Die vorliegende Untersuchung zeigt eindeutig einen negativen Zusammenhang zwischen dem Vorkommen der Arten der offenen Kulturlandschaft und Grüner Infrastruktur. Das Vorhandensein Grüner Infrastruktur wie sie in dieser Arbeit definiert ist - Biotope, die als natürlich oder naturnah anzusehen sind und keiner intensiven landwirtschaftlichen Nutzung unterliegen – zeichnet aber nicht als alleiniges Merkmal für eine vielfältige und artenreiche Kulturlandschaft aus. In der intensiv genutzten Kulturlandschaft gelten für die Feldlerche insbesondere die Auswahl an geeigneten Neststandorten, sowie ein ausreichendes Nahrungsangebot als limitierende Faktoren (Jenny 1990; Schläpfer 1988). Große und einheitlich bewirtschaftete Feldstücke scheinen deshalb geringe Dichten der Feldlerche zu bedingen (Dreesmann 1995). Hinsichtlich geeigneter Neststandorte spielt eine hohe räumliche und zeitliche Diversität der Höhe und Dichte von Vegetation eine entscheidende Rolle und bedingt eine höhere Dichte der Feldlerche (Benton et al. 2003). Erreicht werden kann dies mit durchschnittlichen Größen von Feldschlägen von unter zwei ha und mind. vier unterschiedlichen Hauptkulturen im entsprechenden Landschaftsraum (Schläpfer 1988).

Wie in Kapitel 4.1 beschrieben, liegen bei der vorliegenden Untersuchung selbst die drei höchsten festgestellten Dichten der Feldlerche noch unter den Literaturangaben zur intensiv genutzten Agrarlandschaft. Bei der Untersuchungsfläche 04 ist beispielhaft zu sehen, dass die Schlagnutzung auf lediglich zwei Hauptkulturen: Winterweichweizen (27 ha) und Körnermais (25 ha) aufgeteilt ist. Weitere 12 Nutzungsformen teilen sich auf 28 ha auf.



Abbildung 19: Schlagnutzungsarten und Reviermittelpunkte der Feldlerche auf Untersuchungsfläche 04

Arten der strukturierten Kulturlandschaft

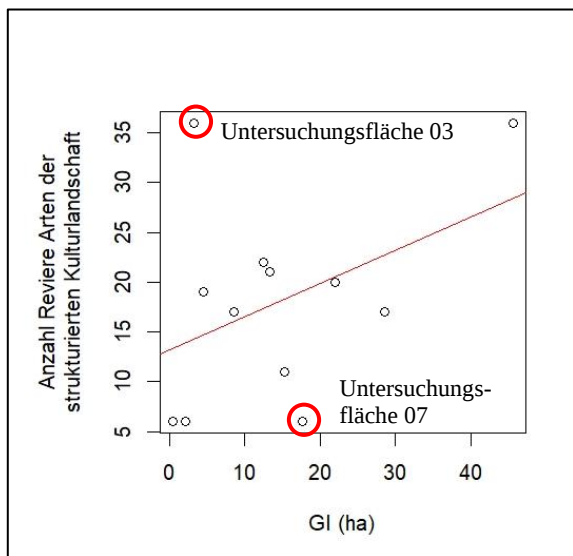


Abbildung 20: Streudiagramm mit linearer Regressionslinie für Anzahl Reviere „Arten der strukturierten Kulturlandschaft“ und GI in ha

Bei Betrachtung des Streudiagramms mit den Daten zur Revieranzahl von Arten der strukturierten Kulturlandschaft und Grüner Infrastruktur, fallen zwei Ausreißer auf (s. Abbildung 20). Diese Ausreißer sind den Untersuchungsflächen 03 und 07 zuzuordnen. Auf der Untersuchungsfläche 03 konnte trotz einer niedrigen Grünen Infrastruktur (3,2 ha) eine hohe Anzahl an Revieren der Arten der strukturierten Kulturlandschaft ($n=36$) festgestellt werden, wohingegen auf der Untersuchungsfläche 07 bei einer hohen Grünen

Infrastruktur (17,6 ha) lediglich 6 Reviere von

Arten der strukturierten Kulturlandschaft festgestellt wurden. Die Untersuchungsfläche 03 wird grundsätzlich von Ackerland dominiert. Die Grüne Infrastruktur wurde als „low“ eingestuft. Zu beachten sind jedoch die berechneten Landschaftsstrukturmaße. Der SDHI als Maß für die Vielfalt der Biotopstruktur liegt eher niedrig bei 1,34 (Median: 2,2) wohingegen die Edge Density als Maß für die Kleinteiligkeit verhältnismäßig hoch bei 658,16 m/ha (Median: 633,59 m/ha) liegt. Trotz der geringen Vielfalt der vorkommenden Biotoptypen weist die Untersuchungsfläche eine hohe Kleinteiligkeit auf. Diese kommt maßgeblich durch die in Abbildung 21 dargestellten, rot markierten Gebüsch, Hecken und Gehölzstreifen zustande. Zusätzliche zu den besonders im nördlichen Bereich zu findenden Dornhecken, stellen angrenzende extensiv genutzte landwirtschaftliche Flächen, eine wichtige Nahrungsquelle dar. Diese Untersuchungsfläche zeigt, dass Grüne Infrastruktur bereits auf kleiner Fläche für eine hohe Individuendichte verantwortlich sein kann. Wie wichtig jedoch auch entsprechende Nahrungshabitate sind, wird bei Betrachtung der Untersuchungsfläche 07 deutlich. Trotz einem hohen Anteil Grüner Infrastruktur fehlen Arten der strukturierten Kulturlandschaft weitestgehend. Auf der Untersuchungsfläche 07 wird für insgesamt 42,1 ha der Schlagnutzungstyp „Mähwiese/-weide drei und mehr Nutzungen“ angegeben (s. Abbildung 22). Die Biotopkartierung weist davon auf mind. 28 ha den Biotoptyp „Intensivwiese“ aus. Intensivwiesen weisen, aufgrund ihrer häufigen Nutzung sowie der meist intensiven Düngung, hinsichtlich dem Nahrungsangebot für Insektenfressern eine Arten- und Individuenarmut auf.

Dabei kann insbesondere das Fehlen von Großinsekten wie Heuschrecken und Laufkäfern hervorgehoben werden (Zahn et al. 2006).

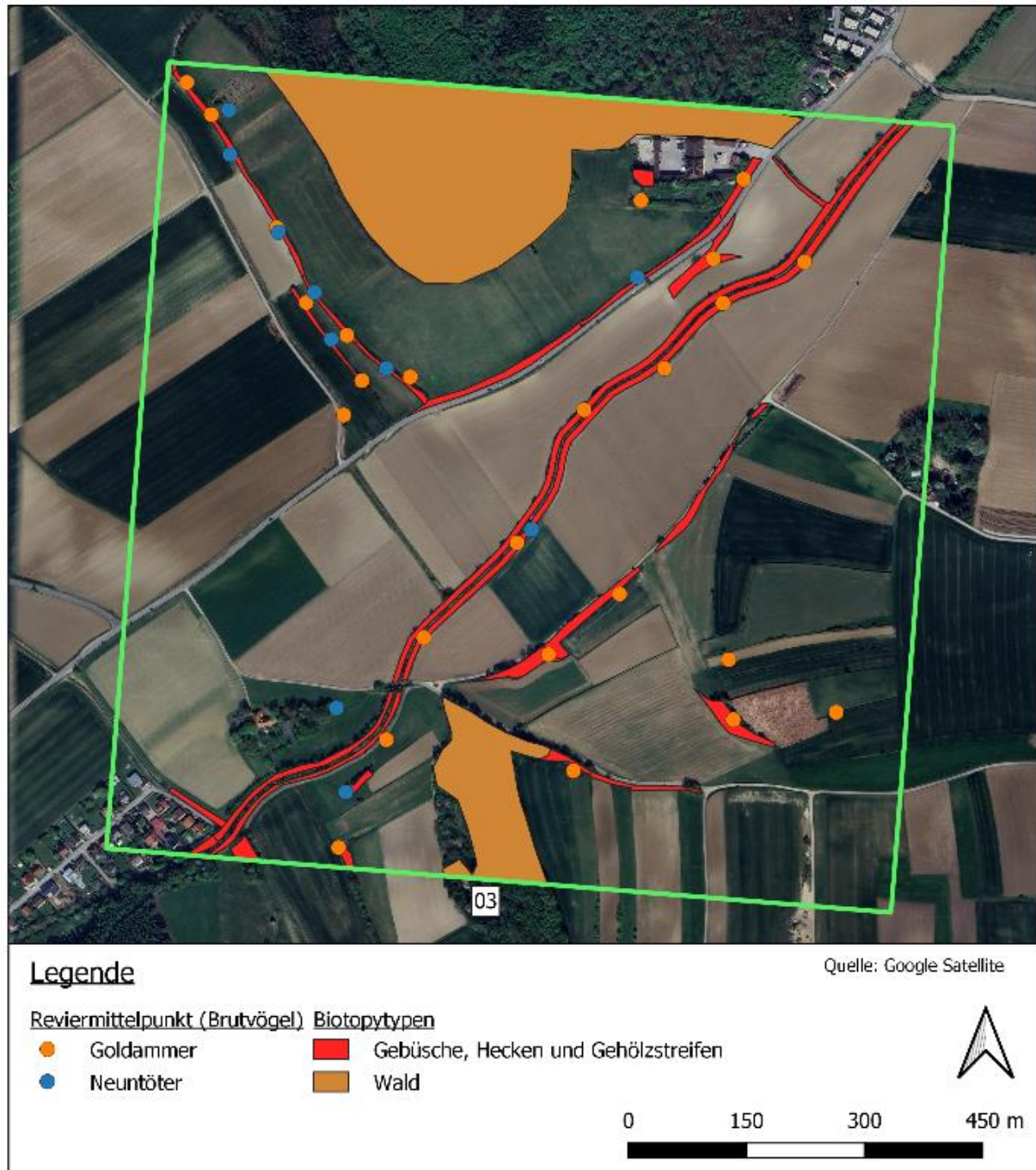


Abbildung 21: Ausgewählte Biotopytypen und Reviermittelpunkte von Goldammer und Neuntöter auf Untersuchungsfläche 03

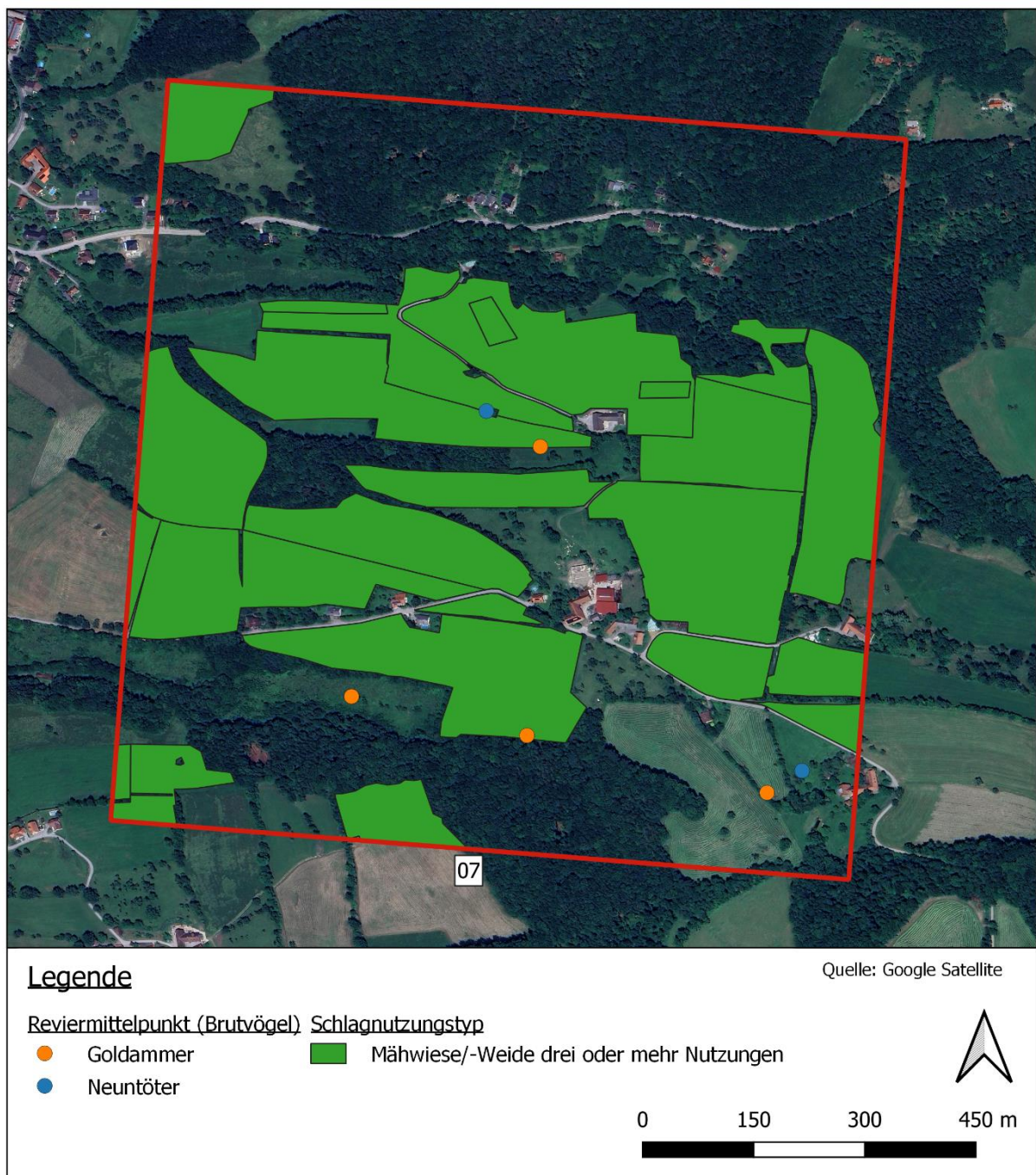


Abbildung 22: Schlagnutzungstyp „Mähwiese/Weide drei oder mehr Nutzungen und Reviermittelpunkte von Goldammer und Neuntöter auf Untersuchungsfläche 07

5.3 Fazit

Zweck der vorliegenden Studie war die Beurteilung des Einflusses von Grüner Infrastruktur auf ausgewählte Brutvogelarten im Wienerwald. Dazu wurden auf 12 Untersuchungsflächen mittels rationalisierter Revierkartierung 10 Vogelarten kartiert. Diese wurden anschließend in die Kategorien „Arten der offenen Kulturlandschaft“ sowie „Arten der strukturierten Kulturlandschaft“ eingeordnet, um einen Einfluss der Grünen Infrastruktur in Abhängigkeit der spezifischen Lebensraumanprüche der Arten zu überprüfen.

Es zeigte sich, dass ein hoher Flächenanteil von Grüner Infrastruktur für „Arten der offenen Kulturlandschaft“ wie bspw. die Feldlerche eher niedrige Revierdichten bedingt, wohingegen sie für „Arten der strukturierten Kulturlandschaft“ wie Neuntöter und Goldammer höhere Revierdichten bedingt.

Es gibt jedoch eine Vielzahl weiterer Faktoren welche, teilweise mit Grüner Infrastruktur zusammenhängend, einen Einfluss auf die Revierdichte der einzelnen Arten bzw. kategorisierten Artengruppen haben. Bei den „Arten der offenen Kulturlandschaft“ zeigt sich, dass insbesondere höhere vertikale Strukturen wie Waldränder und Baumhecken negative Einflüsse auf das Vorkommen der Arten haben. Grundsätzlich werden eher strukturarme Ackerlandschaften besiedelt. Wie in Kapitel 5.2.2 beschrieben können auch diese landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebiete, attraktiv für Vögel der offenen Agrarlandschaft wie die Feldlerche gestaltet werden. Dabei muss jedoch jedenfalls Wert auf eine hohe Kulturvielfalt gelegt werden.

Für einige „Arten der strukturierten Kulturlandschaft“ wie Neuntöter und Goldammer scheint die Struktur der Hecken, sowie die angrenzenden Lebensräume ausschlaggebend für die Revierdichte zu sein. Eine Vielzahl von Autoren weist bzgl. der Revierdichten auf den positiven Zusammenhang zwischen Höhe der Hecken und deren Anteil von Bäumen hin (Arnold 1983; Barkow 2001; Batáry et al. 2010; Green et al. 1994; Parish et al. 1994; Walker et al. 2005). Neben den Hecken als Bruthabitat ist auch ein Unterschied bezüglich der angrenzenden Flächen als bspw. Nahrungshabitat zu erkennen. Extensiv genutzte Flächen wie zweimähdige Wiesen oder auch die NAT/WF Flächen des ÖPUL-Programms scheinen einen positiven Einfluss auf „Arten der strukturierten Kulturlandschaft“ zu haben.

Die vorliegende Untersuchung zeigt die wichtige Rolle Grüner Infrastruktur im Erhalt und der Förderung von Biodiversität. Es zeigt sich wie Grüne Infrastruktur, bestehend aus verschiedensten Elementen, für das Überleben zahlreicher Arten entscheidend ist. Insbesondere in der intensiv genutzten Kulturlandschaft ist die Integration Grüner Infrastruktur von hoher

Bedeutung, um die negativen Auswirkungen intensiver Landwirtschaft zu mindern und funktionale, ökologische Netzwerke zu unterstützen.

6 Literaturverzeichnis

- Agrarmarkt Austria: INVEKOS Schläge Österreich 2021. Online verfügbar unter https://www.data.gv.at/katalog/de/dataset/ama_invekosschlgeststerreich2021, zuletzt geprüft am 01.05.2023.
- Amt der NÖ Landesregierung: NÖ Atlas. Online verfügbar unter <https://atlas.noel.gv.at/atlas/portal/noeatlas/map/Planung%20und%20Kataster/Grundst%C3%BCcke>, zuletzt geprüft am 30.01.2024.
- Arnold, G. W. (1983): The Influence of Ditch and Hedgerow Structure, Length of Hedgerows, and Area of Woodland and Garden on Bird Numbers on Farmland. In: *Journal of Applied Ecology* 20 (3), S. 731–750.
- Barkow, A. (2001): Die ökologische Bedeutung von Hecken für Vögel. Dissertation. Georg-August-Universität zu Göttingen, Göttingen. Institut für Vogelforschung 'Vogelwarte Helgoland'; Zentrum für Naturschutz der Georg-August-Universität Göttingen.
- Batáry, P.; Matthiesen, T.; Tschamtker, T. (2010): Landscape-moderated importance of hedges in conserving farmland bird diversity of organic vs. conventional croplands and grasslands. In: *Biological Conservation* 143 (9), S. 2020–2027. DOI: 10.1016/j.biocon.2010.05.005.
- Benton, T. G.; Vickery, J. A.; Wilson, J. D. (2003): Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? In: *Trends in Ecology & Evolution* 18 (4), S. 182–188. DOI: 10.1016/S0169-5347(03)00011-9.
- Berg, H.-M.; Zuna-Kratky, T. (1992): Die Brutvögel des Wienerwaldes. Eine kommentierte Artenliste (Stand August 1991). In: *Vogelkundliche Nachrichten aus Österreich* 3 (1).
- Bibby, C. J.; Burgess, N. D.; Hill, D. A. (1995): Methoden der Feldornithologie. Bestandserfassung in der Praxis. Radebeul, Stuttgart: Neumann.
- Biosphärenpark Wienerwald Management GmbH (Hg.) (2014): Offenlanderhebung 2011–2013. Endbericht.
- Blana, H. (1978): Die Bedeutung der Landschaftsstruktur für die Vogelwelt. Modell einer ornithologischen Landschaftsbewertung. In: *Beiträge zur Avifauna des Rheinlandes* 12, S. 1–225.
- Blaschke, T. (2000): Landscape Metrics: Konzepte eines jungen Ansatzes der Landschaftsökologie und Anwendung in Naturschutz und Landschaftsforschung. In: *Archives of Nature Conservation & Landscape Research* 39 (4), S. 267–299.

- Boatman, N. D.; Parry, H. R.; Bishop, J. D.; Cuthbertson, A. G.S. (2007): Impacts of Agricultural Change on Farmland Biodiversity in the UK. In: R. E. Hester, R. M. Harrison, Roy Harrison, Ron Hester, Ronald E. Hester und Roy M. Harrison (Hg.): Biodiversity under threat. Cambridge: Royal Society of Chemistry (Issues in environmental science and technology, v. 25), S. 1–32.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (Hg.) (2023): Indikatorenbericht 2023 der Bundesregierung zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. Online verfügbar unter https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Naturschutz/nbs_indikatorenbericht_2023_bf.pdf, zuletzt geprüft am 30.03.2024.
- Carboneras, C.; Moreno-Zarate, L.; Arroyo, B. (2022): The European Turtle Dove in the ecotone between woodland and farmland: multi-scale habitat associations and implications for the design of management interventions. In: *J Ornithol* 163 (2), S. 339–355. DOI: 10.1007/s10336-021-01946-1.
- Chamberlain, D. E.; Fuller, R. J.; Bunce, R.; Duckworth, J. C.; Shrubbs, M. (2000): Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. In: *The Journal of Applied Ecology* 37 (5), S. 771–788. DOI: 10.1046/j.1365-2664.2000.00548.x.
- Chelaru, D.-A.; Oiste, A.-M.; Mihai, F.-C. (2014): Quantifying the changes in landscape configuration using open source GIS. Case study: Bistrita subcarpathian valley. In: Alexandru Ioan Cuza University of Iași (Hg.): 14th International Multidisciplinary Scientific GeoConference on Ecology, Economics, Education and Legislation SGEM. Romania, 2014. "Alexandru Ioan Cuza" University, Department of Geography.
- Donald, P. F.; Green, R. E.; Heath, M. F. (2001): Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. In: *Proceedings of the Royal Society B* 268 (1462), S. 25–29. DOI: 10.1098/rspb.2000.1325.
- Dornberger, W. (2019): Biologie der Goldammer *Emberiza citrinella* in Hohenlohe-Franken. In: *Ornithologischer Anzeiger* 57, S. 198–227.
- Dreesmann, C. (1995): Zur Siedlungsdichte der Feldlerche *Alauda arvensis* im Kulturland von Südniedersachsen. In: *Beiträge zur Naturkunde Niedersachsens* (48), S. 76–84.

- Drozdzowski, I.; Mrkvicka, A. (2014): Der Wienerwald ist UNESCO-Biosphärenpark - eine Modellregion für Nachhaltigkeit. In: *Wissenschaftliche Mitteilungen Niederösterreichisches Landesmuseum* (25), S. 9–40.
- Dvorak, M.; Karner, E. (1995): Important Bird Areas in Österreich. Wien: Umweltbundesamt (Monographien / Umweltbundesamt, 71).
- Dvorak, M.; Kinnl, R.; Roland, C.; Wendelin, B.; Kautz, R.; Kautz, W.; Berg, H.-M. (2013): Untersuchungen zur Vogelwelt der Wiesen- und Agrargebiete im Wienerwald. In: *Vogelkundliche Nachrichten aus Österreich* 24 (1-4), S. 1–18.
- Europäische Kommission (2014): Eine Grüne Infrastruktur für Europa. Hg. v. Amt für Veröffentlichungen der Europäischen Union. Luxemburg.
- Flade, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Eching: IHW-Verlag.
- Flade, M.; Sudfeldt, C.; Dziwiałaty, K.; Hötker, H.; Hoffmann, J.; Bernardy, P. et al. (2011): Positionspapier zur aktuellen Bestandssituation der Vögel der Agrarlandschaft. In: *Vogelwarte - Zeitschrift für Vogelkunde* (49), S. 340–347.
- Fox, J. (2005): The R Commander: A Basic-Statistics Graphical User Interface to R. In: *J. Stat. Soft.* 14 (9). DOI: 10.18637/jss.v014.i09.
- Frühauf, J.; Teufelbauer, N. (2008): Bereitstellung des Farmland Bird Index für Österreich. Vorstudie. Unter Mitarbeit von Georg Bieringer, Michael Dvorak und Gabòr Wichmann. Hg. v. BirdLife Österreich. Wien, Österreich.
- Glutz von Blotzheim, Urs N. (Hg.) (1985 ff.): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. 14 Bände. Wiesbaden: Aula-Verlag.
- Green, R. E.; Osborne, P. E.; Sears, E. J. (1994): The Distribution of Passerine Birds in Hedgerows During the Breeding Season in Relation to Characteristics of the Hedgerow and Adjacent Farmland. In: *The Journal of Applied Ecology* 31 (4), 677 ff. DOI: 10.2307/2404158.
- Gregory, R. D.; van Strien, A.; Vorisek, P.; Gmelig Meyling, A. W.; Noble, D. G.; Foppen, R. P. B.; Gibbons, D. W. (2005): Developing indicators for European birds. In: *Philosophical transactions of the Royal Society B* 360 (1454), S. 269–288. DOI: 10.1098/rstb.2004.1602.
- Herbst, H. (2007): Verwendbarkeit von Landschaftsstrukturmaßen als Bewertungsinstrument in der Landschaftsrahmenplanung. Diplomarbeit. Technische Universität Berlin, Berlin.

- Institut für Landschaftsarchitektur und Umweltplanung. Online verfügbar unter https://www.geoinformation.tu-berlin.de/fileadmin/fg242/Diplomarbeiten/Diplomarbeit_Herbst.pdf, zuletzt geprüft am 09.11.2022.
- Jenny, M. (1990): Territorialität und Brutbiologie der Feldlerche *Alauda arvensis* in einer intensiv genutzten Agrarlandschaft. In: *Journal für Ornithologie* 131 (3), S. 241–265. DOI: 10.1007/BF01640998.
- Jung, M. (2016): LecoS — A python plugin for automated landscape ecology analysis. In: *Ecological Informatics* (31), S. 16–21. DOI: 10.1016/j.ecoinf.2015.11.006.
- Kuckartz, U.; Rädiker, S.; Ebert, T.; Schehl, J. (2013): Statistik. Eine verständliche Einführung. 2., überarb. Aufl. 2013. Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften (SpringerLink Bücher).
- Land Niederösterreich, Abteilung BD1 - GIS Support (Hg.): Digitales Geländemodell - 10m Niederösterreich. Online verfügbar unter https://noe.gv.at/noe/OGD_Detailseite.html?id=46a7a06a-f69b-405e-aac2-77f775449ad3, zuletzt geprüft am 03.02.2024.
- Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung e. V (ZALF) (2019): Landwirtschaft und Biodiversität – auf der Suche nach dem Gleichgewicht. Müncheberg. Schneider, Hendrik; Zander, Peter. Online verfügbar unter https://www.zalf.de/de/aktuelles/DokumenteMeldungen/Pressemitteilungen/2019_11_28_PM_SALBES_Final_dt.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2023.
- Limbrunner, A.; Bezzel, E.; Richarz, K.; Singer, D. (2013): Enzyklopädie der Brutvögel Europas. Sonderausg. Stuttgart: Kosmos.
- NABU - Naturschutzbund Deutschland e.V.: Vögel der Agrarlandschaft. Online verfügbar unter https://www.nabu.de/imperia/md/content/nabu_feldvogel_studie.pdf, zuletzt geprüft am 08.03.2024.
- Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina; acatech - Deutsche Akademie der Technikwissenschaften; Union der Deutschen Akademien der Wissenschaften (2018): Artenrückgang in der Agrarlandschaft: Was wissen wir und was können wir tun? Halle (Saale). Online verfügbar unter https://www.leopoldina.org/uploads/tx_leopublication/2018_3Akad_Stellungnahme_Arten_rueckgang_web.pdf, zuletzt geprüft am 11.02.2024.

- Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina; acatech - Deutsche Akademie der Technikwissenschaften; Union der Deutschen Akademien der Wissenschaften (2020): Biodiversität und Management von Agrarlandschaften - Umfassendes Handeln ist jetzt wichtig. Halle (Saale). Online verfügbar unter https://www.leopoldina.org/uploads/tx_leopublication/2020_Akademien_Stellungnahme_Biodiversita%CC%88t.pdf, zuletzt geprüft am 08.03.2024.
- Oelke, H. (1968a): Empfehlungen für Untersuchungen der Siedlungsdichte von Sommervogelbeständen. In: *Vogelwelt* (89), S. 69–78.
- Oelke, H. (1968b): Wo beginnt bzw. wo endet der Biotop der Feldlerche? In: *Journal für Ornithologie* 109 (1), S. 25–29. DOI: 10.1007/BF01678101.
- Parish, T.; Lakhani, K. H.; Sparks, T. H. (1994): Modelling the relationship between bird population variables and hedgerow and other field margin attributes. In: *The Journal of Applied Ecology* 31 (4), 764 ff. DOI: 10.2307/2404166.
- QGIS Development Team: QGIS Geographic Information System. Version 3.16.4: QGIS Association. Online verfügbar unter <https://www.qgis.org/de/site/>.
- Rockström, J.; Steffen, W.; Noone, K.; Persson, A.; Chapin, F. Stuart; Lambin, E. F. et al. (2009): A safe operating space for humanity. In: *Nature* 461 (7263), S. 472–475. DOI: 10.1038/461472a.
- SALBES (2023): SALBES - About. Online verfügbar unter <https://salbes.eu/about/>, zuletzt geprüft am 30.04.2023.
- Scheiblhofer, J.; Schranz, W. (2022): Vielfältige Natur in Laab im Walde. Hg. v. Biosphärenpark Wienerwald Management GmbH. Tullnerbach. Online verfügbar unter https://www.bpww.at/sites/default/files/download_files/DW-430714-20220523-Gemeindebericht-Laab-im-Walde.pdf, zuletzt geprüft am 09.11.2022.
- Schläpfer, A. (1988): Populationsökologie der Feldlerche *Alauda arvensis* in der intensiv genutzten Agrarlandschaft. In: *Der Ornithologische Beobachter* 85 (4), S. 309–371.
- Schumm, Y.; Eichler, L.; Quillfeldt, P. (2022): Artenhilfskonzept für die Europäische Turteltaube (*Streptopelia turtur*) in Hessen. Hg. v. Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (Staatliche Vogelschutzwarte Hesse). Online verfügbar unter <https://www.hlnug.de/fileadmin/dokumente/naturschutz/artenschutz/steckbriefe/Voegel/Ar>

tenhilfskonzepte/Artenhilfskonzept_2022_Turteltaube_Streptopelia_turtur.pdf, zuletzt geprüft am 31.05.2024.

Semrad, J. (2003): Besiedlung agrarökologisch bedeutsamer Landschaftselemente durch Goldammer (*Emberiza citrinella*) und Neuntöter (*Lanius collurio*) in Münichsthal (Niederösterreich). In: *Egretta* 45, S. 59–90, zuletzt geprüft am 07.04.2024.

Staudinger, M.; Wrabka, E. (2015): Naturschätze der Gemeinde Wienerwald. Ergebnisse der Biotopkartierung Offenland des Biosphärenparks Wienerwald. Hg. v. Biosphärenpark Wienerwald Management GmbH. Wien. Online verfügbar unter https://www.bpww.at/sites/default/files/download_files/Gemeindebericht_Gemeinde_Wienerwald.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2023.

Südbeck, P. (Hg.) (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Unter Mitarbeit von Friedhelm Weick. Radolfzell: Mugler.

Swedish Environmental Protection Agency (2018): Green Infrastructure. Hg. v. Naturvårdsverket. Online verfügbar unter https://www.youtube.com/watch?v=_fwa5mWotLA&t=16s.

Sybertz, J.; Matthies, S.; Schaarschmidt, F.; Reich, M.; Haaren, C. von (2020): Biodiversity modelling in practice - predicting bird and woody plant species richness on farmlands. In: *Ecosystems and People* 16 (1), S. 19–34. DOI: 10.1080/26395916.2019.1697900.

Umweltbundesamt (2005): Die Landschaften Österreichs und ihre Bedeutung für die biologische Vielfalt. Unter Mitarbeit von Thomas Wrabka, Karl Reiter, Monika Paar, Erich Szerencsits, Andrea Stocker-Kiss und Klaus Fussenegger. Wien. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/m173.pdf>, zuletzt geprüft am 08.03.2024.

Umweltbundesamt (2024): Gefährdung der Biodiversität. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/themen/landwirtschaft/umweltbelastungen-der-landwirtschaft/gefaehrung-der-biodiversitaet>, zuletzt aktualisiert am 09.03.2024, zuletzt geprüft am 09.03.2024.

Walker, M. P.; Dover, J. W.; Hinsley, S. A.; Sparks, T. H. (2005): Birds and green lanes: Breeding season bird abundance, territories and species richness. In: *Biological Conservation* 126 (4), S. 540–547. DOI: 10.1016/j.biocon.2005.07.005.

- Walz, U. (1999): Erfassung und Bewertung der Landschaftsstruktur für Umweltmonitoring und Raumplanung. Institut für ökologische Raumentwicklung e.V. (IÖR). Dresden.
- Walz, U.; Lutze, G.; Schultz, A.; Syrbe, R.-U. (2004): Landschaftsstrukturmaße – Indizes, Begriffe und Methoden. Hg. v. Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung Dresden (IÖR) (43).
- Walz, U.; Syrbe, R.-U.; Donner, R.; Lausch, A. (2001): Erfassung und ökologische Bedeutung der Landschaftsstruktur. In: *Naturschutz und Landschaftsplanung* 33 (2), S. 101–105.
- Wrbka, T. (2015): Kulturlandschaft: wo sich Naturschutz und Landwirtschaft begegnen. In: *Naturschutz - Nachrichten d. Niederösterreich. Naturschutzbundes* (3), S. 3–4. Online verfügbar unter https://www.zobodat.at/pdf/Naturschutz-Bunt_2015_3_0003-0004.pdf, zuletzt geprüft am 03.03.2024.
- Zahn, A.; Englmaier, I.; Drobny, M.; Steidl, I. (2006): Wie beeinflusst die Grünlandbewirtschaftung das Nahrungsangebot von Insektenfressern? Abundanz und Biomasse von Arthropoden auf unterschiedlich intensiv genutzten Grünlandflächen. Hg. v. Bund Naturschutz in Bayern e.V. Mühldorf a. Inn. Online verfügbar unter <https://freising.bund-naturschutz.de/fileadmin/kreisgruppen/freising/downloads/Insekten-Gruenland-Forschung.pdf>, zuletzt geprüft am 31.05.2024.

7 Anhang

7.1 Tabellen

Tabelle 6: Übersicht der vorkommenden Biotoptypen und deren Kategorisierung

Biotoptyp-Code	Biotoptyp	GI	Siedlung	Wald
1	Bauland		x	
2	Wald			x
8	Begradigter, regulierter Bach			
12	Meso- bis eutropher Weiher und meso- bis eutropher naturnaher Teich tieferer Lagen	x		
13	Poly- bis hypertropher Teich und Weiher			
15	Naturferner Teich und Tümpel			
23	Degradierter (Klein-)Sumpf / degradierte Naßgalle	x		
29	Schilfröhricht an Gewässern	x		
30	Ruderales Schilfröhricht an anthropogen bedingten Standorten	x		
34	Mädesüßflur	x		
37	Pfeifengras-Streuwiese	x		
39	Gehölzreiche Brachfläche des nährstoffarmen Feucht- und Nassgrünlandes	x		
41	gedüngte feuchte Fettwiesen (Kohl- und Bachkratzdistelwiesen)	x		
42	ungedüngte feuchte Fettwiesen/Sumpfwiesen (Cirisum palustre-Scirpus sylvaticus-Caltha palustris-Wiese)	x		
43	Feuchte bis nasse Fettweide			
45	Gehölzfreie bis gehölzarme Feuchtbrachen mit dominierendem Mädesüß	x		
47	Gehölzfreies bis gehölzarmes Schilfröhricht und verschilfte Brachen von Feuchtstandorten	x		
48	Gehölzfreie bis gehölzarme Brachfläche des nährstoffreichen Feucht- und Nassgrünlandes	x		
50	Brennnesselflur	x		
52	sonstige Neophytenflur			
54	Trockene Glatthaferwiesen (Ranunculo bulbosi-Arrhenatheretum)	x		
55	Wechselfeuchte Glatthaferwiese (Filipendulo vulgaris-Arrhenatheretum)	x		
56	Glatthafer-Fettwiese (Pastinaco-Arrhenatheretum)			
57	Fuchsschwanz-Frischwiese (Ranunculo repentis-Alopecuretum)			
58	Gehölzfreie bis gehölzarme Grünlandbrache des frischen Wirtschaftsgrünlandes	x		
59	Gehölzreiche Grünlandbrache des frischen Wirtschaftsgrünlandes	x		
60	Intensivwiese			
61	Acker/ Weingartenbrache mit halbruderalem Wiesencharakter			
63	Feldfutter / Einsaatwiesen / junge Ackerbrachen/ Wildäcker			
66	Basenreiche Magerweide (Festuco-Cynosuretum)	x		
67	Intensivweide (Lolio-Cynosuretum)			
75	Wechsellrockene Trespenwiesen (Filipendulo vulgaris-Brometum)	x		
76	beweidete Halbtrockenrasen	x		
77	Gehölzfreie bis gehölzarme Brachfläche des Halbtrocken- und Trockengrünlandes	x		
78	Gehölzreiche Brachfläche des Halbtrocken- und Trockengrünlandes	x		
82	Böschungen und Raine mit buntem Wiesencharakter	x		

Biotoptyp-Code	Biotoptyp	GI	Siedlung	Wald
84	Böschungen und Raine mit Ruderal- oder Fettwiesencharakter	x		
85	Strauch- und Gestrüppreiche Böschungen	x		
86	Spontanvegetation ruderaler Offenflächen		x	
87	Acker			
90	artenarme, nitrophile Gebüsch und Hecken	x		
91	artenreiche Gebüsch und Hecken	x		
92	Feuchtgebüsch	x		
93	Neophyten-Gehölz			
94	Robinien-Gehölz			
95	Baumhecken	x		
96	Naturferne Baumhecken und Windschutzstreifen			
97	Baumreihen und Alleen	x		
98	Weichholzdominierter Ufergehölzstreifen	x		
99	Edellaubbaumdominierter Ufergehölzstreifen	x		
100	Naturferne Ufergehölzstreifen			
101	landschaftsprägende Baumgruppen und Einzelbäume	x		
102	Laubbaumfeldgehölz aus standortstypischen Laubbaumarten	x		
103	Feldgehölz aus standortsfremden Baumarten			
104	Streuobstbestand	x		
105	Intensiv-Obstbaumbestand und Fruchtstrauchkulturen			
106	Christbaumkulturen und Baumschulen			
108	Sukzessionsgehölze	x		
109	Grabenwald	x		
117	Stillgelegter Steinbruch	x		
119	Freizeit- und Sportanlage		x	
120	Gehölz- und strukturreicher Garten, Park	x	x	
121	Gehölz- und strukturarmer Garten, Park		x	
122	Freie Begrünungen und Anpflanzungen		x	
123	Scher- und Trittrasen		x	
124	Friedhof		x	
125	Unbefestigte Freifläche		x	
126	Befestigte Freifläche		x	
127	Bauernhof, Einzelhaus, Kleingebäude, Scheunen, Speichergebäude		x	
128	Einzel- und Reihenhausbauung, geschlossene Siedlung, Gewerbe- und Industriegebäude		x	
129	Deponien und Kompostieranlage, Kläranlagen		x	
130	Straßen und Bahnstrecken		x	
131	unbefestigte Wege und Straßen		x	
140	Verbrachte Streuobstbestände	x		
143	Fettweide (beweidetes Pastinaco-Arrhenatheretum)			
199	Nadelholzbestand			x
205	Lärchweiden	x		

7.2 Abbildungen

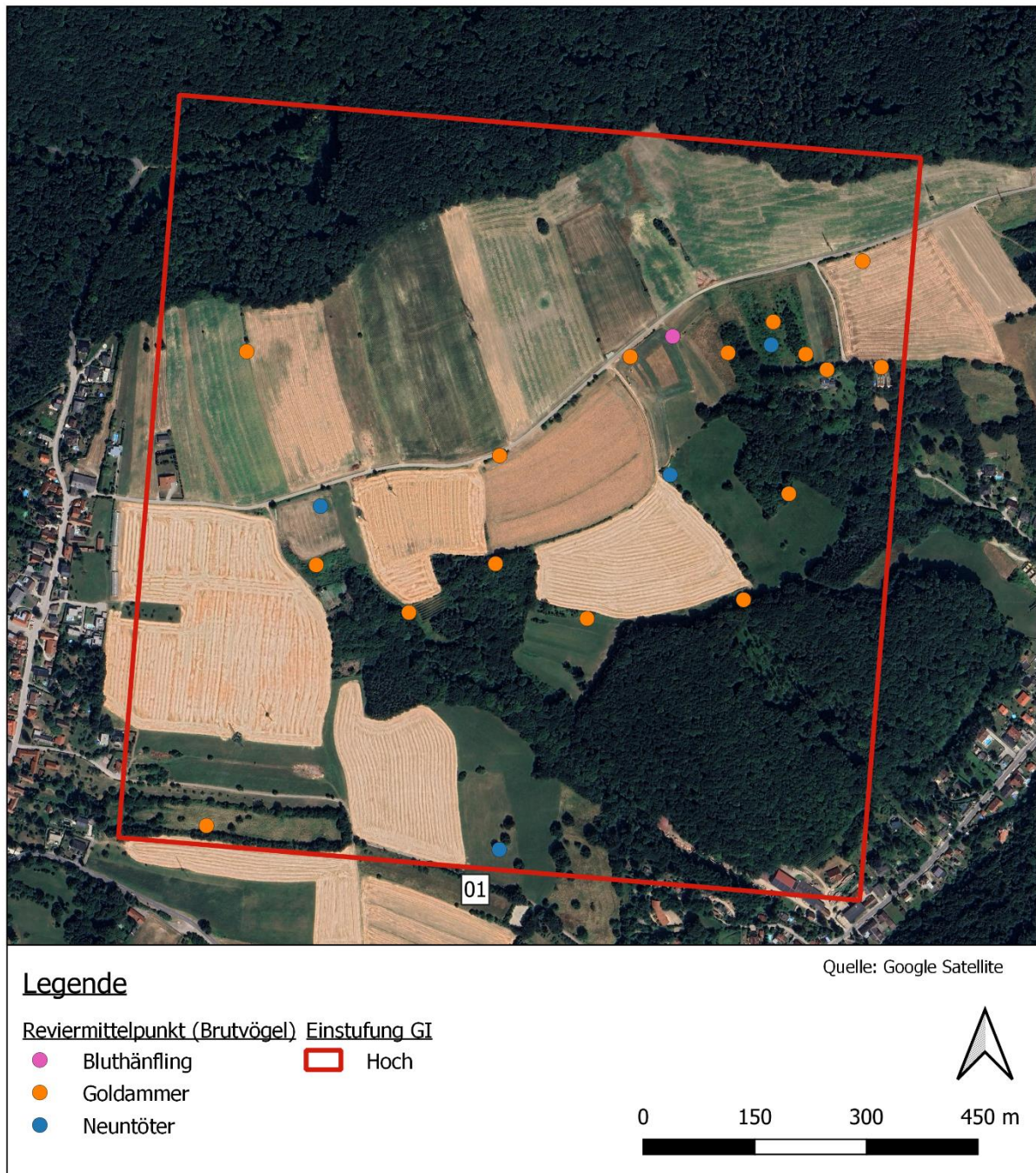


Abbildung 23: Untersuchungsfläche 01, Überblick Reviermittelpunkte



Abbildung 24: Untersuchungsfläche 02, Überblick Reviermittelpunkte



Abbildung 25: Untersuchungsfläche 03, Überblick Reviermittelpunkte

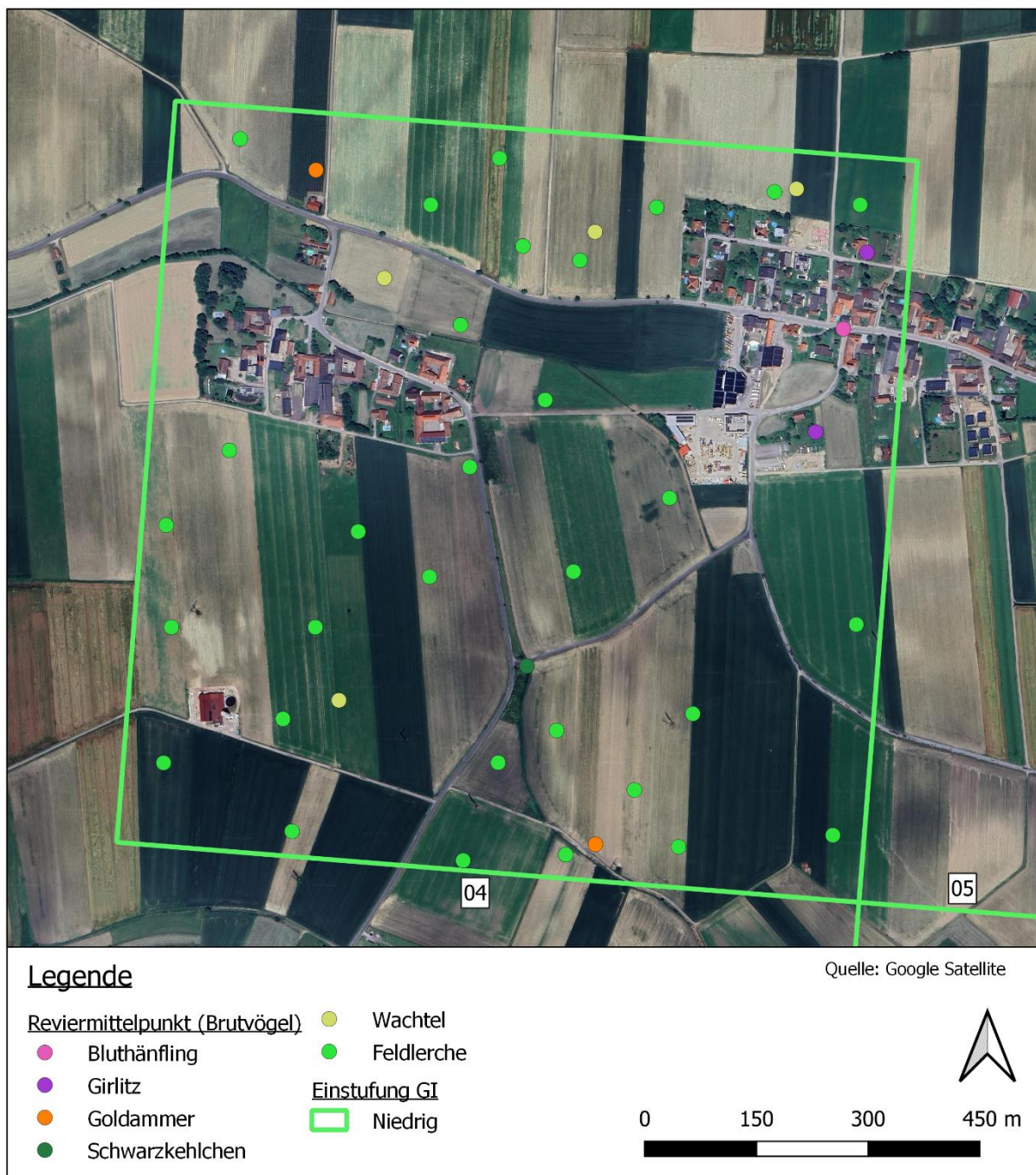


Abbildung 26: Untersuchungsfläche 04, Überblick Reviermittelpunkte



Abbildung 27: Untersuchungsfläche 05, Überblick Reviermittelpunkte



Abbildung 28: Untersuchungsfläche 06, Überblick Reviermittelpunkte

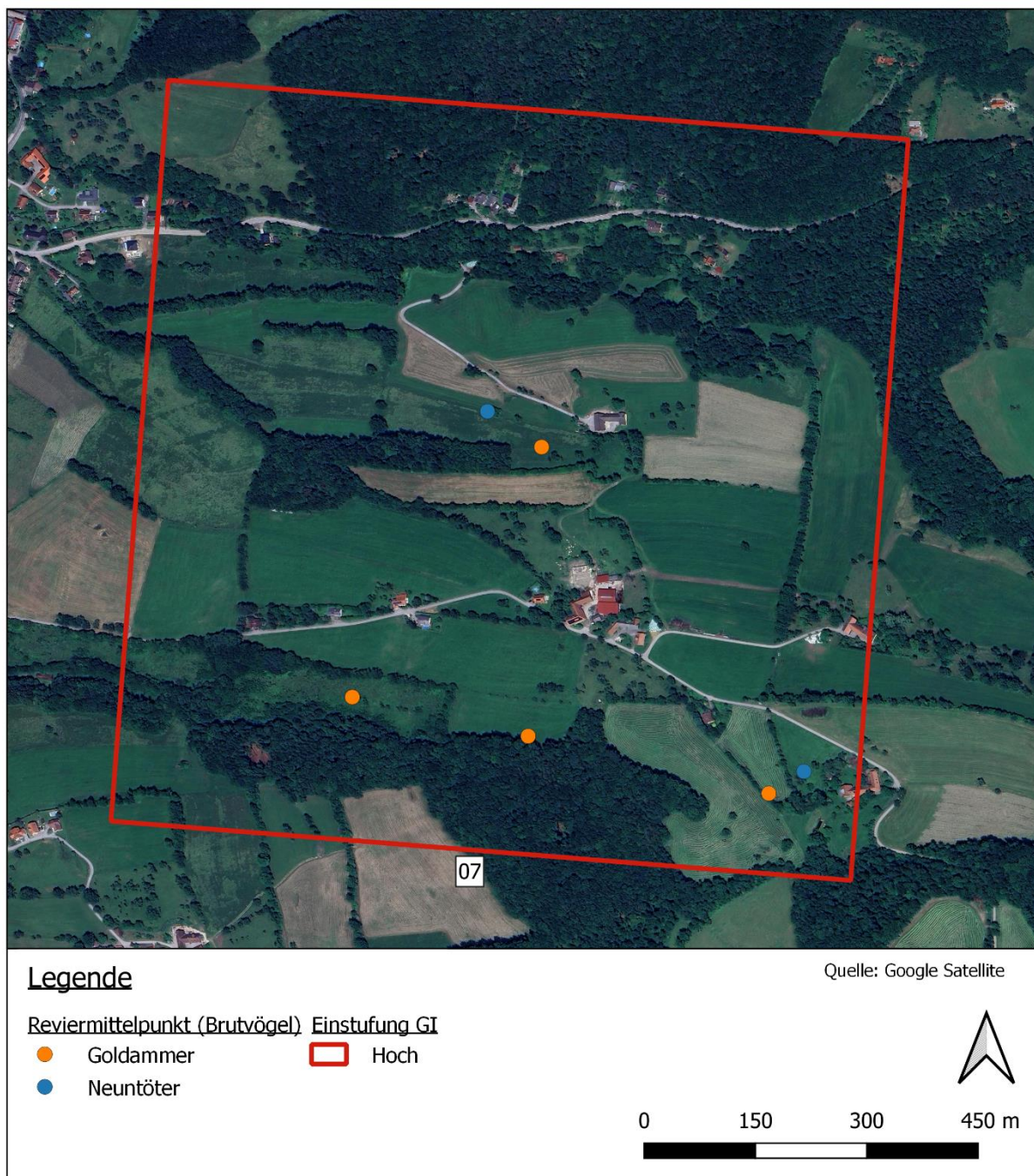


Abbildung 29: Untersuchungsfläche 07, Überblick Reviermittelpunkte

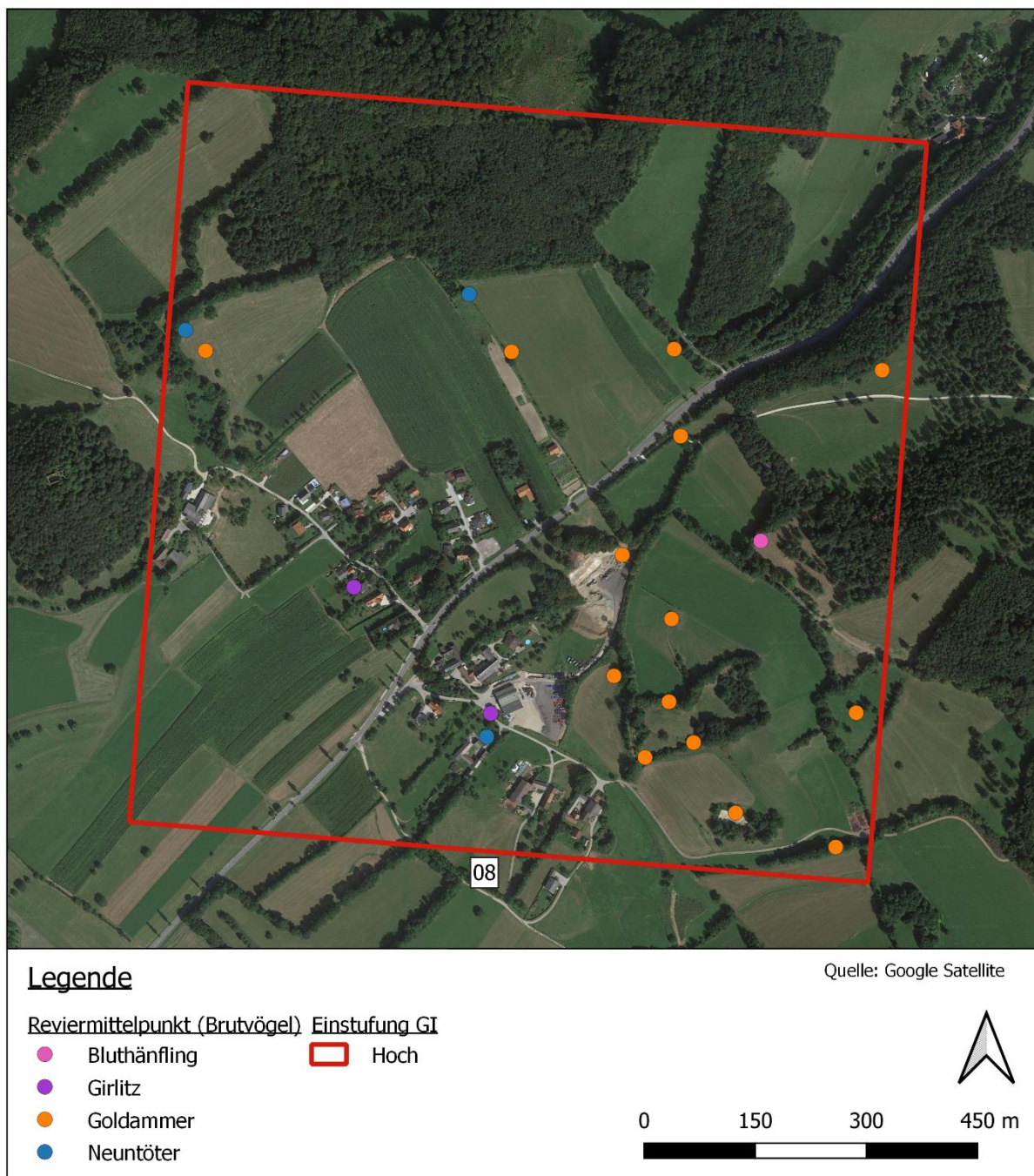


Abbildung 30: Untersuchungsfläche 08, Überblick Reviermittelpunkte

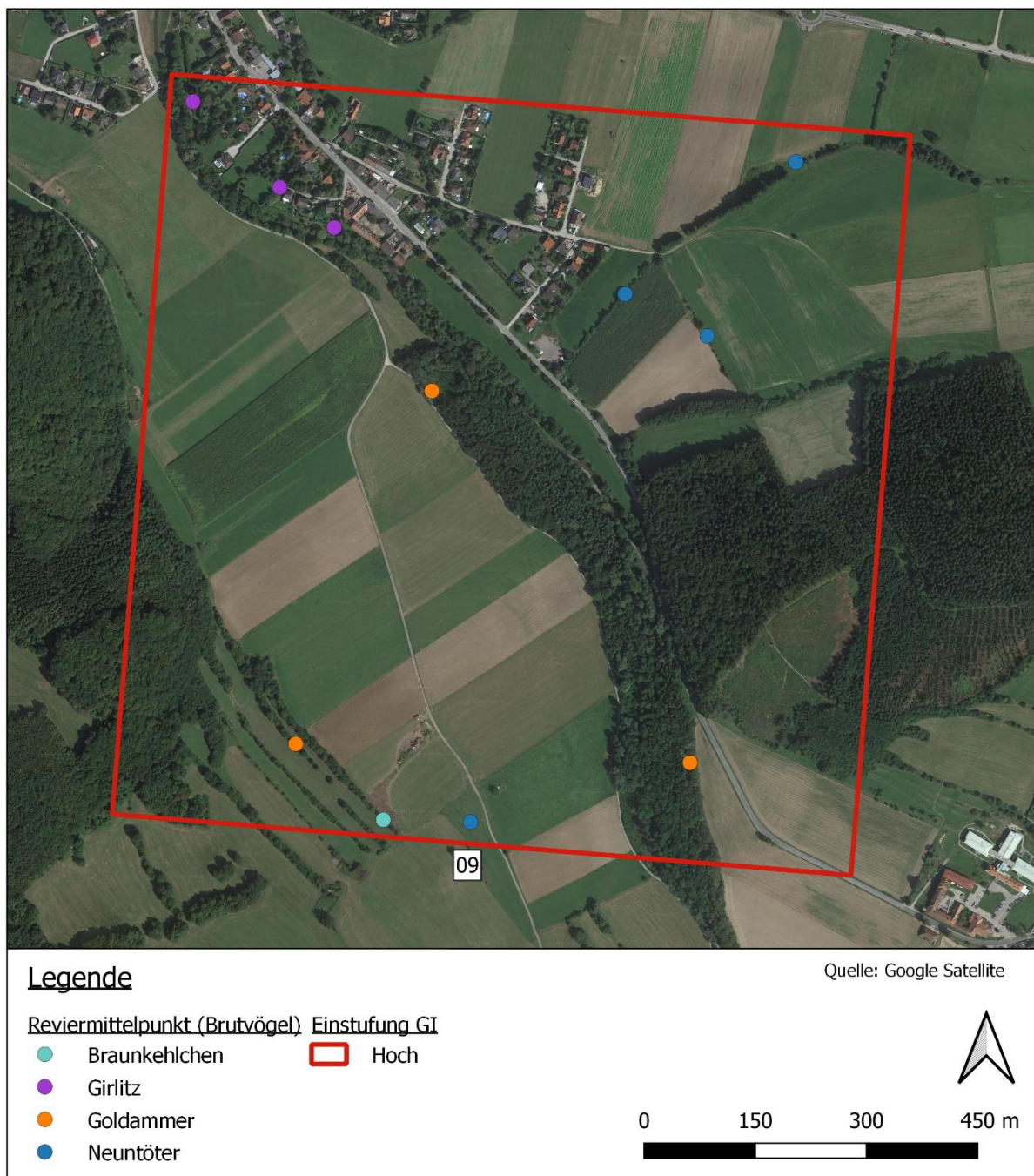


Abbildung 31: Untersuchungsfläche 09, Überblick Reviermittelpunkte

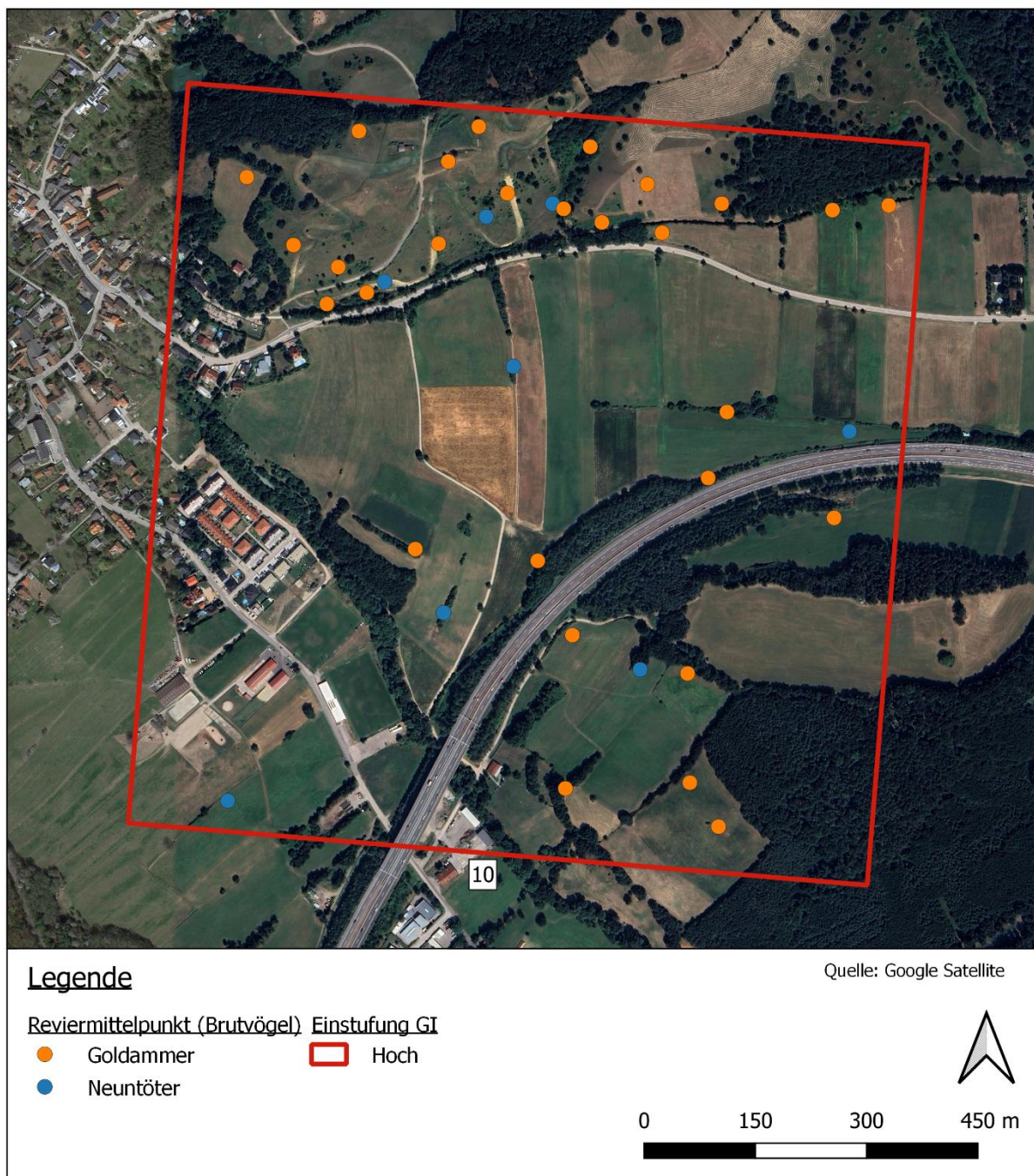


Abbildung 32: Untersuchungsfläche 10, Überblick Reviermittelpunkte

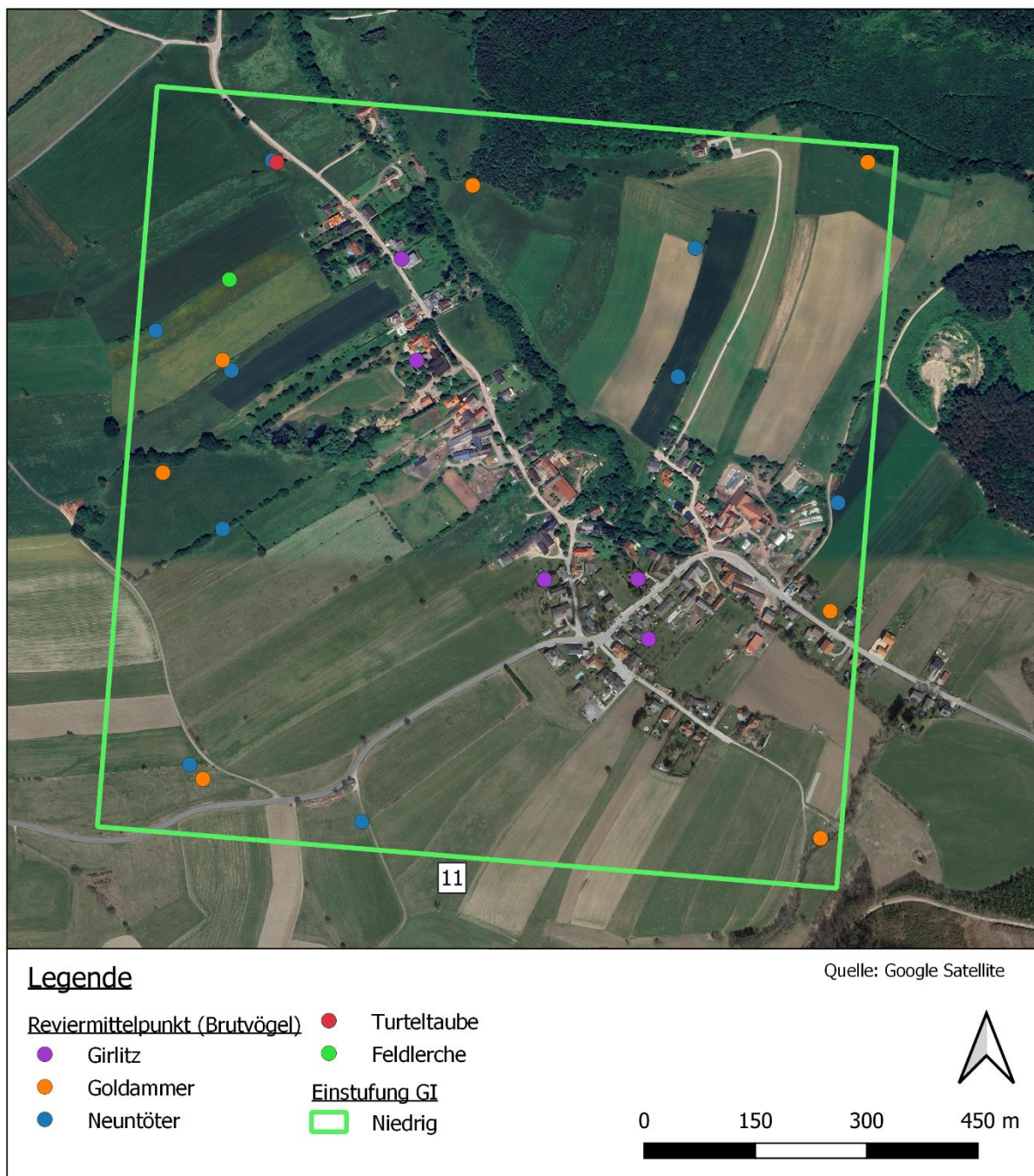


Abbildung 33: Untersuchungsfläche 11, Überblick Reviermittelpunkte

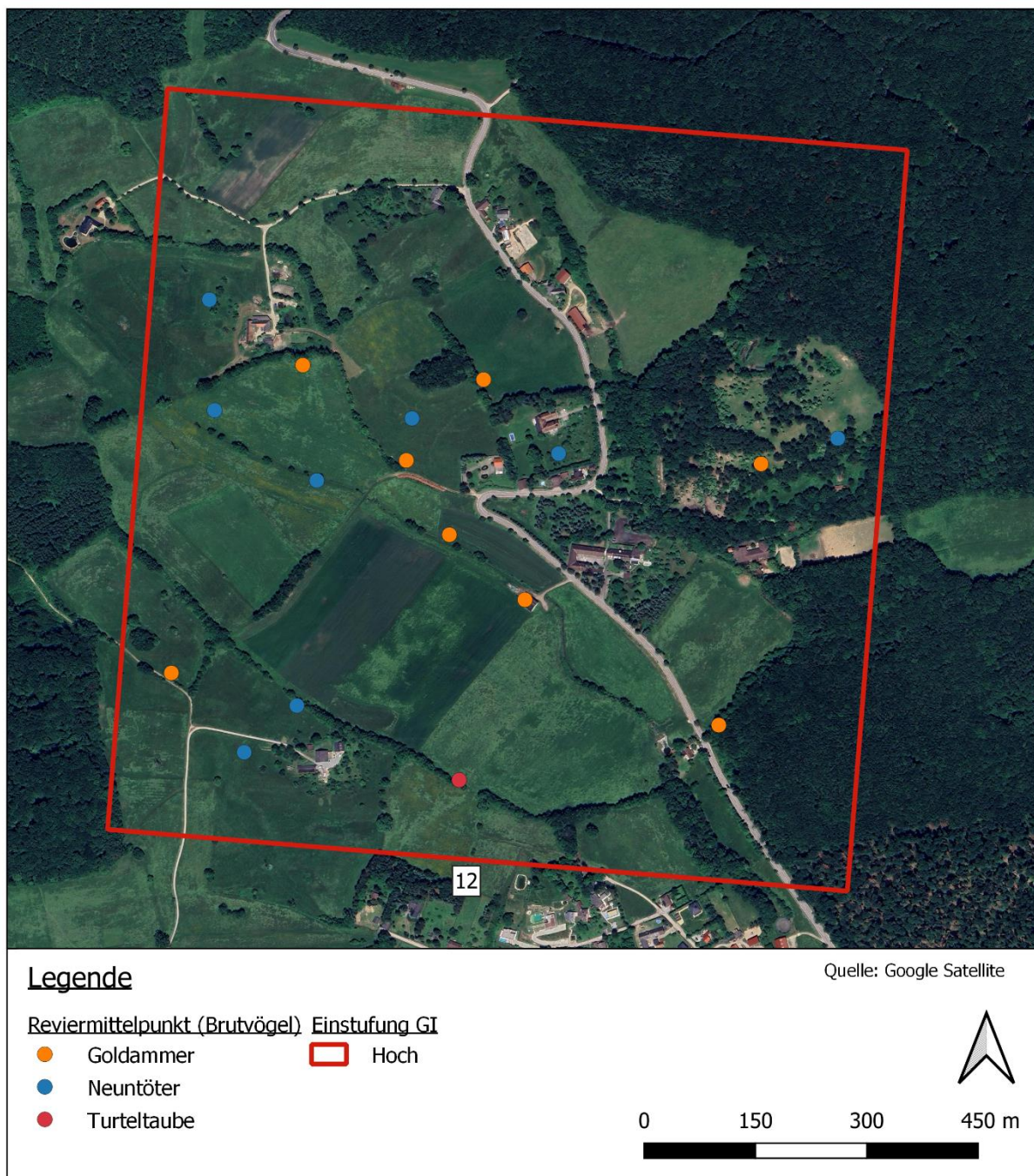


Abbildung 34: Untersuchungsfläche 12, Überblick Reviermittelpunkte