

Masterarbeit

Erfassung und Analyse der Artendiversität und Abundanz von
bodennahen Insekten und Vögeln in Streuobstwiesen im Naturpark
Steirische Eisenwurzten.

-

Studiengang Naturschutz und Landschaftsplanung

Eingereicht von: Kathrin Endruteit
Matrikelnummer: 03755948
Datum der Abgabe: 30.09.2024
Erstgutachter: Prof. Dr. Ralph Kühn

1 Inhalt

2	Einleitung	4
3	Stand der Forschung	6
3.1	Streuobstwiese	6
3.1.1	Definition	6
3.1.2	Historische Entwicklung und aktuelle Situation von Streuobstwiesen in Österreich	7
3.1.3	Bedeutung von Streuobstwiesen für die Biodiversität	9
3.2	Biotopverbund	10
3.2.1	Aufbau und Stärkung von Biotopverbunden	11
3.2.2	Veränderung der Landschaft von Eiszeit bis Gegenwart	12
3.2.3	Große oder Kleine Flächen?	13
3.3	Naturparke Österreich und Steiermark	14
3.3.1	Naturparke Österreich	14
3.3.2	Steirische Naturparke	15
3.4	Insekten und Vögel in Streuobstwiesen	16
3.4.1	Insekten	16
3.4.2	Vögel	19
4	Methoden und Material	22
4.1	Untersuchungsstandorte	22
4.2	Versuchsdesigns und Datenerhebungsmethoden	22
4.2.1	Insekten	22
4.2.2	Vögel	23
4.2.3	Standortfaktoren der Streuobstwiesen	25
5	Ergebnisse	26
5.1.1	Aufbereitung der GIS-Daten	26
5.1.2	Weiterverarbeitung mit RStudio	28
5.1.2.1	Größenverteilung der Streuobstflächen	28
5.1.2.2	Analyse der vorkommenden Landnutzungstypen im Pufferbereich	28
5.1.2.3	CA und DCA zur Analyse der Ähnlichkeiten und Unterschiede in den Landnutzungstypen im Pufferbereich um die Streuobstwiesen	30
5.2	Ergebnisse Insekten	35
5.3	Ergebnisse Vögel	44
6	Diskussion	58
6.1	Insekten auf Streuobstwiesen	58

6.1.1	Variabilität der Insektenabundanz	58
6.1.2	Zusammenhang zwischen Landnutzungstypen und Insektenabundanz	58
6.1.3	Zusammenhang zwischen Streuobstwiesen in den Pufferbereichen und der Insektenabundanz	59
6.1.4	Unternutzungsformen und ihr Einfluss auf die Insektenabundanz	59
6.2	Vögel auf Streuobstwiesen	60
6.3	Konsequenz für die Frage "Several Small or Single Large?"	63
7	Zusammenfassung.....	66
8	Abbildungsverzeichnis	69
9	Tabellenverzeichnis.....	73
10	Anhang	75
11	Eidesstattliche Erklärung	112

2 Einleitung

Streuobstwiesen sind eine traditionelle Form des Obstanbaus und beherbergen eine Vielzahl an Pflanzen- und Tierarten. Seit einiger Zeit ist ein Rückgang der biologischen Vielfalt zu beobachten, der sich hauptsächlich auf den Verlust und die Fragmentierung von Lebensräumen zurückführen lässt (Tietze et al. 1996; Stuart et al. 2004; Fletcher et al. 2018; Haddad et al. 2015). Die Entwicklung der Landwirtschaft in den letzten Jahrzehnten wird häufig als Verursacher ausgemacht, aber auch die Versiegelung trägt zur Zerstörung von Lebensräumen bei. Zur Steigerung der Erträge wird Agrarwirtschaft zunehmend intensiviert, was eine verstärkte Anwendung von Pestiziden und Düngern nach sich zieht (Henle et al. 2008; Lécuyer et al. 2021). Somit steht eine intensive Landwirtschaft mit hohen Erträgen nach aktuellem Stand im Widerspruch zu Biodiversitätsschutz und stellt nicht nur in Österreich, sondern global eine der größten Herausforderungen der Gegenwart dar (Henle et al. 2008; Egli et al. 2018; Lécuyer et al. 2021). Aus Sicht des Biodiversitätsschutzes ist es unerlässlich, naturnahe und vielfältige Lebensräume zu erhalten (Kleijn et al. 2011; Tschamntke et al. 2012; Pe'er et al. 2014). Hierbei sind auch traditionell extensiv genutzte Flächen von besonderer Bedeutung, welche als Rückzugsort, Nahrungsplatz oder Lebensraum für viele Arten von Bedeutung sind (Eeraerts et al. 2019; Lichtenberg et al. 2017). Ein derartiger Flächentyp ist beispielsweise die sogenannte Streuobstwiese (Kajtoch 2017; Schuboth und Krummhaar 2019; Henle et al. 2024).

In den letzten Jahrzehnten sind diese wertvollen Lebensräume immer weiter verdrängt worden (Bader, R., Holler, C. 2013). Gleichzeitig rückt seit einigen Jahren das Thema Biodiversität verstärkt in den Fokus und soll durch beispielsweise aktive Förderungen unterstützt werden (StMELF 2024; WIESENINITIATIVE 2024). Es liegen bereits einige Studien vor, welche sich mit der tatsächlichen Biodiversität der Streuobstwiesen beschäftigen jedoch besteht hier noch einiges an Forschungsbedarf (Kajtoch 2017). Insbesondere wenn man verstehen möchte, wie Streuobstwiesen den bestmöglichen Nutzen für den Erhalt der Biodiversität bereitstellen können. Auf Grund der Relevanz von Streuobstwiesen für eine Vielzahl an Arten und der aktuell vermehrten Neupflanzungen, widmet sich die vorliegende Masterarbeit dem Lebensraum Streuobstwiese.

Diese Abschlussarbeit soll als wissenschaftliche Basis für Biodiversität in Streuobstwiesen und als Grundlage für weitere Planungen dienen. Hierzu werden bodennahe Insekten und Vögel erfasst, um ein Maß für die aktuell vorherrschende Biodiversität zu erhalten. Diese Daten sollen im Weiteren mit verschiedenen Parametern wie beispielsweise Größe der Streuobstfläche, Anzahl der Bäume und der nahen umgebenden Landschaft in Verbindung gesetzt werden.

Konkret steht im Fokus der Arbeit, inwiefern die Größe der Streuobstwiese einen Einfluss auf die untersuchten Artengruppen der Insekten und Vögel hat. Damit trägt diese Arbeit Erkenntnisse zur sogenannten SSOSL-Diskussion bei. Hierbei geht es um die Frage, ob viele kleine Flächen (several small; SS) oder (or; O) wenige große Flächen (single Large; SL) einen größeren Nutzen für die Biodiversität haben. Ziel der entsprechenden Forschung ist es, herauszufinden ob größere oder kleinere Streuobstwiesen mehr Biodiversität aufweisen und was die Ergebnisse für die Planung eines Biotopverbundes auf Grundlage von Streuobstwiesen bedeuten. Die Anzahl der Streuobstbäume hat in den letzten Jahrzehnten stark abgenommen, aber die Restbestände sowie das neu wachsende Interesse an dieser alten Kulturlandschaft scheint Streuobstwiesen zu einem sinnvollen Flächentyp für einen Biotopverbund zu machen. Schmitzberger und Wrbka (2007) sind der Meinung, dass Streuobstwiesen auch klein und isoliert eine wichtige Rolle zukommt. Streuobstwiesen können in ausgeräumten und monotonen Landschaften als Trittsteine von unterschiedlichen Arten genutzt werden. Daher wird in dieser Arbeit auch berücksichtigt, ob in einem 200 m oder 500 m Umkreis um

die untersuchten Streuobstwiesen weitere Streuobstwiesen liegen. Die Flächengröße scheint im Gegensatz zu dem Strukturreichtum keinen großen Einfluss auf die Biodiversität zu haben. Ideal wäre nach Ansicht von (Schmitzberger und Wrbka 2007), wenn Raine und Hecken die Streuobstwiesen ergänzen z.B. als Korridor. Dies deckt sich mit (Erlach 1994), welcher der Strukturvielfalt in der Umgebung eine wichtige Rolle zukommen lässt.

Nach (Sattler et al. 2024) wird die Biodiversität auf Streuobstflächen maßgeblich durch deren Größe und die Anbindung an benachbarte Streuobstwiesen beeinflusst. Denn diese beeinflusst die Artenwanderung und den Wiederbesiedlungserfolg. Zudem zeigten sie, dass eine mittlere Bewirtschaftungsintensität den Erhaltungswert in Bezug auf die Artenzusammensetzung bestimmt.

Basierend auf diesen Erkenntnissen soll in der vorliegenden Arbeit nicht nur der Zusammenhang zwischen Größe der Streuobstwiese und Artenreichtum berücksichtigt werden, sondern auch verschiedene Parameter auf Streuobst- und Landschaftsebene. Dieses Vorgehen soll eine möglichst umfassende Analyse ermöglichen, sowie eine potenzielle Ableitung der Ergebnisse hinsichtlich der wirksamsten Faktoren für die untersuchten Artengruppen in Streuobstwiesen.

Eine Erschwernis für die wissenschaftliche Arbeit ist der Mangel von aktuellen flächendeckenden Datensätze über die räumliche Verortung und das Ausmaß von Streuobstwiesen. Nur für einzelne Teilbereiche liegen von unterschiedlichen Akteuren genauere Erhebungen und Datensätze vor. GIS-Daten zu Streuobstwiesen wurden vom Naturpark Steirische Eisenwurz und Naturpark Pöllauer Tal bereitgestellt. Auf Grund des Unterschieds dieser Naturparke in beispielsweise räumlicher Lage und Topografie, wurden für diese Arbeit ausschließlich die Streuobstwiesen im Naturpark Steirische Eisenwurz betrachtet.

Die konkreten Forschungsfragen für die Arbeit lauten wie folgt,

1. Weisen größere Streuobstwiesen eine höhere Abundanz und Diversität von Insekten und Vögeln im Vergleich zu kleineren Streuobstwiesen auf?
2. Wie beeinflussen die sieben Merkmale von Streuobstwiesen (Stammform, Bestandsdichte, Flächengröße, Anzahl der Obstarten, Baumalter, Form der Unternutzung, Vorhandensein von Totholz) die Abundanz und Diversität von Insekten und Vögeln?
3. Haben die umliegenden Landschaftsnutzungstypen (im 200 m und 500 m Puffer) einen Einfluss auf die Abundanz und Diversität von Insekten und Vögeln?
4. Beeinflusst die Präsenz weiterer Streuobstwiesen im 200 m oder 500 m Puffer die Abundanz und Diversität von Insekten und Vögeln?
5. Welche Empfehlungen lassen sich aus den Ergebnissen für die Entwicklung eines Biotopverbunds von Streuobstwiesen in steirischen Naturparks ableiten?

Die Hypothesen der Arbeit sind,

1. Größere Streuobstwiesen weisen eine höhere Abundanz und Diversität von Insekten und Vögeln auf als kleinere Streuobstwiesen.
2. Die umliegenden Landschaftsnutzungstypen sowie die Präsenz weiterer Streuobstwiesen im 200 m und 500 m Puffer beeinflussen die Abundanz und Diversität von Insekten und Vögeln in den Streuobstwiesen.
3. Die sieben Merkmale der Streuobstwiesen (Stammform, Bestandsdichte, Flächengröße, Anzahl der Obstarten, Baumalter, Form der Unternutzung, Vorhandensein von Totholz) haben einen signifikanten Einfluss auf die Abundanz und Diversität von Insekten und Vögeln.

3 Stand der Forschung

3.1 Streuobstwiese

3.1.1 Definition

Streuobstwiesen werden in Abhängigkeit der Region unterschiedlich definiert. Gemein haben die Definitionen, dass es sich um extensiv bewirtschaftete Obstbaumflächen handelt, welche sich auf Grünland, in Gärten, auf Ackerflächen oder anderen Landschaftstypen befinden (ARGE Streuobst 2017). Die daraus entstehenden, halboffenen Lebensräume sind von großer Bedeutung für viele Tier- und Pflanzenarten, die in der oft ausgeräumten Agrarlandschaft auf die vielfältigen Strukturen einer Streuobstwiese angewiesen sind (Firbank et al. 2008; Jagel, A., Buch, C., Schmidt, C. 2020; Kajtoch 2017).

Da sich diese Arbeit mit steirischen Streuobstwiesen auseinandersetzt, wird folgende Definition aus dem Biotoptypenkatalog der Steiermark (2008) herangezogen. Dort sind Streuobstbestände unter BT 8.10.1 Streuobstbestand aufgelistet.

„Als Streuobstbestände werden extensiv bewirtschaftete Mittel- und Hochstamm Obstkulturen bezeichnet, die von der kollinen bis zur montanen Höhenstufe verbreitet sind [...] Die Stammanzahl ist im Vergleich zu modernen Obstkulturen gering (oft 100-200/ha), der Altersaufbau durch die unterschiedliche Lebensdauer der Obstarten und -sorten und das hohe Bestandsalter meist inhomogen“. „Die Flächen werden traditionell zwei- bis dreimal im Jahr gemäht, seltener beweidet“. „Eine Streuobstwiese sollte mindestens 30 Bäume/ha [...] mit kleinwüchsigen Bäumen bei geringem Pflanzabstand“ aufweisen. „Dem Unterwuchs der Bestände sind meist Pflanzengesellschaften des Verbandes Arrhenatherion zuzuordnen (v.a. Pastinaco-Arrhenatheretum), selten solchen des Bromion erecti (z.B. Hypochaerido-Festucetum rupicolae)“ (Das Land Steiermark 2008).

Streuobstwiesen gelten als in der Bewirtschaftung aufwendiger und sind im Vergleich zu anderen intensiven Bewirtschaftungsformen im Obstbau wie beispielsweise zum Plantagenobstbau deutlich unwirtschaftlicher, was dazu führt, dass deren Anzahl in den letzten Jahrzehnten stark rückläufig war (Bader, R., Holler, C. 2013; Breinesberger, J., Holler, C. 2022). Aktuell ist es ein „Kompromiss zwischen wirtschaftlichem Ertrag und Naturschutz“, eine Streuobstwiese instand zu halten (Wegener 2020) S. 75).

Aus naturschutzfachlicher Sicht gilt Erhalt und Pflege, und damit die Bewirtschaftung von Streuobstwiesen als unverzichtbar, da sie als Bewahrer selten gewordener und alter Sorten gelten und durch ihren Strukturreichtum eine Vielzahl an Lebensräumen für unterschiedlichste Arten aufweisen. Der Verzicht auf Pestizide und Dünger sowie die extensive Bewirtschaftungsform sind für viele Tier- und Pflanzenarten in der heute oft stark verarmten Agrarlandschaft einzigartig. Die verstreute Lage der Obstbäume in der offenen Kulturlandschaft bietet eine wertvolle Mischung an Habitaten, Futterstellen und weitere lebensnotwendige Angebote. Weitere Effekte für die Umwelt liegen in der Verringerung der Windgeschwindigkeit in bodennahen Luftschichten und einer Reduzierung der Tag/Nacht-Temperaturamplitude um bis zu 2°C. Die Folge sind ein ausgeglicheneres Bestandsklima und eine günstige Wasserbilanz. Des Weiteren hat die extensive Bewirtschaftung einen positiven Einfluss auf das Grund- und Oberflächenwasser. Insbesondere an Standorten mit starken Neigungsverhältnissen des Oberbodens kann die permanente Gründedecke und das Wurzelwerk der Bäume Erosion vorbeugen (Weller 1986).

3.1.2 Historische Entwicklung und aktuelle Situation von Streuobstwiesen in Österreich

Die historisch am weitesten zurückliegenden Funde von Obstanbau sind aus neolithischen und bronzezeitlichen Pfahlsiedlungen (Werneck 1949). Seitdem hat der Obstbau eine lange Reise hinter sich und fand Mitte des 18. Jahrhunderts seinen Höhepunkt. Das Kartäuserkloster in Paris spielte eine zentrale Rolle, da deren Baumschule über tausend Sorten beheimatete, welche in ganz Europa verteilt wurden (Bernkopf 1994). In dieser Zeit waren insbesondere die Priester und Gelehrten wichtige Obstkultivierende und gaben ihr Wissen weiter. Bauern begannen Obstbäume zusätzlich zu ihren eigentlichen Anbau zu pflanzen, wodurch sie einen ökonomischen Vorteil erzielten (ZEHNDER, M., Weller, F. 2006). 1807 wurde die k.k. Österreichische Landwirtschaftsgesellschaft gegründet, welche den Obstbaum förderte. Seit 1870 wurden in professionellen Obstbaumschulen nicht nur die bis dahin vor allem verbreiten Mostobstbäume, sondern verstärkt auch Tafelobstbäume in den Streuobstwiesen gepflanzt und verbreitet (Bernkopf 1994).

Der zweite Weltkrieg hatte einen weiteren entscheidenden positiven Einfluss auf den Obstanbau. Die Baumzahlen stiegen rasant an, da sie für die Landbevölkerung eine zusätzliche Stütze in der Selbstversorgung mit Nahrungsmitteln war (ZEHNDER, M., Weller, F. 2006). Die Stadtbevölkerung wiederum versorgte sich in der Regel aus dem nahen Umfeld mit Obst. Als dann die Eisenbahn in den nächsten Jahren immer weiter ausgebaut wurde, war es auch möglich, frisches Obst aus weiter entfernten Regionen in die Städte zu liefern. Diese neue Möglichkeit führte dazu, dass in ländlichen Regionen Obstbau immer professioneller und wirtschaftlicher wurde und sich Regionen auf Baumarten spezialisierten. Die Steiermark fokussierte sich zum Beispiel insbesondere auf Äpfel und Birnen für den Wiener Markt.

Ein großer Umbruch, war der seit den 1950er Jahren stattfindende Strukturwandel der Landwirtschaft. Forst- und Landwirtschaftsbetriebe reduzierten sich innerhalb von 70 Jahren um bis zu 64% (Henn 2024). Dies hatte auch direkte Auswirkungen auf den Extensivobstbaumbestand. 1930 lag der Bestand von Streuobstbäumen bei rund 35 Mio. (Bader, R., Holler, C. 2013). Im Vergleich dazu gehen Schätzungen heute von nur mehr 4,2 Millionen Bäumen (2020) aus. Hierbei ist darauf hinzuweisen, dass es keine aktuelle, genaue Zählung von allen Streuobstbäumen in Österreich gibt und die Zahlen auf Schätzungen beruhen. Durch die Agrarstrukturerhebung 2020 konnte im landwirtschaftlichen Bereich vorhandenes Streuobst relativ gut erfasst werden und ergab ca. 2,3 Mio. Bäume. Da inzwischen aber auch ein großer Anteil in privater Hand liegt, bzw. gepflegt und erhalten wird, ist eine genaue Abschätzung aktuell nicht verfügbar (Bader, R., Holler, C. 2013; Breinesberger, J., Holler, C. 2022; Statistik Austria 2022). In Abbildung 1 ist der zeitliche Verlauf der Extensivobstbaumbestände in Österreich von 1930 bis 2020 dargestellt.

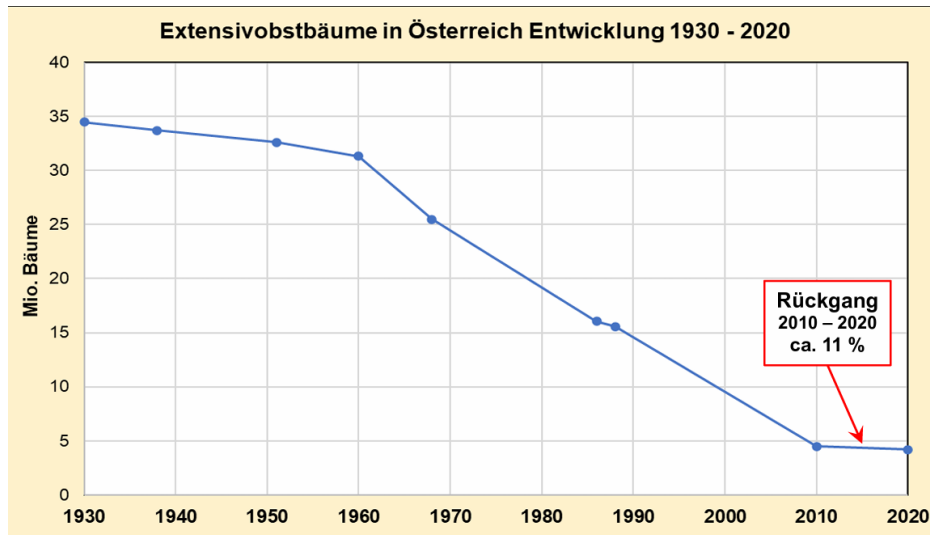


Abbildung 1: Überblick der Entwicklung der Extensivobstbaumbestände in Österreich von 1930 bis 2020.

Zwischen 1960 und 1968 kam hinzu, dass einige Landwirtschaftskammern Streuobst als Störfaktoren einer effizienten Landwirtschaft beseitigen wollten (Bernkopf 1994). Mit der Zeit, insbesondere seit den 1980er Jahren entwickelten sich Gegenströmungen. Es wurden Vereine wie „Arche Noah“ gegründet, die die verbliebenen Streuobstwiesen in ihren Fokus stellten.

Über staatliche Förderungen wie z.B. ÖPUL (Österreichisches Programm für eine umweltgerechte Landwirtschaft) wurde versucht, die Wirtschaftlichkeit und damit die Attraktivität von Streuobst zu verbessern. In Zuge der ÖPUL-Maßnahmen 2023 wurden im landwirtschaftlichen Bereich ca. 1,1 Mio. Streuobstbäume gemeldet (Mitteilung T. Neudorfer, BML). Etwa 45% der heutigen Streuobstwiesen in Österreich werden von Privatpersonen gepflegt und erhalten (Bader, R., Holler, C. 2013; Breinesberger, J., Holler, C. 2022; Statistik Austria 2022).

Einige Naturparke in der Steiermark sind seit einigen Jahren bemüht, Streuobstwiesen zu fördern und zu unterstützen. Folgende Projekte wurden vom Natur- und Geopark Steirische Eisenwurzen durchgeführt: 2016 fand das Projekt „Äpfel und Birnen; Gemeinsame Obsternte mit Asylwerbern und Einheimischen“ statt, welches zahlreich angenommen wurde. 2007 und 2008 wurden 4.800 Bäume in der Region kartiert und Sortenbestimmungen durchgeführt. Zwischen 2009 und 2012 gab es ein Streuobst-Förderprojekt mit lokalen Bauern sowie Grundbesitzern von Streuobstwiesen. Unter dem Motto „Naturpark goes enterprise“ plant der Natur- und Geopark Steirische Eisenwurzen, sich noch mehr für Streuobstwiesen einzusetzen, indem eine aktive Rolle in Bereichen wie Erneuerung, Verarbeitung, Kooperations- und Wertschöpfungsmöglichkeiten eingenommen wird. Das Projekt „Klimafitte Landschaftspflege“ (2021 bis 2022) beschäftigt sich mit Streuobstwiesen und Bürgerbeteiligungsprozessen und soll aufzeigen, wie klimafreundliche Landschaftspflege zum Kulturlandschaftserhalt in den Steirischen Eisenwurzen aussehen kann.

Der Naturpark Mürzer Oberland unterstützt die Kulturlandschaft der Streuobstwiesen, wie viele andere Naturparke in Österreich, durch die Marke „Österreichische Naturpark Spezialitäten“, wobei besondere kulinarische Produkte vermarktet werden, welche einen Beitrag zur nachhaltigen Bewirtschaftung und dem Erhalt von Kulturlandschaften beitragen.

Auch der Naturpark Pöllauer Tal weist eine Vielzahl an Streuobstwiesen auf welche durch den Naturpark mit Projekten zur Wissensvermittlung, zur kulinarischen Vermarktung und weiterem unterstützt werden. 2022 bis 2023 fand ein bewusstseinsbildendes Projekt mit dem Namen „Erhalt von

Streuobstwiesen“ im Pöllauer Tal statt, das unterschiedliche Akteure einband und sich mit der Zukunft und den Herausforderungen der Streuobstwiesen befasste.

Über die Naturparke hinaus finden eine Vielzahl an Projekten mit Bezug zu Streuobstwiesen statt.

Das Interreg Projekt BANAP (Balance for Nature und People) beschäftigte sich mit der Biodiversität in Österreich und Slowenien, wobei Streuobstwiesen eine relevante Rolle einnahmen. Es wurden verschiedene Aktionen durchgeführt wie die Einbindung der Informationen in die Naturkalender-Burgenland App oder die Beringung von Wiedehopf Individuen, welche in Streuobstwiesen zu finden waren. Indem daraus entstandenen Handbuch werden verschiedenen Faktoren der Biodiversität beleuchtet und BestPractice-Beispiele vorgestellt.

Aktuell ist ein Projekt im Rahmen des Biodiversitätsfonds in Vorbereitung. Das DivMoSt „BioDiversitätsMonitoring von Streuobstflächen: Methoden zur bundesweiten Verortung von Streuobstflächen und Erfassung der Biodiversität von Indikatororganismen zur Ergänzung etablierter Biodiversitätsmonitorings in Österreich.“ Dieses Projekt ist von drei unterschiedlichen Instituten der Universität für Bodenkultur in Wien eingereicht worden und wird in den nächsten Monaten durchgeführt.

3.1.3 Bedeutung von Streuobstwiesen für die Biodiversität

Streuobstwiesen haben durch ihre Vielfalt einen multifunktionellen Wert. (Foith 2011) listet ihn ihrer Dissertation wie folgt auf:

Obstbaulicher Wert: angepasste Sorten, Geschmacksvielfalt, Genreservoir, alte Sorten, Züchtungspartner, Resistenzen

Ökologischer Wert: Lebensraum für Flora und Fauna, Trittstein, Erosionsschutz, Biotop, Wasserschutz, Arten- und Sortenvielfalt, Bodenschutz

Ökonomischer Wert: Obstnutzung, Grünlandnutzung, Tourismus, Imkerei, Holznutzung, Arbeitsplätze, regionale Produkte

Landschaftskultureller Wert: Orts- und Landschaftsbild, Biodiversität, Sortenwissen, Tradition, Kulturlandschaftselement, historische Gebäude

Gesellschaftlicher Wert: Erholungsraum, Landschaftspflege, Sortenerhaltung, Lebensqualität, gesunde Produkte, geringer Ressourcenverbrauch, Nachhaltigkeit, Bildungsfunktion, Umweltbewusstsein

Eine herausragende Ökosystemleistung ist der Erhalt der Biodiversität, denn Streuobstwiesen gelten als besonders wertvoll für die Biodiversität und für den Naturschutz. Sie gelten als „Hot-Spot der Biodiversität in Mitteleuropa“ (Blab et al. 1999) und viele Naturschutzverbände schreiben von bis zu 5.000 Tier- und Pflanzenarten, welche auf Streuobstwiesen zu finden sind (z. B. NABU BFAStreuobst, BUND). Bei einer umfangreichen Untersuchung von Artengruppen der Streuobstwiesen in Sachsen-Anhalt (Deutschland) wurde eine Gesamtartenzahl von 3.627 Arten erfasst, wovon 363 Arten der Roten Liste Deutschland zuzuordnen sind (Schuboth und Krummhaar 2019).

Die Kombination aus Wiesen und locker stehenden Bäumen bildet unterschiedliche Mikrohabitate, Strukturen wie Höhlen in Altbäumen oder Totholz. Die unterschiedlichen Obstsorten sowie die vielfältigen Wiesenlandschaften unterhalb der Obstbäume sorgen für eine phänologisch zeitlich

versetzte Abfolge der Blüte, wodurch das Nahrungsangebot über einen langen Zeitraum für Insekten und andere Arten zur Verfügung steht. Somit findet eine große Anzahl an unterschiedlichen Artengruppen in Streuobstwiesen Habitat und Nahrungsangebot. Insbesondere Wildbestäuber, wie Wildbienen und Tagfalter profitieren vom langanhaltenden Blütenangebot in Streuobstflächen (Kevan 1999). In diesem Kontext ist die Empfehlung von Hofmann (2019) die Erhaltung der strukturreichen Streuobstwiesen, insbesondere durch „stehendem Tot- und Altholz, den rechtzeitigen Ersatz abgängiger Gehölze sowie eine regelmäßige Beweidung bzw. Mahd“ (Hofmann 2019). Die regelmäßige Mahd bzw. Beweidung stellte sich in Untersuchungen als besonders relevant heraus (Höhne und. M. Dietz 2012; Hofmann 2019). (Schäfer und Pschorn 2019) sehen als besonders relevante Parameter für Brutvögel in Streuobstwiesen „ältere, höhlenreiche Baumbestände im Kontext zu offenen, extensiv genutzten Landschaftsformen als auch eingestreuten oder randlichen Dorngebüsch“. Fledermäuse wiederum nutzen Streuobstwiesen sowohl zur Nahrungssuche (Braun, M. & U. Häussler 2003; Fiedler et al. 2004; Siemers, B. M., Kaipf, I. & H. U. Schnitzler 1999; Höhne 2012; Höhne und. M. Dietz 2012) als auch als Quartiergebiet (z. B. Bechsteinfledermaus, vgl. (Müller 2003). Dies sind nur einige Aspekte der Streuobstwiesen in Kontext der vielfältigen Biodiversität. In den Kapiteln von 3.4 wird auf die Bedeutung von Streuobstwiesen auf Insekten und Vögel spezifischer eingegangen.

3.2 Biotopverbund

Biodiversität ist nicht nur die Vielfalt der Arten, sondern auch die Vielfalt der Genressourcen und der Lebensräume. Der Biotopverbund gewährleistet, dass ein erfolgreicher Austausch der Arten zwischen ihren Lebensräumen stattfindet und sich Individuen unterschiedlicher Populationen miteinander fortpflanzen können“ (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2024). Das Konzept des Biotopverbundes ist ein Konzept, um alle drei Ebenen der Biodiversität zu berücksichtigen und zu verbessern.

Eine weitere Definition des Biotopverbunds ist wie folgt,

„Unter Biotopverbund soll die Bewahrung, Regeneration oder Wiederherstellung traditioneller und die Entwicklung neuer funktionsfähiger ökologischer Beziehungen in der Landschaft verstanden werden. Diese bestehen oder bestanden sowohl zwischen ganz unterschiedlichen Biotoptypen als auch zwischen Beständen des gleichen Lebensraumtyps. Dabei sind auch die Beziehungen zwischen naturnahen Bereichen und Kulturlächen / Wirtschaftsflächen ausdrücklich eingeschlossen (Riecken et al. 2014).“

Ein Biotopverbund weist in der Regel verschiedene Elemente auf. Allgemein bestehen diese Elemente aus den sogenannten Kerngebieten, Trittsteinbiotopen und Wanderkorridoren (vgl. Abbildung 2). Das Kerngebiet ist der eigentliche Lebensraum einer betrachteten Art, welche sich über Wanderkorridore ausbreiten kann oder Trittsteinbiotope als Zwischenstopp für ihre Wanderungen nutzen.

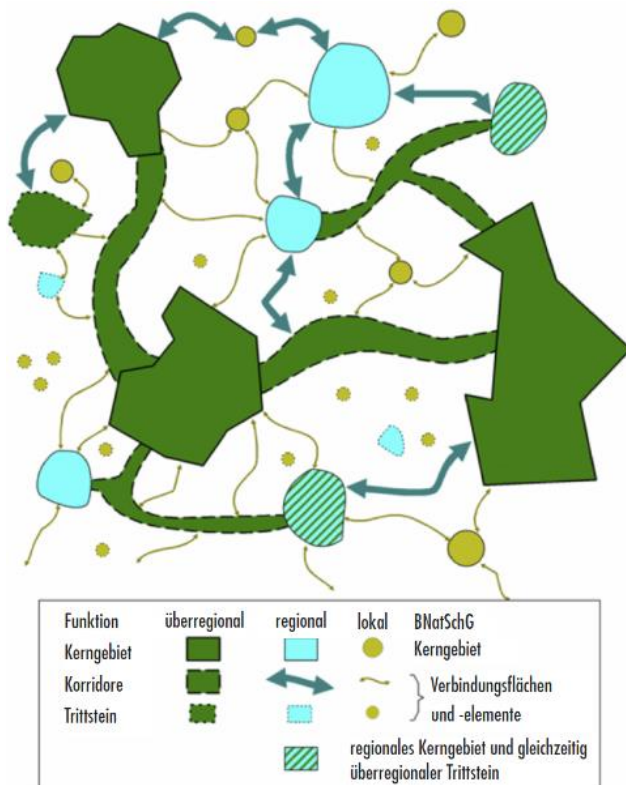


Abbildung 2: Schematische Darstellung eines Biotopverbundes auf unterschiedlichen räumlichen Ebenen. (Riecken et al. 2014)

3.2.1 Aufbau und Stärkung von Biotopverbunden

Hinsichtlich der Planung eines Biotopverbundes ist es daher von besonderer Wichtigkeit zu wissen, welche Art unterstützt werden soll und welches Biotop dafür relevant ist. Denn je nach Art sind die Wandermöglichkeiten begrenzt und die individuellen Bedürfnisse sehr unterschiedlich. Grundsätzlich ist zu beachten, dass ökologische Wechselwirkungen in unterschiedlich großen Dimensionen stattfinden können. Aus diesem Grund ist von besonderer Bedeutung nicht nur auf einer Maßstabsebene zu planen, sondern auch weitere räumliche Ebenen zu berücksichtigen. Um einer möglichst großen Anzahl an Arten einen Vorteil verschaffen zu können, empfiehlt das LFU Bayern beispielsweise bei der Planung auf Landschaftsebene zu denken und zu planen. (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2024) In Abhängigkeit des Biotops werden viele Generalisten oder wenige Spezialisten geschützt (Riecken et al. 2014).

Die Relevanz von Biotopverbunden wird auch in rechtlichen Regelungen berücksichtigt. Ein europäischer Ansatz ist hier beispielsweise die FFH-Richtlinie (Fauna-Flora-Habitat) der Europäischen Union. In dieser Verordnung sind die Mitgliedsstaaten der EU verpflichtet, natürliche Lebensräume sowie wildlebende Tier- und Pflanzenarten zu schützen. Zentral ist ein zusammenhängendes Netz aus Schutzgebieten (Natura 2000) in den Mitgliedsstaaten. Mit dem Artikel 10 der FFH-Richtlinie wird explizit die Schaffung von Verbundelementen entsprochen.

Artikel 10, Richtlinie 92/43/EWG (FFH)

„Die Mitgliedstaaten werden sich dort, wo sie dies im Rahmen ihrer Landnutzungs- und Entwicklungspolitik, insbesondere zur Verbesserung der ökologischen Kohärenz von Natura 2000, für

erforderlich halten, bemühen, die Pflege von Landschaftselementen, die von ausschlaggebender Bedeutung für wildlebende Tiere und Pflanzen sind, zu fördern.

Hierbei handelt es sich um Landschaftselemente, die aufgrund ihrer linearen, fortlaufenden Struktur (z. B. Flüsse mit ihren Ufern oder herkömmlichen Feldrainen) oder ihrer Vernetzungsfunktion (z. B. Teiche oder Gehölze) für die Wanderung, die geographische Verbreitung und den genetischen Austausch wildlebender Arten wesentlich sind.“

In Österreich engagieren sich verschiedene Akteure für Biotopverbunde. Hierzu werden im Folgenden einige Beispiele genannt.

Das Projekt „NaturVerbunden – Naturnetzwerk Oststeiermark“ verfolgt das Ziel, ein Netzwerk an naturbelassenen Flächen entstehen zu lassen. Es richtet sich an Privatpersonen sowie Gemeinden, welche teilnehmen können und welche Flächen freiwillig in das Naturverbunden-Netzwerk einbringen. Beginn war 2022 mit 5 Pilotgemeinden mit je einem Gemeindebiotop (siehe Regionalentwicklung Oststeiermark GmbH).

„Connect Forest Biodiversity“ (connectforbio) ist ein Projekt des Bundesforschungszentrums für Wald (BFW). Die Idee ist, dass auf Trittsteinbiotopen Erhebungen zu verschiedenen Artengruppen durchgeführt werden, um die Biodiversität zu erfassen und die Vernetzung zu untersuchen.

Eine vertragliche Vereinbarung zwischen Waldbesitzern und dem Bundesforschungszentrum für Wald (BFW) ermöglicht, dass die Flächen für einen bestimmten Zeitraum aus der Nutzung genommen werden und hierfür ein Entgelt gezahlt wird (10 Jahre, Entgelt in Höhe von 1.750 bis 2.520 € je ha). In dieser Zeit dürfen die Waldbesitzer weder aufforsten noch Bäume entnehmen, auch sonst dürfen keine Eingriffe vorgenommen werden. Eine Ausnahme bildet allerdings die jagdliche Bewirtschaftung. Projektlaufzeit ist zwischen 2021 und 2025 angesetzt. In dieser Zeit soll eine Auswahl und Einrichtung von Waldbiotopinseln in mindestens 5 Bundesländern Österreichs vollzogen sein. (siehe BFW, www.bfw.gv.at)

Weitere Beispiele sind der Biotopverbund Rheintal und Walgau (Land Vorarlberg), Netzwerk Naturwald, LIFE – Ausseerland (2013- 2019) und INTERREG IIIB PANet Protected Area Networks - Verbundsystem Kärnten – Vernetzung von Schutzgebieten im Kärntner Zentralraum (2000 – 2006). Der Naturschutzbund Steiermark verfolgt seit einigen Jahren das Ziel, Trittsteinbiotope durch Ankauf zu sichern und fordert gleichzeitig die verbindliche Herstellung des Biotopverbundsystems.

Im Hinblick auf Biotopverbunde ist die historische Entwicklung der Landschaft in Europa zu beachten. Durch die frühzeitige Bewirtschaftung in der Landschaft wurden viele Naturräume verdrängt und Kulturlandschaften entwickelten sich. Gegen 1850 war die kleinteilig strukturierte Agrarlandschaft so positiv für die Biodiversität, dass es zu einer maximalen Artenentwicklung kam. Diese Artenvielfalt ist heutzutage oft das Ziel des Naturschutzes und alte, extensive Formen der Bewirtschaftung (Kulturlandschaften) sind relevanter als die Wiederherstellung von Naturräumen, welche schon lange nicht mehr Teil der Landschaften in Europa sind.

3.2.2 Veränderung der Landschaft von Eiszeit bis Gegenwart

Nach der Eiszeit entwickelten sich in Mitteleuropa überwiegend Waldlandschaften, welche durch regelmäßige natürliche Störungen immer wieder offene Bereiche aufwiesen. Meist gab es keine konkreten Grenzen zwischen Offenland und Wald, sondern weiche Übergänge, welche durch

Sukzession ganz unterschiedliche Stadien aufwiesen. Dies erleichterte es vielen Arten, Austauschprozesse und Wechselbeziehungen mit der eigenen Art oder anderen Arten zu führen. Als im Jungsteinzeitalter der Ackerbau zunahm, wurden die dichten Wälder zunehmend gerodet und anthropogen überprägt, offenere Landschaften entstanden. (Riecken et al. 2014) schrieb, dass man davon ausgehen kann, dass bis ins späte Mittelalter die Art der Bewirtschaftung ein „funktionsfähiges ökologisches Gefüge“ ermöglichte, in der die Wanderung und der genetische Austausch von Arten stetig stattfand. In den folgenden Jahrhunderten wurden die Wälder zunehmend zurückgedrängt und die Intensivierung der Landnutzung führte zur zunehmenden Isolierung der bestehenden Biotope. Weitere Faktoren, die die Landschaft veränderten und es bis heute tun, sind die Versiegelung von Flächen und der Ausbau von Verkehrsinfrastruktur. Flächen sind damit quantitativ durch die Intensivierung der Landnutzung sowie qualitativ durch den verschlechterten Zustand geschädigt (Riecken et al. 1994). Die Restflächen sind häufig zu klein, um als Lebensraum zu dienen. Die Einflüsse des Menschen an den Rändern der Biotope verstärkten die problematische Situation.

Die Veränderungen der Landschaft führten zu einem lokalen Aussterben von (Teil-)Populationen. Die Wiederansiedelung ist in manchen Bereichen aufgrund fehlender Wandermöglichkeiten nicht möglich. Zudem führt die Isolation der Lebensräume zu einer genetischen Isolation von Populationen, was eine genetische Verarmung zur Folge hat (Amler et al. 1999). Als Reaktion darauf wurden in den 1990er Jahren umfangreiche Gegenstrategien konzipiert (Blab 1986; Jedicke 1990; Mader 1990).

1963 bzw. 1967 entwickelte sich beispielsweise die Inseltheorie (Gleichgewichtstheorie der Inselbiografie) (MacArthur und Wilson 1963, 1967) wobei es sich um die Verbreitung von Arten im Zusammenhang von Lebensgemeinschaften auf maritimen Inseln handelt. Es wurde postuliert, dass sich ein Gleichgewicht zwischen Immigration und der Aussterberate von Arten auf Inseln einstellt. Die Immigration ist hierbei von besonderer Wichtigkeit, denn je kleiner eine Insel ist, umso anfälliger sind die dort lebenden Arten gegenüber Störungen, beschränkten genetischen Ressourcen, Raumangel und weiteren Faktoren. Hinzu kommt, je weiter eine Insel von anderen Inseln und dem Festland (Kerngebiet) entfernt ist, umso geringer ist die Immigration Möglichkeit von Arten. Ein Ungleichgewicht würde langfristig zum Aussterben einer Art führen. Da es sich bei dieser Theorie um maritime Inseln handelt, ist es nicht direkt auf „Inseln“ auf dem Festland zu übertragen (Margules et al. 1982; McCoy 1983), bewies sich aber grundsätzlich als anwendbar. Als Folge entstand ab den 1960er Jahren das Konzept des Biotopsverbundes.

3.2.3 Große oder Kleine Flächen?

1975 veröffentlichte Diamond eine Theorie, wonach ein einziger großer Lebensraum mehr Arten beinhaltet als mehrere kleine Flächen der gleichen Größe (SL (Single Large) > SS (Several Small)) (Diamond 1975). Grundlage war eine theoretische Idee ohne empirischen Beleg. Obwohl frühere empirische Arbeiten teils das Gegenteil ergaben, nahm unter anderem das International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN) das Prinzip auf. (Fahrig 2020) hatte als Zielsetzung die Überprüfung der empirischen und theoretischen SSOSL-Literatur, Identifizierung potenzieller Mechanismen, die dem SS- > SL-Muster zugrunde liegen und wenn möglich, die Bewertung dieser Mechanismen. (Fahrig 2020) kam zu dem Schluss, dass Ergebnisse für SS > SL die empirischen Befunde dominieren. Also mehrere kleine Flächen beherbergen in der Regel mehr Arten als wenige große Flächen mit derselben Gesamtfläche (auch bei unverzerrten Probenahmen). Allerdings gilt das SS > SL-Muster vor allem für spezialisierte Artengruppen und nicht für Generalisten. Hinzu kommt, dass es in der Literatur wohl keinen Hinweis darauf gibt, dass es einen Unterschied zwischen natürlichen

und anthropogenen Flächen gibt. Für Naturschutzpraktiker ergibt sich daraus das Fazit, dass große, zusammenhängende Lebensräume zu erhalten sind, aber auch mehrere kleine Gebiete derselben Gesamtgröße von nicht zu unterschätzender Bedeutung für die Biodiversität sind (Fahrig 2020).

So gibt es keinen Beleg für den allgemeinen Grundsatz, dass durch den Schutz großer zusammenhängender Flächen mehr biologische Vielfalt geschützt wird als durch den Schutz kleinerer Flächen. Die Daten deuten sogar auf das Gegenteil hin (Fahrig 2020). Andere Faktoren scheinen zudem relevanter als die Größe einer Fläche. (Erlach 1994) fasst beispielweise in seiner Arbeit zusammen,

„1. Nicht die absolute Größe eines Areals, sondern sein Angebot an ökologischen Nischen und Habitaten sind wichtige Voraussetzungen für eine hohe Artendiversität. Gebiete mit geringem Strukturangebot fördern nur die Ubiquisten.

2. Die Anbindung an weitere Strukturen der näheren und weiteren Umgebung spielt eine große Rolle. Isolierte Streuobstflächen weisen niedrige Diversitäts- und Häufigkeitsverteilungsindices auf.

3. Streuobstflächen sind nicht nur Ersatzbiotope - so fanden sich auf fast jeder Untersuchungsfläche eine oder mehrere Rote-Listen-Arten, sondern auch eine wichtige Bereicherung anderweitiger Biotope.“

3.3 Naturparke Österreich und Steiermark

3.3.1 Naturparke Österreich

Derzeit gibt es in Österreich 48 Naturparke in acht Bundesländern mit einer Gesamtfläche von ca. 6.020 km². Dies entspricht rund 7% der Bundesfläche Österreichs. In den bundesweit 223 Naturpark-Gemeinden leben mehr als 766.000 Menschen, also ca. 9% der Bevölkerung Österreichs. (Stand 2022 (VNÖ))

Das Ziel der Naturparke ist der Schutz der Landschaft in Verbindung mit deren Nutzung. Dabei sollen besonders wertvolle, charakteristische Landschaftsräume vor der Zerstörung bewahrt und weiterentwickelt werden. Naturparke sind in Österreich auch touristisch höchst interessant.

Die Naturparke Österreichs repräsentieren eine Vielfalt charakteristischer Landschaften bzw. Landschaftsräume, die sich durch „ihre landschaftlichen Voraussetzungen für die Erholung oder für die Vermittlung von Wissen über die Natur besonders gut eignen (Umweltbundesamt).“ Den Naturparken liegt keine eigene Schutzkategorie zugrunde, sondern ein Prädikat. Das Prädikat wird ausschließlich an bereits ausgewiesene Schutzgebiete vergeben und würdigt sowohl jene Landschaften als auch die Menschen, die diese Werte erhalten.

Die Auszeichnung einer ländlichen Region mit dem Prädikat „Naturpark“ erfolgt durch die jeweilige Landesregierung und stellt an die Region folgende Herausforderungen:

- Schutz und Weiterentwicklung der Landschaft
- Schaffung von Erholungsmöglichkeiten
- ökologische und kulturelle Bildungsangebote
- Förderung einer nachhaltigen Regionalentwicklung durch Schaffung von Arbeitsplätzen und Nebenerwerbsmöglichkeiten in Tourismus und Landwirtschaft

Die österreichischen Naturparke sind durch folgende gemeinsame Charakteristika gekennzeichnet:

- Zustimmung aller betroffenen Gemeinden; nur dann wird das Prädikat „Naturpark“ verliehen
- Weitgehend freie Zugänglichkeit – Naturparke stehen allen offen
- Geschützte Gebiete (zumindest unter Landschaftsschutz, zum Teil unter Naturschutz)
- Besondere naturräumliche Ausstattung (große Artenvielfalt und Formenreichtum)
- Freiwillige Mitarbeit (Einzelpersonen, Initiativen, Vereine engagieren sich ehrenamtlich)

Je nach Entstehungsgeschichte unterscheiden sich die österreichischen Naturparke hinsichtlich ihrer Größe – diese reicht von unter 0,2 km² bis über 700 km².

Die vielfältigen Aktivitäten der mittlerweile 48 Naturparke werden von ca. 200 Mitarbeitern im Naturpark-Management und rund 400 ausgebildeten Natur- und Landschaftsvermittlern umgesetzt. Sie leisten gemeinsam mit 164 Naturpark-Schulen, 81 Naturpark-Kindergärten/Horten und 172 Naturpark-Spezialitäten-Betrieben die zentrale Arbeit in den Naturparken. Hierdurch sind die Naturparke fest in den Regionen verankert und leisten einen großen Beitrag hinsichtlich der 4 Säulen: Schutz, Erholung, Bildung und Regionalentwicklung. (Stand: 2023 (VNÖ))

3.3.2 Steirische Naturparke

Die 7 steirischen Naturparke weisen eine Gesamtfläche von 215.100 Hektar auf.

1. Almenland
2. Mürzer Oberland
3. Pöllauer Tal
4. Sölk-täler
5. Steirische Eisenwurz-en
6. Südsteiermark
7. Zirbitzkogel-Grebenzen

12 Prozent der Steiermark (2.160 km²) sind ausgewiesene Naturparkflächen, in welchen 94.000 EinwohnerInnen leben. 34 Gemeinden sind inzwischen sogenannte Naturpark-Gemeinden und unterstützen die Anliegen der Naturparke (Naturparke Steiermark).



Abbildung 3: Legende der Karte von Abbildung 4 zur besseren Lesbarkeit.

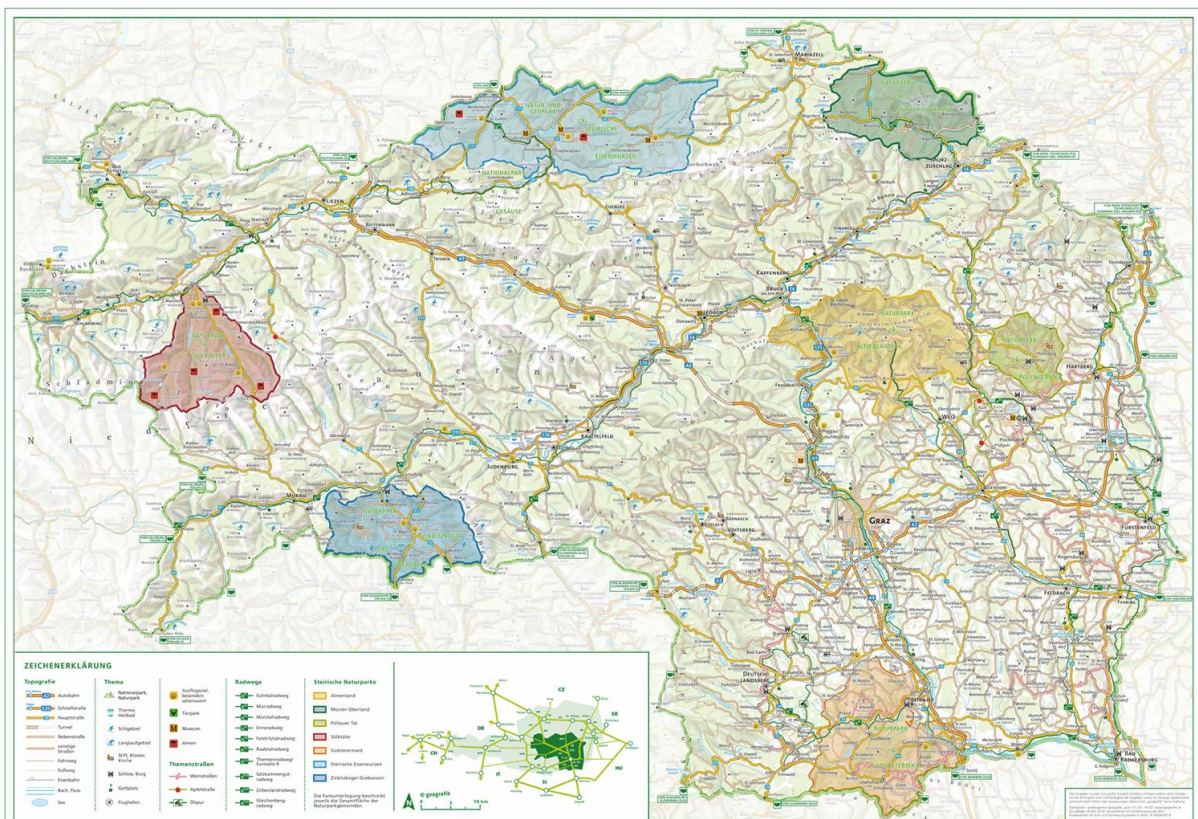


Abbildung 4: Übersichtskarte der steirischen Naturparke in der Steiermark (Naturparke Steiermark).

3.4 Insekten und Vögel in Streuobstwiesen

3.4.1 Insekten

Insekten sind wichtige Indikatororganismen im Naturschutz, da sie durch ihre Artenzusammensetzung hilfreiche Rückschlüsse auf die Habitatqualität geben. Allerdings ist bei Insekten in den letzten Jahrzehnten ein starker Rückgang zu verzeichnen. Die 2017 veröffentlichte „Krefeld-Studie“ zeigte, dass in Deutschland in 27 Jahren die Insektenbiomasse um 76% abgenommen hatte. Das Insektensterben betrifft aber nicht nur Deutschland, sondern ist weltweit messbar (Abbildung 5).

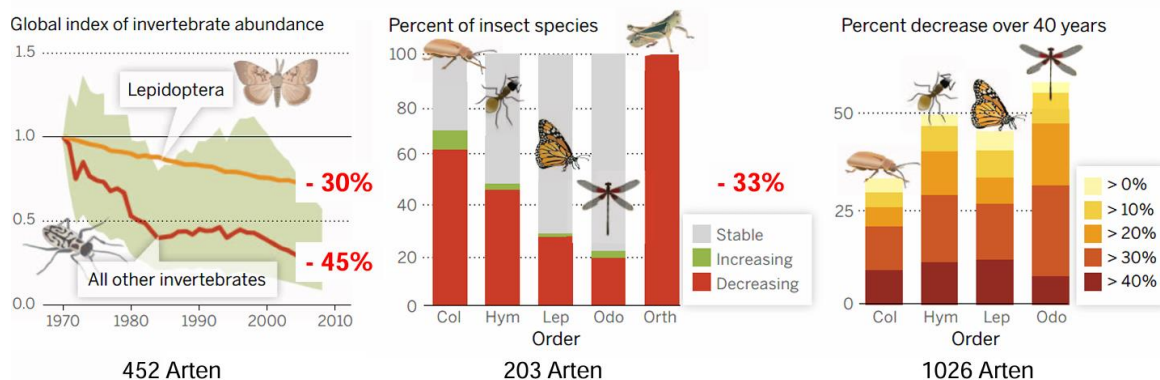


Abbildung 5: Übersicht der globalen Bestandsänderungen von Insekten über 40 Jahre (Dirzo et al. 2014).

Der Arten- und Biomasseverlust hat laut (Umweltbundesamt 2020) verschiedene Ursachen. Hierzu zählen

- „Verlust an Lebensraum
- Verschlechterung der Lebensraumqualität, insbesondere durch Verlust von Lebensraumstruktur
- Eintrag von Insektiziden
- Schadstoffeinträge, insbesondere flächendeckende Stickstoffeinträge
- Klimawandel
- Lichtverschmutzung
- Ausbreitung gebietsfremder Arten
- Fragmentation der Landschaft und damit verbunden ein Ungleichgewicht von lokalen Aussterbens- und Wiederbesiedlungsraten“ (Umweltbundesamt 2020)

Im Zuge einer Biodiversitätsforschung wurde 2013 in zehn Streuobstwiesen in Sachsen-Anhalt eine Vielzahl an Bienen-, Wespen- und Schwebfliegenarten erfasst. Hierbei wurden 200 Wildbienenarten dokumentiert, was ca. der Hälfte der bekannten Arten im Bundesland Sachsen-Anhalt entspricht. Hiervon waren 83 in Sachsen-Anhalt und 43 in Deutschland gefährdet. Die höchsten Individuenzahlen bei der Erhebung machten landes- und bundesweit gefährdete Arten aus (*Osmia brevicornis* mit 282 Individuen, *Lasioglossum puncticolle* mit 167 Individuen). Dies ist ein Hinweis auf die hohe Bedeutung von Streuobstwiesen für diese Arten. Wespen (vor allem aus der Gruppe der Stechimmen) wurden mit 121 Arten erhoben und Schwebfliegenarten mit 101 Arten. Besonders wichtige Streuobstwiesen für diese Bienen- und Wespenvielfalt waren zwei Streuobstwiesen, welche sich insbesondere durch ihre Größe, lockeren Baumbestand, hohe Anteile von anbrüchigem Holz und einer Unternutzung durch Schafbeweidung nach dem Rotationsprinzip auszeichneten. Für die Schwebfliegen wiederum waren Streuobstwiesen von besonderer Bedeutung, welche sich aus einem Struktur- und Nutzungsmosaik aus Beweidung, Mahd und Brache zusammensetzten (Saure 2016).

Eine weitere Untersuchung im Naturpark Obst-Hügel-Land im oberösterreichischen Zentralraum kam auf seinen Untersuchungsflächen auf 96 erhobene Bienenarten (Ockermüller 2018), was ca. 23% der oberösterreichischen Bienenfauna entspricht (Gusenleitner et al. 2012). Eine weitere Studie aus 2015 (Ockermüller und Schwarz 2015) konnte 106 Bienenarten feststellen und in z.B. (Ockermüller und Zettel 2016; Michalek et al. 2014) wurden rund 25% der Landesfauna in Streuobstbeständen gefunden. Die höchste Biodiversität der Untersuchung im Obst-Hügel-Land zeigte eine Untersuchungsfläche, welche brach lag und angrenzend einen unbefestigten Hohlweg innehatte (siehe Abbildung 6). Die belassenen abgestorbenen Stängel und der unbefestigte Hohlweg mit vegetationsfreien Bodenstellen, bot den Insekten Nistraum. Die wenig gemähten Wiesen kamen der Biodiversitätsvielfalt am nächsten und die Streuobstwiesen, welche häufiger gemäht bzw. beweidet wurden, zeigten geringere Artenvielfalt auf. Die geringste Artenvielfalt wies ein intensiv beweidete Schafsweide auf (siehe Fläche 3 in Abbildung 6) (Ockermüller 2018), da die Tiere durch den hohen Fraßdruck das Blütenangebot stark senkten (Kruess und Tschardt 2002).

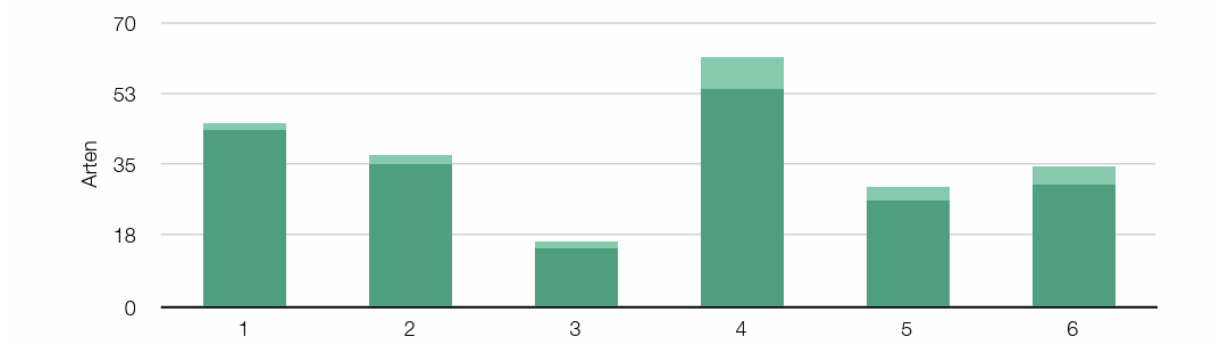


Abbildung 6: Anzahl nachgewiesener Bienenarten auf den Untersuchungsflächen 1 bis 6. Fläche 1 und 2: zweimähig, 3: Schafweide, 4: Brache, 5: Hausobstgarten, 6: Intensivobstgarten. Der Anteil an bemerkenswerten Arten ist hellgrün hervorgehoben (Ockermüller 2018).

Die gefundene Bienenfauna bei dieser Untersuchung konnte auf sechs Unterfamilien der Apidae eingeteilt werden. Die meisten von ihnen waren polyletische Arten, welche sich beim Pollensammeln „opportunistisch“ verhalten und viele unterschiedliche Blüten anfliegen (Westrich 2024). Oligolektische Arten wiederum sind Arten, welche sich auf eine Pflanzenart oder nahe Verwandte spezialisiert haben (Westrich 2024).

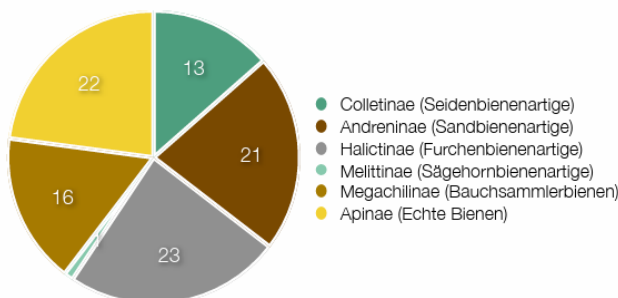


Abb. 3: Die Bienenfauna des Naturparks unterteilt in die sechs Unterfamilien der Apidae

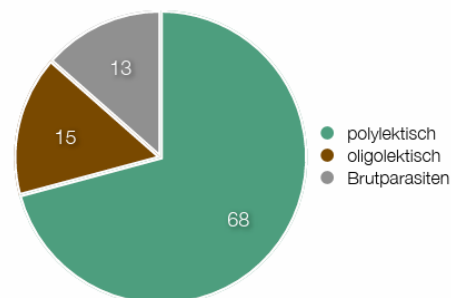


Abb. 4: Anzahl der Bienenarten des Naturparks, unterteilt in polyletische Arten, oligolektische Arten und Brutparasiten

Abbildung 7: Links: Aufteilung der sechs Unterfamilien der Apidae, welche im Naturpark bei der Untersuchung gefunden wurden. Rechts: Anzahl der Bienenarten in polyletisch, oligolektisch und Brutparasiten unterteilt (Ockermüller 2018).

Um Wildbienen auf Streuobst zu fördern, hat (Ockermüller 2018) Empfehlungen aus seinen Ergebnissen formuliert. Hierbei wird zum einen der Fokus auf das ausreichende Nahrungsangebot sowie auf Nistmöglichkeiten gelegt. Es wird eine zweimalige Mahd pro Jahr im Juni und im September empfohlen, wobei eine versetzte Mahd (Staffelmahd) gut wäre. Darüber hinaus sollte das Mähgut abtransportiert werden. Dies soll ein ausreichendes Nahrungsangebot ermöglichen. Für die Nistmöglichkeiten ist es relevant, dass diese in direkter Umgebung (Umkreis von 500 m) zur Nahrung liegen. Die Nistmöglichkeiten sind aufgrund verschiedener Bedürfnisse sehr unterschiedlich, so sollten laut (Ockermüller 2018) beispielsweise Strukturen wie Erde, Totholz oder hohle Pflanzenstängel zur Verfügung stehen. Zudem sind ein Drittel aller Wildbienen bodennistend, wodurch vegetationsarme und trockene Bodenstellen von großem Interesse sind (Ockermüller 2018).

3.4.2 Vögel

Vögel als Indikatoren eignen sich für vor allem für zwei Fragestellungen:

1. Beurteilung der ökologischen Wertigkeit von Gebieten
2. Beobachtung von Veränderungen in Ökosystemen

Hinzu kommt, dass sie vergleichsweise leicht zu erfassen sind und sehr beliebt bei vielen Menschen, was die Einbindung von Helfern erleichtern kann. Allerdings zeigte sich auch, dass „eine vollständige Bestanderfassung (...) praktisch unmöglich ist, jede Methode liefert nur einen Näherungswert (Südbeck et al. 2005)“. Je nach Fragestellung eignen sich unterschiedliche Erfassungsmethoden, worüber „Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands“ von (Südbeck et al. 2005) einen guten Überblick verschafft.

Bereits 1994 wurden wichtige Kriterien für die Diversität der Avifauna in Streuobstwiesen von Erlach identifiziert. „Strukturvielfalt des Lebensraums und Artenvielfalt der Vögel scheinen direkt proportional, und zwar relativ unabhängig von der Flächengröße (Erlach 1994)“. Zudem sind die umgebenden Biotope und Landschaftsstrukturen wichtig. „Anschlußstrukturen bereichern die Streuobstwiesen um Wald- und Heckenvögel. Streuobstbestände erweitern den Lebens- und Aktionsraum dieser Arten (Erlach 1994).

(Kajtoch 2017) untersuchte in Polen, inwiefern die Vogeldiversität von der Bewirtschaftung von Obstplantagen abhängt. In Zuge dessen wurden 66 Standorte untersucht, welche drei Typen aufwiesen (aufgegeben, extensiv und intensiv). Das Ergebnis zeigte, dass der Vogelreichtum und die Häufigkeit in verlassenen Standorten am höchsten waren. Die allgemeine Vogelvielfalt und die Artenzusammensetzung unterschieden sich jedoch nicht von extensiven Standorten. Bei beiden Bewirtschaftungsformen dominierten Hohlbewohner und Insektenfresser (mit einigen seltenen Altwaldarten), während in intensiv bewirtschafteten Streuobstwiesen die Bodenbewohner am vielfältigsten waren. Unter den ausgewählten Umweltmerkmalen hatte die Baumdiversität, die Häufigkeit älterer Bäume, das Vorhandensein von mehrschichtigem Unterwuchs und eine heterogene Umgebung den größten Einfluss auf die Vogeldiversität (Kajtoch 2017).

Basic data about bird communities (overall) examined in abandoned ("A"), extensively ("E") and intensively ("I") managed orchards. SD – standard deviation.

Measure		Average	SD	Min	Max
species richness [n]	"A"	12.6	2.8	8	19
	"E"	11.5	2.2	9	19
	"I"	7.5	1.7	3	11
bird abundance [n]	"A"	14.8	3.0	10	22
	"E"	13.2	2.4	10	21
	"I"	8.1	1.6	4	11
Simpson diversity [1/D]	"A"	11.3	2.8	7.1	17.3
	"E"	10.5	2.2	7.1	17.6
	"I"	7.2	1.8	2.7	11

Abbildung 8: Ergebnisse von (Kajtoch 2017) in Polen zu Vogelpopulationen auf verlassenen (A), extensiven (E) und intensiv (I) bewirtschafteten Streuobstwiesen.

Eine weitere Untersuchung von Vögeln in Streuobstbeständen unternahm (Vowinkel 2017). Es wurde eine 65,2 ha große Streuobstfläche in Baden-Württemberg untersucht und mit einer Erhebung aus dem Jahre 1993 verglichen. Die Erhebung von 1993 fand allerdings nur auf einer Teilfläche von 35 ha statt. Interessant ist, dass auf der Gesamtfläche Höhlen- bzw. Halbhöhlenbrüter 32 von 39 Arten (82,1 %) bzw. 310 von 373 Revieren (83,1 %) ausmachen. 9 dieser Arten und 158 Reviere (42,4 %) entfallen auf Arten der Roten Liste Deutschlands bzw. Baden-Württembergs (inkl. Vorwarnliste). Dies verdeutlicht die Wichtigkeit von Streuobstwiesen auch für gefährdete Vogelarten. Der Vergleich der untersuchten

Teilfläche von 35 ha zeigte, dass sich der Revierbestand von 1993 bis 2007 mit 171 Revierpaaren (+65 %) erhöhte. Hierbei gab es insbesondere eine starke Zunahme der freibrütenden Arten verglichen von 1993 bis 2007, gefolgt von höhlenbrütenden und bodenbrütenden Arten. Trotzdem machen insgesamt die Höhlen- und Halbhöhlenbrüter mit über 80% den Hauptarten- und Revierbestand aus. Die Zunahme der Arten wird bei Vowinkel (2017) insbesondere mit der Änderung durch die Sukzession in den Streuobstwiesen begründet. Die Ergebnisse sind in den zwei folgenden Abbildungen zu sehen.

Arten	Reviere	%	Reviere/10 ha	Gefährdungsgrad
Dominant (>5 %)				
Kohlmeise (<i>Parus major</i>)	45	12,1	6,9	
Star (<i>Sturnus vulgaris</i>)	44	11,7	6,8	Gefährdet (D)
Feldsperling (<i>Passer montanus</i>)	42	11,3	6,5	Vorwarnliste
Gartenrotschwanz (<i>Phoenicurus phoenicurus</i>)	30	8,1	4,6	Vorwarnliste
Blaumeise (<i>Parus caeruleus</i>)	27	7,3	4,1	
Halsbandschnäpper (<i>Ficedula albicollis</i>)	26	7,0	4,0	Gefährdet
Sumpfmöwe (<i>Parus palustris</i>)	22	5,9	3,4	
Mönchsgrasmücke (<i>Sylvia atricapilla</i>)	17	5,1	2,6	
Subdominant (2-5 %)				
Kleiber (<i>Sitta europaea</i>)	15	4,1	2,3	
Buchfink (<i>Fringilla coelebs</i>)	13	3,5	2,0	
Gartenbaumläufer (<i>Certhia brachydactyla</i>)	10	2,7	1,5	
Goldammer (<i>Emberiza citrinella</i>)	10	2,7	1,5	Vorwarnliste
Amsel (<i>Turdus merula</i>)	8	2,2	1,2	
Influent (1-2 %)				
Bachstelze (<i>Motacilla alba</i>)	7	1,9	1,1	
Zilpzalp (<i>Phylloscopus collybita</i>)	6	1,6	0,9	
Dorngrasmücke (<i>Sylvia communis</i>)	6	1,6	0,9	
Heckenbraunelle (<i>Prunella modularis</i>)	5	1,4	0,8	
Rotkehlchen (<i>Erithacus rubecula</i>)	5	1,4	0,8	
Neuntöter (<i>Lanius collurio</i>)	4	1,1	0,6	
Hausrotschwanz (<i>Phoenicurus ochruros</i>)	4	1,1	0,6	
Rezident (< 1 %)				
Wendehals (<i>Jynx torquilla</i>)	3	0,8	0,5	Stark gefährdet
Singdrossel (<i>Turdus philomelos</i>)	3	0,8	0,5	
Ringeltaube (<i>Columba palumbus</i>)	2	0,5	0,4	
Buntspecht (<i>Dendrocopos major</i>)	2	0,5	0,4	
Elster (<i>Pica pica</i>)	2	0,5	0,4	
Rabenkrähe (<i>Corvus corone</i>)	2	0,5	0,4	
Turmfalke (<i>Falco tinnunculus</i>)	1	0,2	0,2	
Grauspecht (<i>Picus canus</i>)	1	0,2	0,2	Stark gefährdet
Grünspecht (<i>Picus viridis</i>)	1	0,2	0,2	
Mittelspecht (<i>Dendrocopos medius</i>)	1	0,2	0,2	
Kleinspecht (<i>Dryobates minor</i>)	1	0,2	0,2	Vorwarnliste
Schwanzmeise (<i>Aegithalos caudatus</i>)	1	0,2	0,2	
Gartengrasmücke (<i>Sylvia borin</i>)	1	0,2	0,2	
Klappergrasmücke (<i>Sylvia curruca</i>)	1	0,2	0,2	Vorwarnliste
Zaunkönig (<i>Troglodytes troglodytes</i>)	1	0,2	0,2	
Grauschnäpper (<i>Muscicapa striata</i>)	1	0,2	0,2	
Kernbeißer (<i>Coccothraustes coccothraustes</i>)	1	0,2	0,2	
Grünfink (<i>Carduelis chloris</i>)	1	0,2	0,2	
Stieglitz (<i>Carduelis carduelis</i>)	1	0,2	0,2	
Summe Arten	39			9
Summe Revierpaare	373		58,3	158

Abbildung 9: "Anzahl und Verteilung der Brutreviere von Vogelarten in verschiedenen Revierkategorien innerhalb eines Untersuchungsgebiets. Die Tabelle zeigt die Anzahl der Reviere, den prozentualen Anteil, die Reviere pro 10 Hektar sowie den Gefährdungsgrad für jede Art. Die Arten werden in die Kategorien 'Dominant', 'Subdominant', 'Influent' und 'Rezident' basierend auf ihrem Anteil an der Gesamtpopulation unterteilt."

Tabelle 1: Vergleich der Streuobstwiesen-Avizönose einer 35 ha großen Teilfläche des Untersuchungsgebietes bei Herrenberg zwischen 2016 (Erhebungen (Vowinkel 2017)) und 1993 (Stadelmaier 1993), angeordnet in der Reihenfolge der absoluten Differenzen im Revierbestand (Vowinkel 2017).

Vogelart	Reviere		Differenz
	2016	1993	
Feldsperling	30	3	+27
Halsbandschnäpper	19	1	+18
Sumpfschneise	17	0	+17
Star	30	13	+17
Kohlmeise	30	15	+15
Mönchsgrasmücke	17	3	+14
Blaumeise	17	5	+12
Gartenrotschwanz	17	7	+10
Kleiber	12	3	+9
Heckenbraunelle	5	0	+5
Rotkehlchen	5	1	+4
Goldammer	8	4	+4
Zilpzalp	6	3	+3
Gartenbaumläufer	8	5	+3
Singdrossel	3	0	+3
Ringeltaube	2	0	+2
Buntspecht	2	4	+2
Dorngrasmücke	2	0	+2
Bachstelze	3	1	+2
Buchfink	7	5	+2
Wendehals	3	2	+1
Mittelspecht	1	0	+1
Kleinspecht	1	0	+1
Elster	1	0	+1
Rabenkrähe	1	0	+1
Schwanzmeise	1	0	+1
Grauschnäpper	1	0	+1
Hausrotschwanz	1	0	+1
Zaunkönig	1	0	+1
Stieglitz	1	0	+1
Turnfalke	1	1	0
Grauspecht	1	1	0
Grünspecht	1	1	0
Gartengrasmücke	1	1	0
Amsel	5	5	0
Neuntöter	3	6	-3
Baumpieper	0	3	-3
Summe Arten	36	23	+13
Summe Revierpaare	264	93	+171

4 Methoden und Material

Um die Forschungsfragen beantworten zu können und die Hypothesen zu prüfen wurden unterschiedliche Beprobungen vorgenommen. In diesem Kapitel wird erläutert, welche Methoden und Materialien verwendet wurden.

Da Witterungsbedingungen Einfluss auf die Ergebnisse haben können, müssen diese berücksichtigt werden. Grundsätzlich ist bei allen Probenahmen die Witterung berücksichtigt worden. Die Probenahmen wurden durchgeführt, wenn die Wiesen nach Tau wieder abgetrocknet waren, es nicht währenddessen geregnet hat und wenig Wind ging. Auf Grund der regnerischen Witterung im vorgesehenen Zeitraum 2024 konnten viele Tage nicht genutzt werden. Dies hat die Anzahl der Gesamtprobenahmen verringert und die Daten für statistische Auswertungen abgeschwächt.

4.1 Untersuchungsstandorte

Wie bereits erwähnt, wurde der Naturpark Steirische Eisenwurzten ausgewählt, um vor Ort Streuobstwiesen zu beproben. Alle in dieser Arbeit untersuchten Streuobstwiesen befinden sich im Raum des Naturparks Steirische Eisenwurzten. Die GPS-Daten von Streuobstbäumen wurden vom Naturpark Steirische Eisenwurzten bereitgestellt und als Shape-Dateien übermittelt. Die Daten wurden in ArcGIS Pro hochgeladen, zusammen mit einer Landnutzungskarte; CORINE Land Cover Oesterreich 2012 (Land Steiermark - Geoinformationen - Landesentwicklung - Land Steiermark).

4.2 Versuchsdesigns und Datenerhebungsmethoden

4.2.1 Insekten

Zur Erfassung der bodennahen Insektenbiodiversität und -abundanz wird eine standardisierte Methode mit einem Kescher entlang eines überkreuzenden Transektes angewendet. Dabei werden auf beiden Seiten der Transektlinie Kescherschwünge ausgeführt, um die Insekten in der unmittelbaren Umgebung effizient zu erfassen. Mit dieser Technik werden Insektenarten sowohl rechts als auch links der Route systematisch abgekeschert, um ein umfassendes Bild der lokalen Insektenvielfalt zu erhalten.

Für die Datenerhebung auf den Streuobstwiesen wurden pro Fläche 100 Kescherschläge durchgeführt, wobei jeweils 50 Schritte in eine Richtung entlang eines sich überkreuzenden Transektes zurückgelegt wurden (siehe Abbildung 10). Bei jedem Schritt erfolgte ein abwechselnder Kescherschlag von links nach rechts und von rechts nach links. Diese Methodik entspricht der standardisierten Transektbegehung des EU Pollinator Monitoring Scheme (EUPoMS, (POTTS et al. 2021). Alternativ empfohlene Methoden wie der Einsatz von Farb- oder Malaisfallen wurden in dieser Studie nicht angewendet.

Nach jedem Fangdurchgang wurde der gesamte Inhalt des Keschers in dafür vorgesehene Behälter gefüllt, beschriftet und anschließend in Ethanol konserviert, um eine weitere Analyse der Arten zu ermöglichen.

Die verwendete Methodik wurde gemäß etablierter Biodiversitätsmonitorings ausgewählt (BINATS, ÖBM und MoWi; (Pachinger 2022; Pascher et al. 2017; Schindler et al. 2021).

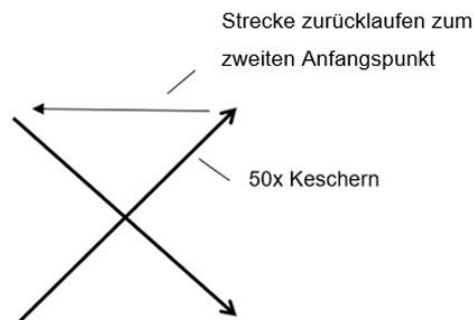


Abbildung 10: Methodische Skizze der Kescherprobenahme entlang eines überkreuzenden Transekts.

Fangausrüstung:

1. **Kescher:** Ein Insektenkescher mit feinmaschigem Netz

Konservierungsausrüstung:

1. **Ethanol:** Ethanol für die Konservierung von Insekten.
2. **Dosen mit Schraubverschluss**
3. **Etiketten und wasserfester Stift:** Zur Beschriftung der Gläser mit Informationen wie Fundort und Datum

Die vor Ort gefangenen und in Ethanol konservierten Insekten wurden in Behältern verwahrt, bis sie sortiert und bestimmt wurden. Es wurde jeder Behälter einzeln analysiert. Die Insekten wurden nach ihren zugehörigen Ordnungen, Familien und wenn möglich bis auf Artniveau bestimmt und sortiert. Die Artenvielfalt kann im Umfang dieser Masterarbeit nicht bestimmt werden.

Um den Zusammenhang zwischen den Landnutzungstypen und der Anzahl der gefundenen Individuen der Insekten zu testen, ist es wichtig, zu wissen, ob die Daten normalverteilt sind oder nicht. Dies ist wichtig, um den richtigen Folgetest zu verwenden z.B. parametrische (z.B. ANOVA) oder nicht-parametrische Tests (z.B. Kruskal-Wallis-Test). Um die Normalverteilung der Daten zu testen, wird der Shapiro-Wilk-Test verwendet. Dieser Test überprüft, ob eine gegebene Verteilung signifikant von einer Normalverteilung abweicht. Falls der p-Wert des Tests klein ist (typischerweise < 0.05), kannst man annehmen, dass die Daten nicht normalverteilt sind. In diesem Fall wäre ein nicht-parametrischer Test (wie Kruskal-Wallis) angemessener. Dies wird ebenfalls mit einem R Code durchgeführt.

4.2.2 Vögel

Da es eine Vielfalt an Methoden zur Erfassung von Vögeln gibt, ist es relevant die Fragestellung dieser Arbeit genau zu betrachten.

Wenn das Vorkommen von Arten auf den Streuobstwiesen untersucht werden soll, eignet sich die Erstellung einer Liste der gefundenen Arten. Um einen Vergleich der Artengemeinschaft und -häufigkeit in den unterschiedlichen Streuobstwiesen zu untersuchen, sind relative

Vogelbestandsdaten ausreichend, wie in (Südbeck et al. 2005) beschrieben (S.43). In (Südbeck et al. 2005) werden die Punkt-Stopp-Zählungen oder Linientaxierungen empfohlen, da diese eine hohe Zahl stark standardisierter Stichproben ermöglichen.

Allerdings müssten bei der Punkt-Stopp-Methode die Stopps, an denen dann die Erfassungen durchgeführt werden, mindestens 300 m voneinander entfernt liegend, da die Wahrscheinlichkeit von Mehrfachnennungen von denselben Individuen zu hoch ist. Im Offenland werden noch größere Abstände von 500 m empfohlen. Der Erfassungsradius ist wiederum nicht eingeschränkt außer der eigenen Einschränkungen wie z.B. Sehstärke. Da aber die meisten Streuobstwiesen nur geringe Hektarflächen aufweisen (siehe Abbildung 11 oder Abbildung 16), wurde diese Methode nicht verwendet, weil nur ein Stopp zur Verfügung stehen würde.

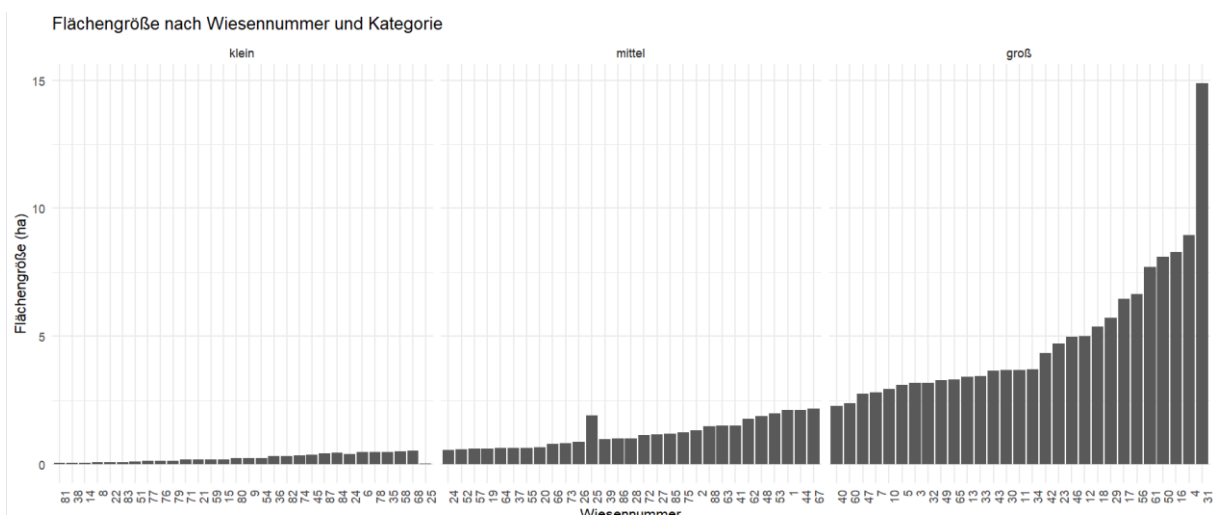


Abbildung 11: Flächengrößendarstellung in Hektar der Streuobstwiesen (Wiesennummer) und Einteilung in die Kategorien „Klein“, „Mittel“ und „Groß“.

Diese Einschränkung und das mögliche Verschrecken und Stören vieler Arten für kurze Zeiträume durch die Begehung der Streuobstwiesen war Anlass für die Verwendung einer neuen Methode. Hierbei wurde pro Plot ein Tascam DR-40X Audio-Recorder in der Streuobstwiese platziert und für ca. 24 Stunden dort belassen. Der Recorder wurde möglichst mittig an einem der dortigen Streuobstbäume befestigt und nahm dann über mehrere Stunden auf. Die Aufnahmen wurden abgespeichert und im weiteren Verlauf mit BirdNet Analyser ausgewertet.

Für die Auswertung der Audioaufnahmen wurde bei BirdNet bei der Artenauswahl „Arten nach Standort (DE)“ und der Schwellenwert für Standortfilter (Mindestwahrscheinlichkeit für das Auftreten einer Art, um eingeschlossen zu werden) auf 0.3 gesetzt, was 30% entspricht.

Die Begehung sollte laut (Südbeck et al. 2005) wenn möglich fünfmal in den folgenden Zeiträumen stattfinden, um früh aktive und spät aktive Arten erfassen zu können (Zählperioden: 16.-31. März; 16.-30. April, 1.-15. Mai; 16.-31. Mai; 1.-15. Juni). Im Gebiet der Alpen können die Zählperioden 2 Wochen nach hinten verschoben werden. Wie auch bei den anderen Artzählungen dieser Arbeit, sollten die Wetterbedingungen möglichst gleich und gut sein.

Da die Feldarbeiten erst Mitte Mai beginnen konnten, musste auf einzelne Begehungen verzichtet werden. Andererseits konnte aufgrund der Lage der Untersuchungsstandorte in den Alpen der Untersuchungszeitraum um 2 Wochen nach hinten verschoben werden. Somit ergeben sich 3

Zählperioden (siehe Tabelle 2). 5 Begehungen pro Tag waren nicht möglich, aber durch das Aufnahmegerät konnte gewährleistet werden, dass früh aktive und spät aktive Arten erfasst werden.

Tabelle 2: Übersicht der empfohlenen Zählperioden nach (Südbeck et al. 2005) (rechts) und den für diese Arbeit tatsächlich verwendeten Zählperioden (links).

Ursprünglich empfohlene Zählperioden:	Tatsächliche Zählperioden
16.-31. März	-
16.-30. April	-
1.-15. Mai	-
16.-31. Mai	16.-31. Mai
1.-15. Juni	1.-15. Juni
	16.-30. Juni

4.2.3 Standortfaktoren der Streuobstwiesen

Um einen potenziellen Einfluss von Faktoren auf den Streuobstwiesen berücksichtigen zu können, wurden folgende Faktoren erhoben:

1. Unterschiedliche Baumalter (geschätzt, Ja/Nein)
2. Größe der Fläche (aus den GIS-Daten errechnet)
3. Anzahl der Obstbäume (aus den GIS-Daten errechnet)
4. Bestandsdichte (Ermittlung von Größe der Fläche und Anzahl der Bäume)
5. Form der Unternutzung (Beweidung, Mahd, Brache etc.)
6. Totholz (Ja/Nein)

Die daraus ergebenden Erkenntnisse, werden statistisch mit R im Ergebnisstil ausgewertet.

5 Ergebnisse

5.1.1 Aufbereitung der GIS-Daten

Die Shape-Dateien waren Punktelemente, welche die einzelnen Streuobstbäume darstellten. Nah beieinander liegende Streuobstbäume wurden zu einer Streuobstwiese zusammengeführt, hierfür wurden folgende Befehle ausgeführt: Unter Tools (XToolsPro) der Befehl Convex Hull. Mittels Group by Fields bekam jede Streuobstwiese eine Wiesennummer zugeteilt. In Abbildung 12 ist eine Übersicht vom Gebiet des Naturparks Steirische Eisenwurzen dargestellt, zusammen mit der räumlichen Lage der Streuobstwiesen gekennzeichnet durch Wiesennummern. Die Abbildung 13 zeigt einen Teilausschnitt des Naturparks, in dem beispielhaft einzelne Streuobstwiesen (orange Polygone) und ihre Wiesennummer zu sehen sind.

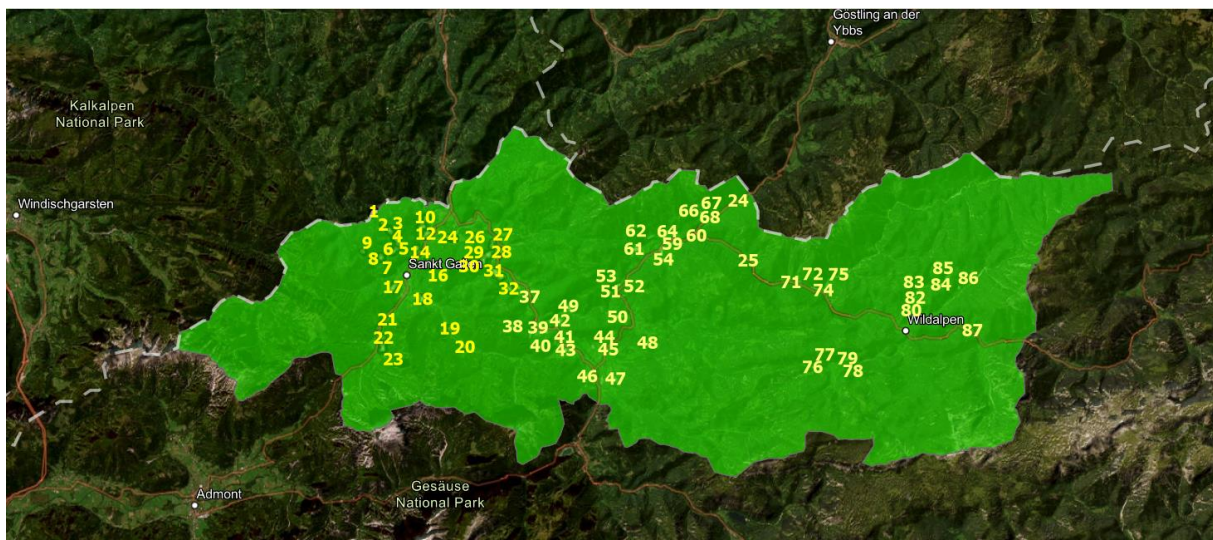


Abbildung 12: Übersicht der Streuobstwiesen von 1 bis 87 nummeriert. Die grüne Fläche zeigt die Fläche des Naturparks Steirische Eisenwurzen.



Abbildung 13: Beispielausschnitt von Streuobstflächen (orange dargestellt) und den dazugehörigen Nummern.

Aus der Toolbox wurde unter Proximity der Befehl Buffer verwendet, um Puffer von 200 m und 500 m um die Streuobstwiese zu kreieren. Mit dem Werkzeug Identity "Verschneiden" Input Features: entsprechender Buffer Layer; Identity Features: CORINE Land Cover Oesterreich 2012 Layer wurden

diese beiden Layer überlagert und verschnitten. Dies hatte zum Zweck, in späterer Bearbeitung den Anteil der jeweiligen Landnutzungstypen in den Puffern berechnen zu können und darauf die Flächenauswahl zu stützen. Hierfür wurde nach dem „Verschneiden“ des Attributes mit dem Werkzeug „Table to Excel“ exportiert. In Abbildung 14 sind beispielhaft die 200 m Puffer (dunkelblau) um die Streuobstwiesen dargestellt und in Abbildung 15 die 500 m Puffer (hellblau).



Abbildung 14: Dunkelblauer Puffer von 200 m um die Streuobstwiesen, zur späteren Verwendung der Berechnung der Landnutzungstypen um die Streuobstwiesen.



Abbildung 15: Hellblauer Puffer von 500 m um die Streuobstwiesen, zur späteren Verwendung der Berechnung der Landnutzungstypen um die Streuobstwiesen.

Einige der Streuobstwiesen wurden im Folgenden nicht weiter berücksichtigt, da sich durch die Begehung der Fläche herausstellte, dass sie nicht geeignet sind. Gründe waren in der Regel, dass die Bäume zu weit voneinander entfernt waren, um sie als zusammenhängende Streuobstwiese zu identifizieren oder dass Bäume fehlten, die ggf. seit den letzten Erhebungen entfernt wurden. Dies betrifft im Speziellen die Streuobstwiesen 53, 73, 83 und 85.

5.1.2 Weiterverarbeitung mit RStudio

5.1.2.1 Größenverteilung der Streuobstflächen

Zuerst wurde mit R eine Datenanalyse und Visualisierung für Streuobstflächen durchgeführt. Hierfür wurden die unterschiedlichen SHP-Dateien in eine Liste zusammengeführt und anschließend die Spalten WieseNR (Wiesennummer) und Shape_Area (Streuobstflächen) aus jeder Datei ausgewählt und in einem Datensatz zusammengeführt. Danach wurden die Flächenangaben in Shape_Area von Quadratmetern in Hektar umgerechnet. Abschließend wurden die Shape_Area in einem Boxplot dargestellt, um die Verteilung der Flächengrößen (in Hektar) aller vorhandenen Streuobstflächen zu visualisieren und einen Eindruck der Flächengrößenverteilung zu erlangen. Dies ist in Abbildung 16 abgebildet.

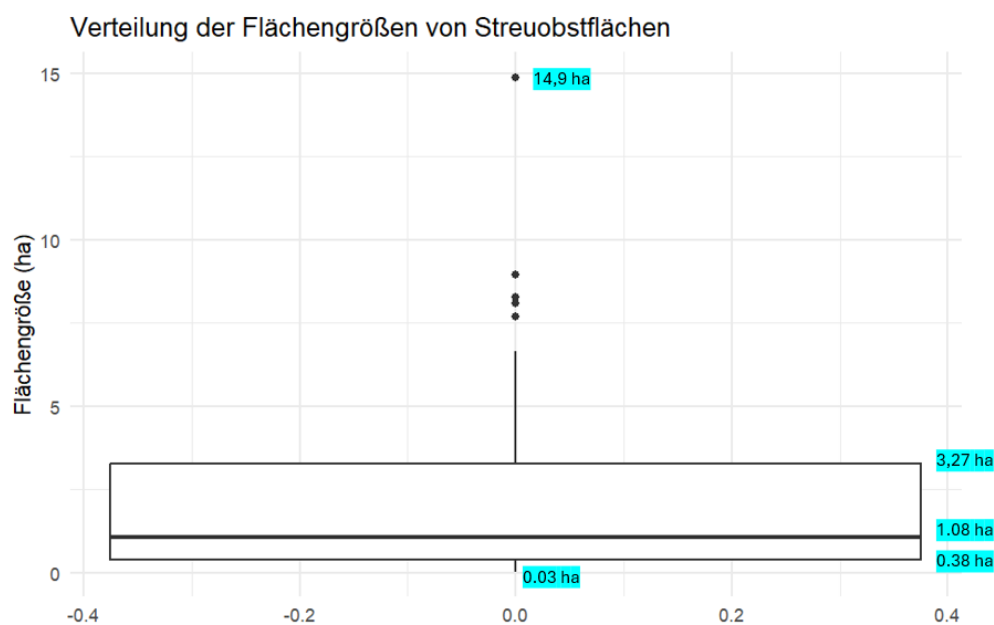


Abbildung 16: Verteilung und Variabilität der Flächengrößen aller untersuchten Streuobstflächen in Hektar. 14.9 ha Max; 3.27 ha Q3; 1.08 ha Median; 0.38 ha Q1; 0.03 ha Min.

Die Abbildung zeigt, dass die meisten Flächengrößen relativ klein sind (da der Großteil der Box nahe bei 0 ha bis 3 ha liegt). Es gibt mehrere Ausreißer, die erheblich größer sind als der Rest der Daten. Diese Ausreißer befinden sich weit über dem oberen Whisker, was auf einige besonders große Streuobstflächen hinweist. Der Medianwert liegt nahe an der Unterkante der Box, was darauf hinweist, dass die Verteilung der Flächengrößen nach oben hin schief ist (die meisten Flächen sind kleiner, mit einigen wenigen sehr großen Flächen).

5.1.2.2 Analyse der vorkommenden Landnutzungstypen im Pufferbereich

Für die Untersuchung des Einflusses der Umgebung der Streuobstwiesen auf die Biodiversität in den Streuobstwiesenflächen wurde eine Analyse in R durchgeführt. Hierfür wurde in GIS ein 200 m und ein 500 m Puffer um die Streuobstflächen generiert und mit dem Landnutzungslayer verschnitten (siehe Kapitel 5.1.1).

In R wurde dann ein Code erstellt, welcher die Daten aus der Excel-Datei einliest, bereinigt und kombiniert. Daraufhin wurden die Gesamtflächen und der Prozentsatz der verschiedenen Landnutzungstypen in 200 m und 500 m Puffern berechnet. Am Ende wurden die Berechnungen in einem gestapelte Balkendiagramme visualisiert. Abbildung 17 zeigt das Ergebnis der Analyse.

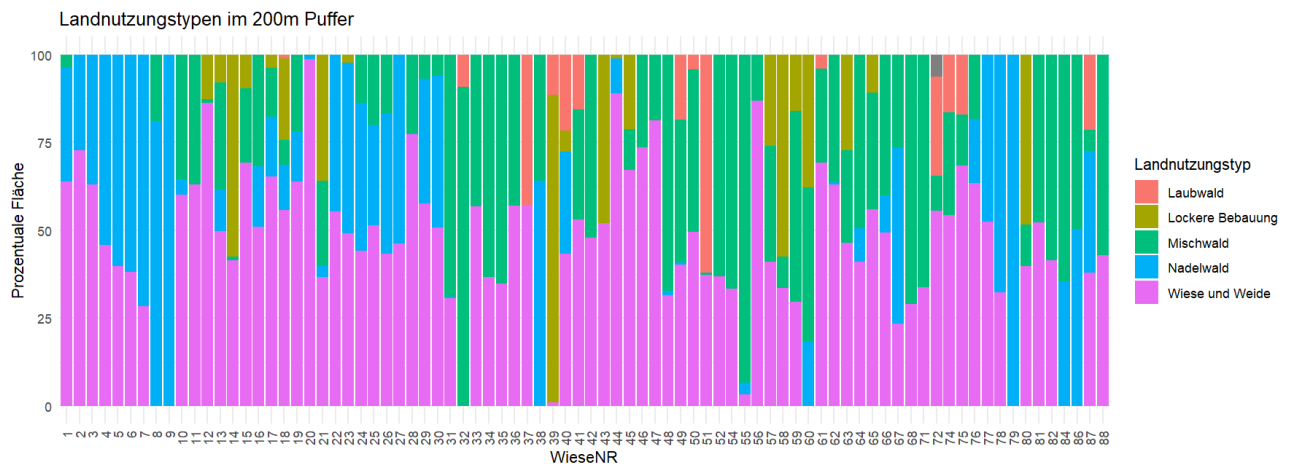


Abbildung 17: Übersicht der 84 Streuobstwiesen und ihrem Landnutzungstypenverteilung im 200 m Puffer.

Die Abbildung 17 gibt einen ersten Eindruck der Landnutzungstypendiversität im Pufferbereich von 200 m um die Streuobstwiesen.

1. **Laubwald (orange):** Ist nur in einigen Wiesen vertreten und eher gering.
2. **Lockere Bebauung (braun):** Ist nur in einigen Wiesen vertreten, meist eher gering aber in Wiesennummer 39 z.B. der dominante Landnutzungstyp.
3. **Mischwald (grün):** In vielen Wiesen ist dieser Landnutzungstyp stark vertreten und auch in mehr Pufferzonen vertreten als Laubwald oder lockere Bebauung.
4. **Nadelwald (blau):** Dieser Typ erscheint in mehreren Wiesen, teils auch sehr dominant. Wie z.B. Wiesennummer 8, 9 und 79, wo er den größten oder einzigen Landnutzungstypen darstellt.
5. **Wiese und Weide (rosa):** Dieser Landnutzungstyp ist in fast allen Wiesen stark präsent und dominiert in vielen Fällen.

Abbildung 18 zeigt, die Landnutzungstypen im 500 m Puffer.

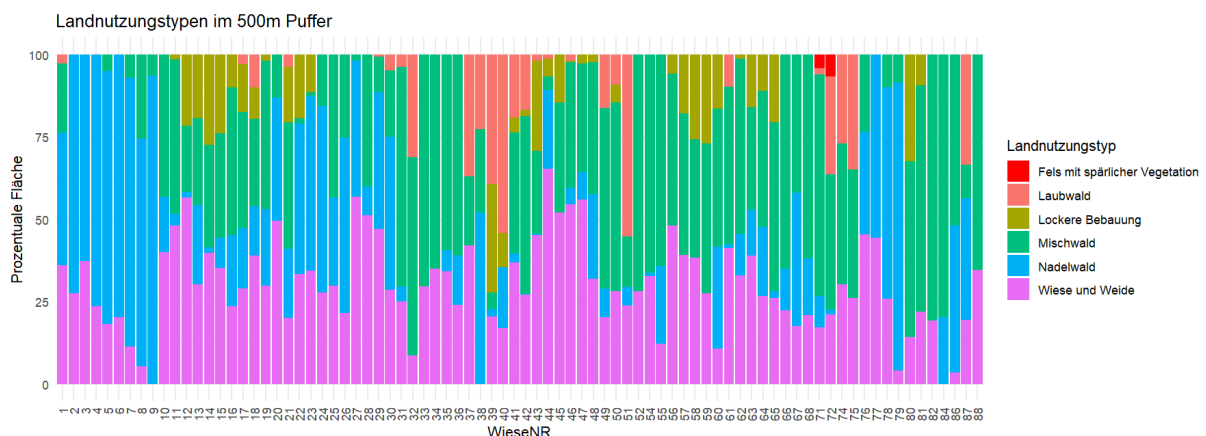


Abbildung 18: Übersicht der 84 Streuobstwiesen und ihrem Landnutzungstypenverteilung im 500 m Puffer.

Die Darstellung des 500 m Puffers zeigt einige deutlichen Unterschied zu dem 200 m Puffer.

1. **Fels mit spärlicher Vegetation (rot):** Im 500 m Puffer erscheint in der Wiesennummer 71 der neue Landnutzungstyp, aber nur im geringen Ausmaß.
2. **Laubwald (orange) und Lockere Bebauung (braun):** Diese Typen sind im 500 m Puffer häufiger vertreten als im 200 m Puffer. Diese Landnutzungstypen sind relativ selten und treten nur in einigen Wiesen auf. Zudem machen sie in den vorkommenden Puffern einen eher geringen Anteil der vorkommenden Landnutzungstypen aus
3. **Mischwald (türkis) und Nadelwald (blau):** Diese Landnutzungstypen sind weiterhin stark vertreten und zeigen im 500 m Puffer eine breitere Verteilung. Es gibt jedoch keine Wiese, die ausschließlich von Mischwald oder Nadelwald bedeckt ist.
4. **Wiese und Weide (rosa):** Auch im 500 m Puffer bleibt dies der dominierende Landnutzungstyp. Fast alle Wiesen haben einen großen Anteil an Wiese und Weide, jedoch ist der Anteil im Vergleich zum 200 m Puffer etwas geringer, da andere Landnutzungstypen hier stärker vertreten sind.

Allgemeine Beobachtungen:

Im 500 m Puffer gibt es eine größere Vielfalt an Landnutzungstypen, während der 200 m Puffer eine höhere Konzentration auf Wiese und Weide zeigt. Wiesen und Weide dominieren beide Pufferzonen, was auf die landwirtschaftliche Nutzung dieser Flächen hinweist. Die beiden Abbildungen bieten einen ersten Überblick über die Landnutzungstypen innerhalb der Pufferzonen um die Streuobstwiesen. Mit den Abbildung 17 und Abbildung 18 ist zu sehen, dass mit Nutzung der vorhandenen Streuobstbaumdaten, die meisten Streuobstwiesen eher im ländlichen Bereich, also außerhalb von Siedlungen zu finden sind. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Daten zu den Streuobstbäumen nicht alle Obstbäume der Region enthalten.

Um nun eine genauere Betrachtung und Einschätzung der Streuobstwiesen zu erlangen, wurden die Daten einer CA (Correspondence Analysis) und DCA (Detrended Correspondence Analysis) unterzogen. Diese hat zum Zweck mit statistischen Berechnungen die Streuobstwiesen nach ihren Ähnlichkeiten bzw. Unterschiedlichkeiten darzustellen und die passenden Streuobstwiesen für die Felduntersuchungen herauszufinden. Da CA und DCA ein eher unbekanntes Verfahren ist, wird diese zuerst erklärt, dann auf den Code und abschließend auf die Ergebnisse eingegangen.

5.1.2.3 CA und DCA zur Analyse der Ähnlichkeiten und Unterschiede in den Landnutzungstypen im Pufferbereich um die Streuobstwiesen

Eine Detrended Correspondence Analysis (DCA) ist eine Methode, die in der Ökologie häufig verwendet wird, um die Verteilung von Arten entlang eines Gradienten zu analysieren. Im Vergleich zur klassischen Korrespondenzanalyse (CA) kann DCA nützlich sein, um nichtlineare Gradienten zu identifizieren und die Schärpen oder Verzerrungen zu vermeiden, die in einer CA auftreten können, wenn Daten komplexe ökologische Gradienten aufweisen.

Die DCA wurde in dieser Arbeit dazu verwendet, um die Unterschiede bzw. Ähnlichkeiten in der Landnutzungstypenzusammensetzung der Puffer um die einzelnen Streuobstwiesen zu untersuchen und darzustellen. Dies diente dem Zweck, Streuobstwiesen nach dem Landnutzungstyp um die Streuobstwiese (200 m und 500 m Puffer) mit unterschiedlichen Kategorien zu versehen

beispielsweise siedlungsnahe Streuobstwiesen. Auch hier wurden die Streuobstwiesen 53, 73, 83 und 85 entfernt.

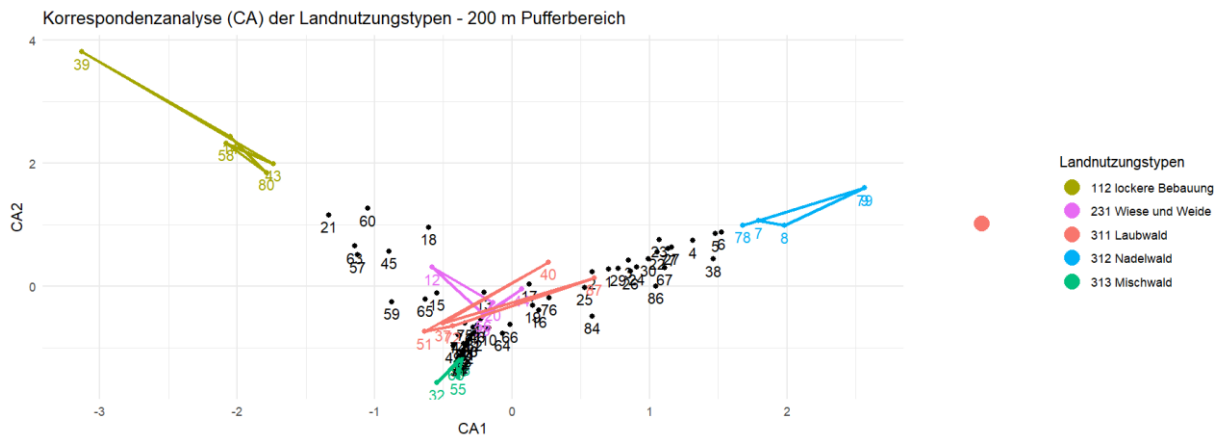


Abbildung 19: Korrespondenzanalyse (CA) für den 200 m Pufferbereich der Wiesenflächen. Die Polygone verbinden die fünf Wiesen mit den höchsten Anteilen an den jeweiligen Landnutzungstypen: **Gelb**, lockere Bebauung (Wiesen 14, 39, 43, 58, 80); **Lila**, Wiese und Weide (Wiesen 12, 20, 28, 44, 56); **Rot**, Laubwald (Wiesen 37, 40, 51, 72, 87); **Blau**, Nadelwald (Wiesen 7, 8, 9, 78, 79); **Grün**, Mischwald (Wiesen 31, 32, 48, 55, 68).

Die Achsen CA1 und CA2 repräsentieren die ersten beiden Hauptachsen der Korrespondenzanalyse, die die meiste Varianz in den Daten erklären. Die Positionen der Punkte auf diesen Achsen zeigen wiederum die relative Ähnlichkeit der Streuobstwiesen in Bezug auf die Verteilung der Landnutzungstypen.

Jeder Punkt repräsentiert eine Streuobstwiese, die anhand ihrer Nummer (WieseNR) gekennzeichnet ist. Die Position der Punkte zeigt, wie die Landnutzungstypen im Pufferbereich um die verschiedenen Streuobstwiesen verteilt sind.

Die farblich unterschiedlichen Polygone verbinden die fünf Streuobstwiesen mit dem höchsten Anteil eines bestimmten Landnutzungstyps. Beispielsweise blau repräsentiert lockere Bebauung (Siedlungen). Abbildung 19 zeigt, dass bestimmte Streuobstwiesen tendenziell ähnliche Landnutzungstypen im 200 m Pufferbereich aufweisen und daher in der Nähe voneinander gruppiert sind. Beispielsweise sind die Streuobstwiesen mit lockerer Bebauung (gelb) links oben der Grafik gruppiert, während die Streuobstwiesen mit Nadelwald (blau) rechts oben zu finden sind. Das Gleiche wurde für den 500 m Pufferbereich durchgeführt, siehe Abbildung 20.

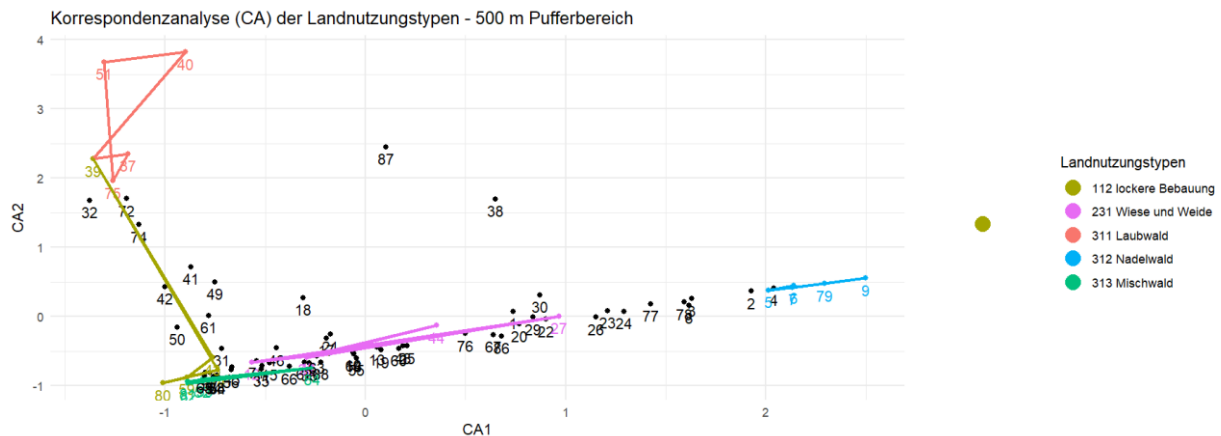


Abbildung 20: Korrespondenzanalyse (CA) für den 500 m Pufferbereich der Wiesenflächen. Die Polygone verbinden die fünf Wiesen mit den höchsten Anteilen an den jeweiligen Landnutzungstypen: **Gelb**, lockere Bebauung (Wiesen 14, 39, 43, 59, 80); **Lila**, Wiese und Weide (Wiesen 12, 27, 28, 44, 47); **Rot**, Laubwald (Wiesen 37, 39, 40, 51, 75); **Blau**, Nadelwald (Wiesen 5, 6, 7, 9, 79); **Grün**, Mischwald (Wiesen 33, 52, 81, 82, 84).

Die Korrespondenzanalyse (CA) ist ein guter erster Schritt, um die Ähnlichkeiten und Unterschiede in den Landnutzungstypen zwischen den Streuobstwiesen zu visualisieren. Allerdings kann CA bei längeren Gradienten Verzerrungen aufweisen, was die Interpretation erschweren kann. In solchen Fällen kann die Detrended Correspondence Analysis (DCA) sinnvoll sein. DCA ist eine erweiterte Methode, die einige der Verzerrungen von CA korrigieren kann, insbesondere bei folgenden Fällen:

- Wenn die Gradienten in den Daten nicht linear sind, kann DCA helfen, diese Verzerrungen zu korrigieren und eine genauere Darstellung der Daten zu liefern.
- Wenn die Daten eine große Streuung oder Heterogenität aufweisen, kann DCA hilfreich sein, um die Strukturen besser zu erfassen.

Basierend auf der aktuellen CA-Grafik scheint es, dass es eine klare Gruppierung von Streuobstwiesen basierend auf ihren Landnutzungstypen gibt. Allerdings gibt es auch einige Punkte, die weit von den Hauptgruppen entfernt sind, was auf nicht-lineare Gradienten oder Heterogenität hinweisen könnte. Aufgrund dessen wurde eine Detrended Correspondence Analysis (DCA) durchgeführt, um zu überprüfen, ob die nicht-linearen Effekte in den Daten besser modelliert werden können und ob dies zu einer klareren und interpretierbaren Visualisierung führt.

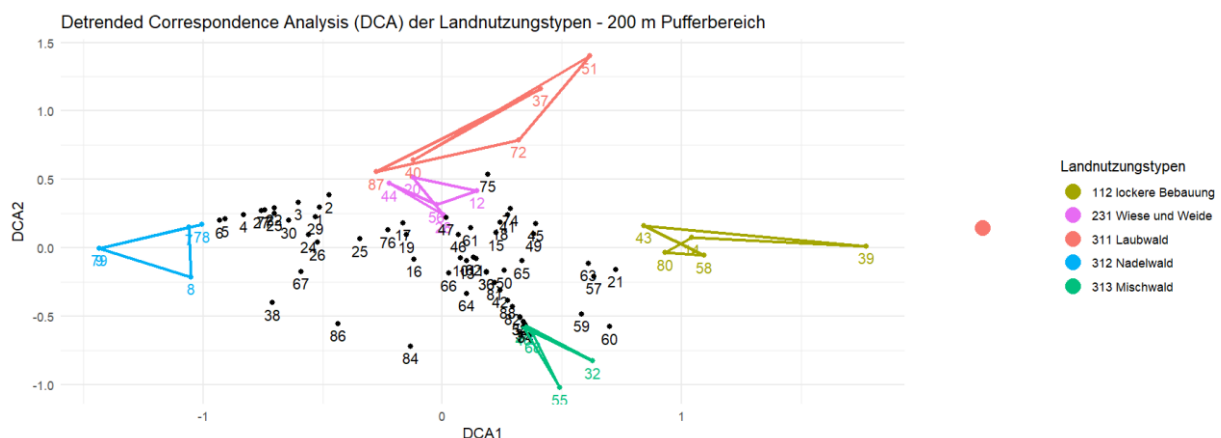


Abbildung 21: Detrended Correspondence Analysis (DCA) für den 200 m Pufferbereich der Wiesenflächen. Die Polygone verbinden die fünf Wiesen mit den höchsten Anteilen an den jeweiligen Landnutzungstypen: **Gelb**, lockere Bebauung (Wiesen

14, 39, 43, 58, 80); Lila, Wiese und Weide (Wiesen 12, 20, 28, 44, 56); Rot, Laubwald (Wiesen 37, 40, 51, 72, 87); Blau, Nadelwald (Wiesen 7, 8, 9, 78, 79); Grün, Mischwald (Wiesen 31, 32, 48, 55, 68).

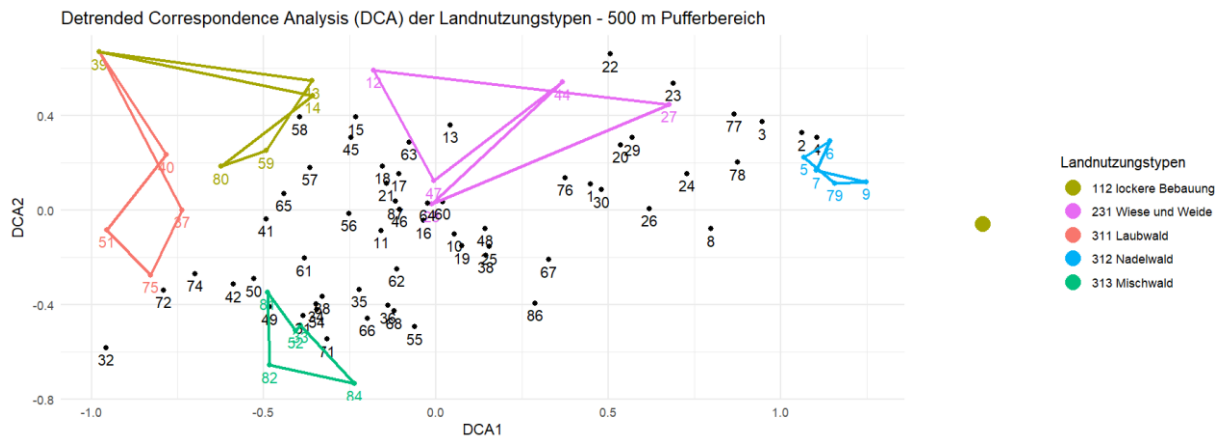


Abbildung 22: Detrended Correspondence Analysis (DCA) für den 500 m Pufferbereich der Wiesenflächen. Die Polygone verbinden die fünf Wiesen mit den höchsten Anteilen an den jeweiligen Landnutzungstypen: Gelb, lockere Bebauung (Wiesen 14, 39, 43, 59, 80); Lila, Wiese und Weide (Wiesen 12, 27, 28, 44, 47); Rot, Laubwald (Wiesen 37, 39, 40, 51, 75); Blau, Nadelwald (Wiesen 5, 6, 7, 9, 79); Grün, Mischwald (Wiesen 33, 52, 81, 82, 84).

Die Achsen DCA1 und DCA2 repräsentieren die ersten beiden Hauptachsen der Detrended Correspondence Analysis und visualisieren die Hauptgradienten in den Landnutzungstypendaten und die Variation der Landnutzungstypen in den verschiedenen Streuobstwiesen. Wie in der CA repräsentiert jeder Punkt eine Streuobstwiese, die anhand ihrer Nummer (WieseNR) beschriftet ist und die Position der Punkte zeigt, wie die Landnutzungstypen um die verschiedenen Streuobstwiesen verteilt sind. Die Polygone verbinden die fünf Wiesen mit dem höchsten Anteil eines bestimmten Landnutzungstyps.

In der DCA 200 m Pufferbereich Abbildung 21 sind verschiedene Beobachten zu sehen. Die Streuobstwiesen mit lockerer Bebauung (gelb; WieseNR 14, 39, 43, 58, 80) und die Streuobstwiesen mit Wiese und Weide (rosa; WieseNR 12, 20, 28, 44, 56) sind klar gruppiert und zeigen eine klare Trennung von anderen Landnutzungstypen. Die Streuobstwiesen mit Laubwald (rot; WieseNR 37, 40, 51, 72, 87) sind im oberen rechten Bereich gruppiert und die Streuobstwiesen mit Nadelwald (blau; WieseNR 7, 8, 9, 78, 79) sind im linken Bereich gruppiert. Streuobstwiesen mit Mischwald (grün; WieseNR 31, 32, 48, 55, 68) sind im unteren Bereich zu sehen. Die DCA 500 m Pufferbereich (Abbildung 22) zeigt nach Durchführung der DCA eine deutlich bessere Visualisierung der einzelnen Gruppen. Bei der Auswahl der Plots wurde sich auf den 200 m Pufferbereich konzentriert, da er auf die Streuobstwiese wahrscheinlich den größeren Einfluss auf die Insekten und Vögel haben wir. Nichtsdestotrotz gibt es auch Überschneidungen bezüglich der jeweils fünf Wiesen mit den höchsten Anteilen an den jeweiligen Landnutzungstypen. Z.B. im 200 m und 500 m

- Lockeren Bebauung 14, 39, 43
- Wiese und Weide 12, 28
- Laubwald 37, 51
- Nadelwald 7,9

Nur der Mischwald verändert sich im 500 m Pufferbereich scheinbar so stark, dass sich dort keine Überschneidungen finden lassen.

Die 5 Streuobstwiesen mit dem höchsten Anteil an jeweiligen Landnutzungstyp im 200 m Pufferbereich, und die größte Ähnlichkeit diesbezüglich aufweisen, sind:

Tabelle 3: Streuobstwiesen mit den höchsten Anteilen verschiedener Landnutzungstypen im 200 m Pufferbereich. Fett sind die Streuobstwiesen, welche für die Beprobung ausgewählt wurden, wird in der nächsten Tabelle genauer aufgezeigt.

Landnutzungstyp					
Wiese und Weide (231)	12	20	28	44	56
Nadelwald (312)	7	8	9	78	79
Mischwald (313)	31	32	48	55	68
lockere Bebauung (112)	14	39	43	58	80
Laubwald (311)	37	40	51	72	87

3 von den 5 Streuobstwiesen aus Tabelle 3 wurden für die Beprobung ausgesucht. Bei der Begehung kam es allerdings zu einer Verwechslung der Streuobstwiese 9 und 5. Es wurde die Streuobstwiese 5 statt der 9 beprobt, was aber erst zu spät aufgefallen ist. Da die 5 nahe an den Plots des Nadelwaldes liegt (siehe Abbildung 21), wird die 5 als Nadelwald-Landnutzungstyp übernommen. Zudem ist die 5 im 500 m Pufferbereich diesbezüglich vertreten. In Tabelle 4 ist die Auswahl dargestellt.

Tabelle 4: Streuobstwiesen, welche für die Beprobungen ausgewählt wurden.

Landnutzungstyp			
Wiese und Weide (231)	12	28	56
Nadelwald (312)	5	7	8
Mischwald (313)	31	32	68
lockere Bebauung (112)	14	39	43
Laubwald (311)	37	51	72

Zudem bezieht sich eine der Forschungsfragen dieser Arbeit darauf, ob nah beieinander liegende Streuobstwiesen einen Effekt auf die Artenabundanz und -diversität haben können. Tabelle 5 und Tabelle 6 zeigen, welche Streuobstwiesen im Pufferbereich 200 m oder 500 m eine andere Streuobstwiese Überschneiden bzw. einschließen.

Tabelle 5: Übersicht der untersuchten Streuobstwiesen, ob im 200 m Pufferbereich andere Streuobstwiesen liegen (ja) oder nicht (nein). Zudem wird für die Streuobstwiesen mit Antwort ja, die Anzahl der dort Streuobstwiesen im jeweiligen Pufferbereich dargestellt.

200 m Puffer												
nein	7	8	12	28	31	32	39	43	51	56	68	72
ja	5	14										
Anzahl der Streuobstwiesen im Pufferbereich	1	1										

Tabelle 6: Übersicht der untersuchten Streuobstwiesen, ob im 500 m Pufferbereich andere Streuobstwiesen liegen (ja) oder nicht (nein). Zudem wird für die Streuobstwiesen mit Antwort ja, die Anzahl der dort Streuobstwiesen im jeweiligen Pufferbereich dargestellt.

500 m Puffer											
nein	31	32	43	51							
ja	72	68	56	39	28	14	12	8	7	5	
Anzahl der Streuobstwiesen	1	2	3	1	2	2	1	1	1	2	

im Pufferbereich

Die Analyse fand in GIS statt, wo alle Streuobstwiesen entsprechend hinterlegt sind. Im 200 m Puffer der jeweiligen Streuobstwiesen, befinden sich insgesamt weniger andere Streuobstwiesen als im 500 m Puffer. Im 200 m Puffer überschneidet Plot 5 mit Plot 6 und Plot 14 mit Plot 13.

Im 500 m Puffer gibt es mehr Überschneidungen. Plot 5 weist in seinem Puffer Plot 4 und 6 auf, Plot 7 den Plot 8, Plot 8 den Plot 7, Plot 12 den Plot 11, Plot 14 die Plots 13 und 15, Plot 28 die Plots 27 und 88, Plot 39 den Plot 40, der Plot 56 die Plots 54, 55 und 57, Plot 68 die Plots 67 und 66 und Plot 72 den Plot 71. Einige weisen mehr als eine weitere Streuobstwiese im Pufferbereich auf. Auch dies wird untersucht.

5.2 Ergebnisse Insekten

Die Einzelübersichten für jeden Plot und welche Familien mit wie vielen Arten vertreten sind, sind im Anhang einzusehen. Dort sind zusätzlich einzelne Arten aufgelistet, die konkret auf Artniveau bestimmt werden konnten.

Abbildung 23 zeigt die Gesamtabundanz der Arten auf den Streuobstwiesen im Jahr 2024 im Naturpark Steirische Eisenwurz. Die X-Achse zeigt eine Reihe von 31 verschiedenen Plots mit dem jeweiligen Datum der Probenahme. Die Y-Achse zeigt die Abundanz, also die Gesamtzahl der erfassten Arten für jeden Plot. Die Werte reichen von etwa 180 bis über 1000 Arten. Die größte Artenabundanz wurde auf Plot 68 am 29.05.2024 (1063 Arten) festgestellt, gefolgt von Plot 68 am 14.06.2024 (982 Arten). Die niedrigste Abundanz zeigt Plot 14 am 18.06.2024 und 05.07.2024 (181 Arten).

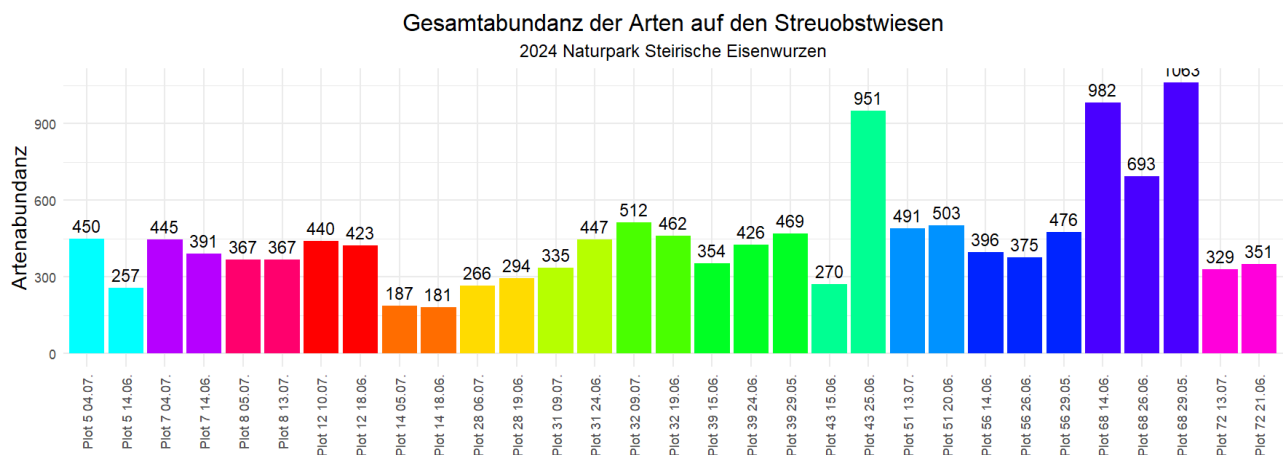


Abbildung 23: Übersicht der Gesamtabundanz der Insekten auf den untersuchten Streuobstwiesen 2024 im Naturpark Steirische Eisenwurz.

Verteilung der Artenabundanz:

Die Artenabundanz variiert erheblich zwischen den verschiedenen Plots. Es gibt sowohl Plots mit hoher Abundanz (wie Plot 68 am 29.05.2024 und 14.06.2024.) als auch solche mit relativ niedriger Abundanz (wie Plot 14). Auffällig ist, dass der Plot 68 an verschiedenen Daten (29.05. 2024 und 14.06. 2024) immer wieder die höchsten Artenzahlen aufweist. Dies könnte darauf hindeuten, dass dieser

Plot eine besonders hohe Biodiversität aufweist oder dass die Bedingungen für die Erfassung dort besonders günstig sind. Auch auf dem Plot 43 am 26.06. 2024 gibt es einen sehr hohen Wert (951).

Sehr auffällig ist, dass Plot 68 bei allen drei Probenahmen über 600 liegen und alle anderen darunter. Die anderen ähneln sich auch mehr, da ihre Spanne zwischen 181 und 512 liegen (Differenzbereich von 331 Individuen). Bis auf Plot 68 und Plot 43 schwanken die Zahlen auch zeitlich nicht sehr stark.

Plot 68 scheint eine hohe Biodiversität aufzuweisen, da hier zu verschiedenen Zeitpunkten die höchsten Artenzahlen erfasst wurden. In weiterer Folge wird dies genauer betrachtet. Es lässt sich kein klarer zeitlicher Trend der Artenabundanz erkennen, was darauf hindeuten könnte, dass andere Faktoren eine größere Rolle spielen als die Jahreszeit.

Die Tabelle 7 zeigt zusätzlich zu dem Datum und der Gesamtartenabundanz auf den Streuobstwiesen die Anzahl der identifizierten Familien. Plots mit mehr identifizierten Familien weisen tendenziell auch eine höhere Artenabundanz auf. Dies ist zu erwarten, da mehr Familien die Wahrscheinlichkeit erhöhen, mehr Arten zu erfassen. Zum Beispiel verzeichnet Plot 43 am 25.06.2024 31 Familien und eine hohe Artenabundanz von 951 Arten. Im Vergleich dazu gibt es in Plot 14 am 05.07.2024 nur 16 Familien und eine relativ geringe Artenabundanz von 187 Arten. Plot 68 hebt sich mit einer extrem hohen Gesamtartenabundanz von 1063 Arten am 29.05.2024 und einer Anzahl von 35 Familien ab. Allerdings zeigt Plot 68 sowohl am 29.05.2024 als auch am 14.06.2024 sehr hohe Artenzahlen, bevor sie am 26.06.2024 auf 693 Arten und 41 Familien sinken. Das zeigt, dass die Artenzusammensetzung und -abundanz sich im Laufe der Zeit verändern kann, auch innerhalb eines Monats.

Im Gegensatz dazu zeigt Plot 14 am 18.06.2024 mit nur 181 Arten und 23 Familien die geringste Artenabundanz. Dies könnte auf weniger günstige Bedingungen für die Erfassung von Arten in diesem Plot zu dieser Zeit hinweisen.

Tabelle 7: Übersicht der Plots) hinsichtlich Anzahl der identifizierten Familien, Gesamtabundanz und dominierendem Landnutzungstyp im 200 m Pufferbereich.

Plotnummer	Datum	Gesamte Artenabundanz	Anzahl der identifizierten Familien	Dominierender Landnutzungstyp im 200 m Puffer
5	14.06.2024	257	21	Nadelwald
5	04.07.2024	445	29	
7	14.06.2024	391	21	Nadelwald
7	04.07.2024	450	28	
8	05.07.2024	367	12	Nadelwald
8	13.07.2024	367	22	
12	18.06.2024	423	20	Wiese und Weide
12	10.07.2024	440	26	
14	18.06.2024	181	23	Lockere Bebauung
14	05.07.2024	187	16	
28	19.06.2024	294	12	Wiese und Weide
28	06.07.2024	266	13	
31	24.06.2024	447	19	Mischwald
31	09.07.2024	335	24	
32	19.06.2024	462	25	Lockere Bebauung
32	09.07.2024	512	25	
39	29.05.2024	469	26	Lockere Bebauung

39	15.06.2024	354	24	
39	24.06.2024	426	28	
43	15.06.2024	270	19	Lockere Bebauung
43	25.06.2024	951	31	
51	20.06.2024	503	31	Laubwald
51	13.07.2024	491	43	
56	29.05.2024	476	22	Wiese und Weide
56	14.06.2024	396	26	
56	26.06.2024	375	25	
68	29.05.2024	1063	35	Mischwald
68	14.06.2024	982	28	
68	26.06.2024	693	41	
72	21.06.2024	351	24	Laubwald
72	13.07.2024	329	32	

Um den Zusammenhang zwischen den zeitlichen Veränderungen (Spalte Datum) und der Gesamtartenabundanz pro Plot (Gesamte Artenabundanz) zu analysieren, wird eine lineare gemischte Modellierung (Linear Mixed Effects Model) durchgeführt. Es zeigte sich, dass die zeitliche Veränderung keinen signifikanten Einfluss auf die Gesamtartenabundanz hat (t value = -0.960). Der negative Schätzwert von Datum_Numeric (-2.317) deutet darauf hin, dass die Artenabundanz im Verlauf der Zeit tendenziell abnimmt. Allerdings ist dieser Rückgang nicht statistisch signifikant, da der p -Wert höher als 0,05 sein dürfte. Die Residualvarianz von 21.033 unterstützt dies, denn der Wert ist hoch was darauf hindeutet, dass ein großer Teil der Variation in der Gesamte_Artenabundanz nicht durch das Datum erklärt wird (Abbildung 24).

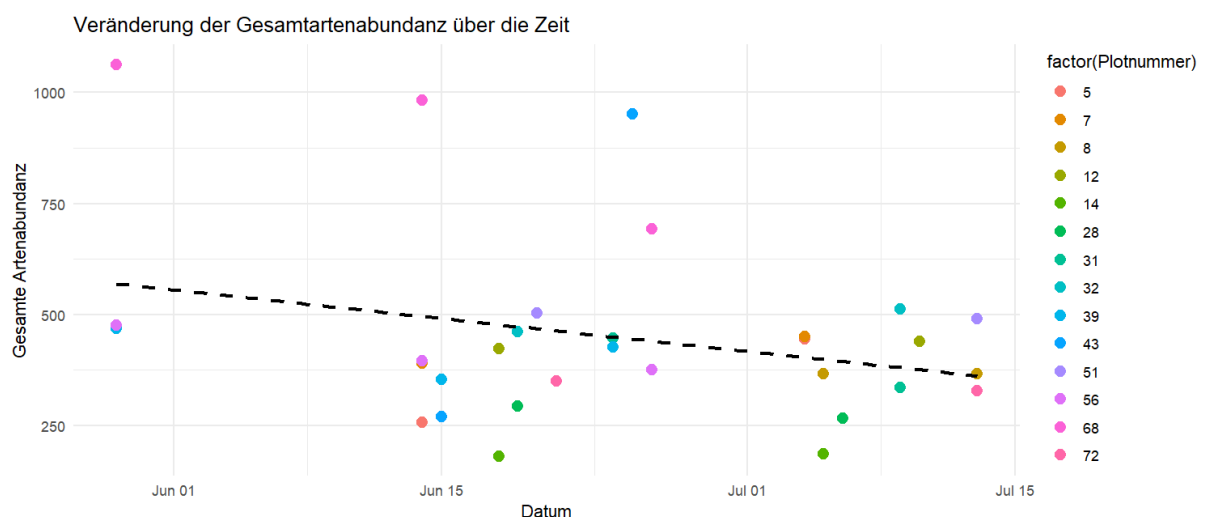


Abbildung 24: Zeitliche Entwicklung der Gesamtartenabundanz der Insekten pro Plot und Probenahme.

Es wird nun untersucht, ob es einen Zusammenhang zwischen der Gesamte Artenabundanz und den Landnutzungstypen im 200 m Pufferbereich gibt. Hierzu wurden die Daten auf Normalverteilung überprüft. Der Shapiro-Wilk-Test zur Überprüfung einer Normalverteilung ergab folgendes:

- $W=0.79694$
- p pp-Wert = **4.533e-05** (sehr klein), **Daten sind nicht normalverteilt**

Da die Daten nicht normalverteilt sind, ist es nicht sinnvoll, eine ANOVA durchzuführen (die auf normalverteilten Daten basiert). Stattdessen wird im R Code automatisch der Kruskal-Wallis-Test verwendet, der keine Normalverteilung voraussetzt und für die Analyse nichtparametrischer Daten geeignet ist.

Kruskal-Wallis-Test:

1. Der Kruskal-Wallis-Test untersucht, ob es signifikante Unterschiede in den Medianen der Artenabundanz zwischen den verschiedenen Landnutzungstypen gibt.
2. Der **p-Wert** des Tests beträgt **0.09866**. Dies bedeutet, dass der Test **keinen signifikanten Unterschied** zwischen den Landnutzungstypen auf einem typischen Signifikanzniveau von 0.05 findet.

Somit gibt es keine starken Hinweise darauf, dass die Artenabundanz in den verschiedenen Landnutzungstypen im 200 m Pufferbereich signifikant unterschiedlich ist. Allerdings ist der p-Wert relativ nah an 0.05, was auf eine gewisse Tendenz hindeuten könnte.

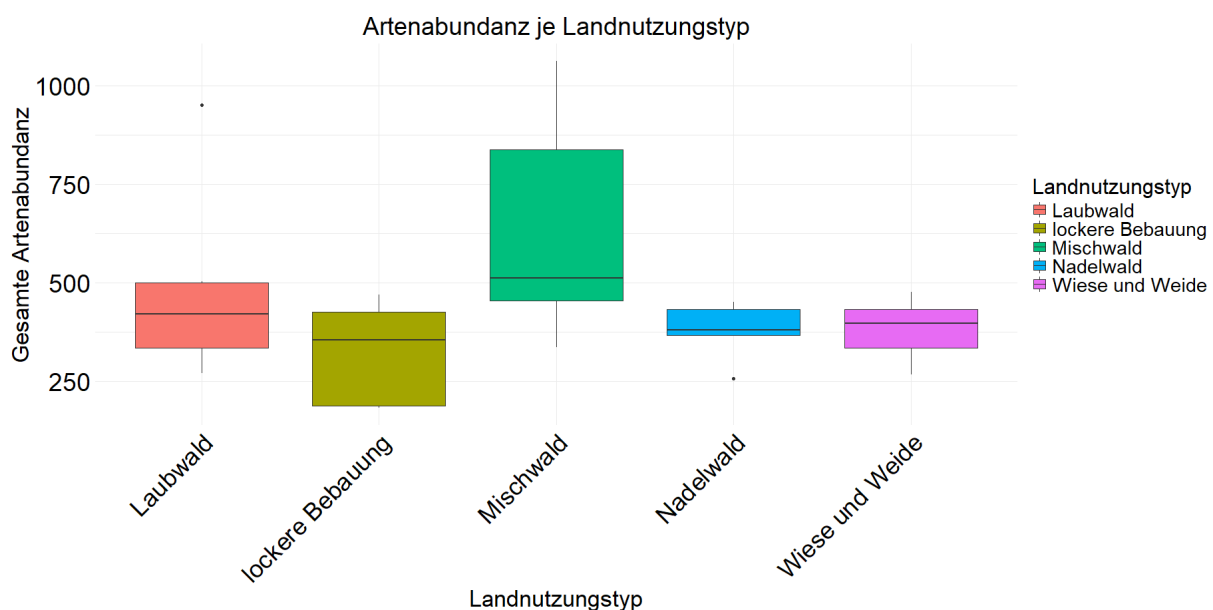


Abbildung 25: Ergebnis des Boxplots zur Artenabundanz je Landnutzungstyp im 200 m Pufferbereich.

Boxplot:

- Der Boxplot zeigt die Verteilung der Artenabundanz für jeden Landnutzungstyp.
- Der **Mischwald** zeigt eine größere Spannweite der Artenabundanz als die anderen Typen. Es gibt sowohl sehr niedrige als auch hohe Abundanzen.
- **Laubwald** und **lockere Bebauung** zeigen eine relativ konstante Verteilung ohne große Extremwerte. Beim Laubwald gibt es einen hohen Ausreißer.
- **Nadelwald** und **Wiese und Weide** haben eine relativ engere Verteilung der Artenabundanz. Beim Nadelwald gibt es zudem einen niedrigen Ausreißer.

Zusammengefasst zeigt der Kruskal-Wallis-Test **keine signifikanten Unterschiede** zwischen den Landnutzungstypen im 200 m Pufferbereich in Bezug auf die Artenabundanz, und der Boxplot

unterstützt dies, indem er auf ähnliche Verteilungen hinweist, obwohl es in einigen Kategorien (z. B. Mischwald) eine größere Variabilität gibt.

Einfluss von Streuobstwiesen im Pufferbereich:

Es wurde ein T-Test durchgeführt, um zu überprüfen, ob es einen signifikanten Unterschied in der Insektenabundanz gibt, je nachdem, ob sich andere Streuobstwiesen im 500 m Puffer befinden.

- **t-Wert:** -0.73823
- **p-Wert:** 0.4736

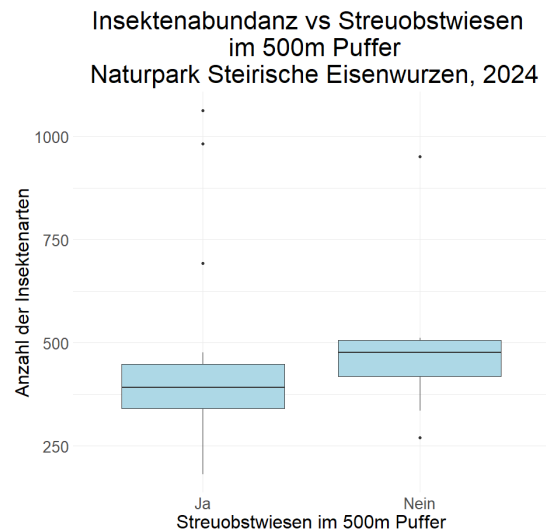
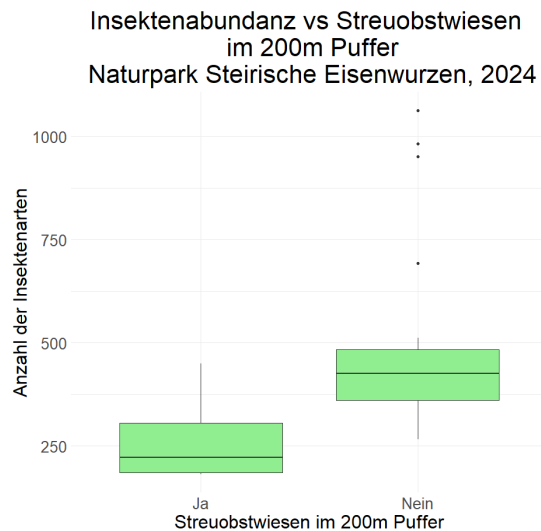
Der p-Wert von 0.4736 zeigt an, dass es keinen signifikanten Unterschied in der Insektenabundanz zwischen den Plots mit und ohne Streuobstwiesen im 500 m Puffer gibt. Das Vorhandensein von Streuobstwiesen im 500 m Puffer scheint keinen bedeutenden Einfluss auf die Insektenabundanz in den untersuchten Plots zu haben. Dies wird auch durch die Boxplots unterstützt, wo die Verteilung der Insektenabundanz für beide Gruppen relativ ähnlich aussieht.

Der T-Test für den 200 m Puffer ergab:

- **t-Wert:** -2.7954
- **p-Wert:** 0.03242

Der p-Wert von 0.03242 zeigt an, dass es einen signifikanten Unterschied in der Insektenabundanz zwischen den Plots mit und ohne Streuobstwiesen im 200 m Puffer gibt. Es gibt einen signifikanten Unterschied zwischen den beiden Gruppen. Die Plots ohne Streuobstwiesen im 200 m Puffer (Mittelwert: 476.963) haben eine deutlich höhere Insektenabundanz als die Plots mit Streuobstwiesen im 200 m Puffer (Mittelwert: 268.750). Dies deutet darauf hin, dass das Vorhandensein von Streuobstwiesen in einem kleineren Pufferbereich (200 m) möglicherweise die Insektenabundanz negativ beeinflussen könnte.

Die Boxplots visualisieren die Verteilung der Insektenabundanz in den Plots, abhängig davon, ob sich Streuobstwiesen im 200 m oder 500 m Puffer befinden. Für den 500 m Puffer: Die Verteilung der Abundanz ist ähnlich für beide Gruppen ("Ja" und "Nein"), was das nicht-signifikante Ergebnis des T-Tests unterstützt. Für den 200 m Puffer: Der Boxplot zeigt, dass die Insektenabundanz in den Plots ohne Streuobstwiesen im 200 m Puffer tendenziell höher ist, was den signifikanten Unterschied des t-Tests widerspiegelt.



Standortfaktoren der Streuobstwiesen

Nun wird getestet, ob die Standortfaktoren der Streuobstwiesen einen Zusammenhang haben könnten. Hierzu sind in folgender Tabelle 8 die vor Ort erhobenen Faktoren aufgelistet. Um zu testen, ob es einen signifikanten Zusammenhang zwischen den unabhängigen Variablen (Baumalter-Diversität, Flächengröße, Baumanzahl, Bestandsdichte, Form der Unternutzung, Totholz) und der abhängigen Variable (Gesamte Artenabundanz) gibt, wird der Kruskal-Wallis-Test für kategoriale Variablen verwendet. Für numerische Variablen wird wiederum Spearman's Rangkorrelation "Flächengröße", "Baumanzahl" und "Bestandsdichte" angewendet, um zu testen, ob es einen Zusammenhang mit der Artenabundanz gibt.

Dieser R Code berücksichtigt die Nicht-Normalverteilung der Daten.

Tabelle 8: Übersicht der Plots mit den Standortfaktoren der Streuobstwiesen und weiteren Informationen.

Plots	Baumalter Diversität (ja/nein)	Flächen- größe (Ha)	Baum- anzahl	Bestands- dichte (Stück/Ha)	Form der Unternutzung	Totholz (ja/nein)	Infos
5	Ja	3,1	58	18,8	Kuhweide	Nein	
7	Nein	2,8	40	14,3	Nicht gemäht	Nein	Es wurde im südwestlichen Teil beprobt, es geht eine wenig befahrene Straße durch
8	Nein	0,1	10	139,4	Gemäht	Nein	
12	Ja	5,0	87	17,4	Gemischt, Nicht bis selten gemäht	Nein	
14	Nein	0,1	8	132,5	Kuhweide	Nein	
28	Ja	1,0	16	16,0	Hühnergehege	Ja	
31	Ja	14,9	101	6,8	Gemäht	Nein	Wurde ca. 2 Wochen vor der ersten Probe gemäht
32	Nein	3,2	67	21,0	Teils gemäht, teils Spuren von Kühen	Nein	
39	Ja	1,0	44	45,3	Teils gemäht/ teils brach	Ja	Es wurde im nördlichen unterem Teil beprobt, ist als Lagerfläche für Holz genutzt
43	Ja	3,7	127	34,6	Gemäht	Nein	Wurde ca. 2 Wochen vor der ersten Probe gemäht
51	Nein	0,1	14	131,1	Brach	Ja	
56	Nein	6,6	104	15,7	Gemäht	Nein	Es geht eine Straße durch die Wiese, es wurde im nördlichen Teil beprobt. Zu dem Zeitpunkt hochstehende Wiese
68	Nein	0,5	27	50,6	Brach	Ja	Es geht eine Straße durch, es wurde im nördlichen Teil beprobt
72	Nein	1,1	78	67,9	Kuhweide	Nein	

Kruskal-Wallis-Test für Form der Unternutzung:

Der **p-Wert beträgt 0.004593**, was kleiner als 0.05 ist. Dies zeigt, dass es **einen signifikanten** Unterschied in der Artenabundanz zwischen den verschiedenen Formen der **Unternutzung** gibt.

Da es einen signifikanten Unterschied zwischen der Artenabundanz und den verschiedenen Formen der Unternutzung gibt, ist es sinnvoll zu überprüfen, welche Unternutzung am vorteilhaftesten für die Insektenabundanz ist. Hierzu wurde der Dunn-Test (Post-Hoc-Test) verwendet. Dies ist notwendig, da der Kruskal-Wallis-Test nicht aussagt, zwischen welchen Gruppen genau diese Unterschiede bestehen. Der Dunn-Test ist wiederum ein Post-Hoc-Test, der nach einem signifikanten Kruskal-Wallis-Test

durchgeführt wird, um paarweise Vergleiche zwischen den Gruppen durchzuführen. Er zeigt, welche spezifischen Gruppen signifikant voneinander abweichen, und verwendet eine Korrektur für Mehrfachvergleiche, um das Risiko von Fehlinterpretationen durch mehrere Tests zu reduzieren.

Der Dunn-Test identifiziert einige Unterschiede zwischen den Gruppen, insbesondere zwischen den Unternutzungsformen "Brach" und "Kuhweide" (signifikant mit $p_{adj} = 0.002531694$). Weitere Unterschiede zwischen anderen Formen waren nicht signifikant nach der Bonferroni-Korrektur.

In Abbildung 26 ist zu sehen, dass Brachland die höchste Artenabundanz mit einer breiten Verteilung hat, wobei einige Ausreißer vorhanden sind. Der Median liegt bei etwa 700 Arten. Die Plots, die gemäht sind, zeigen eine vergleichsweise geringere Artenabundanz, der Median liegt unter 400, und es gibt einen Ausreißer nach unten. Die als Kuhweide genutzten Streuobstwiesen haben einen Median knapp über 300. Hühnergehege, Nicht gemäht und Teils gemäht haben relativ niedrigere Artenabundanzen, wobei „Nicht gemäht“ und „Teils gemäht“ eine engere Verteilung um den Median zeigen. Insgesamt scheint Brachland die förderlichste Form der Unternutzung für die Artenabundanz zu sein, während gemähte und intensiv genutzte Flächen eine geringere Artenvielfalt aufweisen.

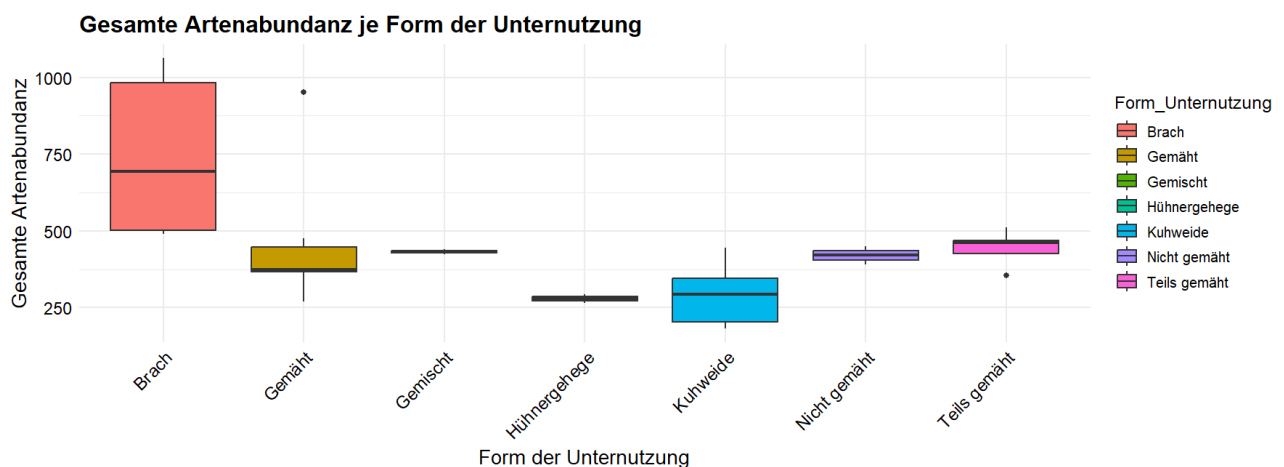


Abbildung 26: Gesamte Artenabundanz in Abhängigkeit von der Form der Unternutzung: Brachland zeigt die höchste Artenvielfalt, während intensiv genutzte Flächen wie Gemäht und Kuhweide geringere Artenabundanz aufweisen.

Kruskal-Wallis-Test für Baumalter-Diversität:

Der p-Wert beträgt 0.2297, was größer als 0.05 ist. Dies bedeutet, dass es keinen signifikanten Unterschied in der Artenabundanz zwischen den verschiedenen Kategorien der Baumalter-Diversität gibt.

Kruskal-Wallis-Test für Totholz:

Der p-Wert beträgt 0.09094, was größer als 0.05 ist, aber nah an dieser Schwelle. Das bedeutet, dass es keinen signifikanten Unterschied gibt, aber ein tendenzieller Zusammenhang besteht, der möglicherweise in einer größeren Stichprobe deutlicher wäre.

Die linke Abbildung von Abbildung 27 zeigt die Artenabundanz in Abhängigkeit von der Baumalter-Diversität. Es gibt keine großen Unterschiede zwischen Flächen mit und ohne Baumalter-Diversität, allerdings gibt es vereinzelt Ausreißer mit hoher Artenvielfalt in beiden Gruppen. Die rechte Abbildung zeigt die Artenabundanz in Abhängigkeit von Totholzvorhandensein. Flächen mit Totholz

scheinen tendenziell eine höhere Artenabundanz zu haben, auch hier gibt es jedoch Ausreißer. Bei Totholz ist allerdings zu beachten, dass es nur wenig Totholz auf den Flächen gab.

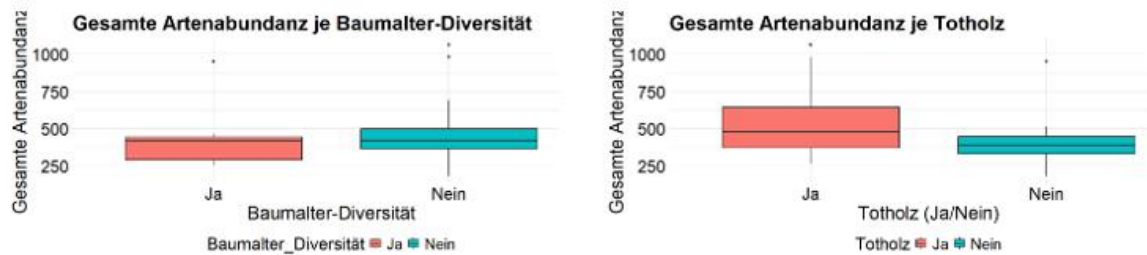


Abbildung 27: Vergleich der Artenabundanz in Abhängigkeit von Baumalter-Diversität (links) und Totholzvorhandensein (rechts): Die Artenvielfalt scheint durch beide Faktoren beeinflusst zu werden, wobei keine signifikanten Unterschiede erkennbar sind.

Spearman's Rangkorrelation für Flächengröße:

Der **p-Wert beträgt 0.8546**, was darauf hindeutet, dass **kein signifikanter** Zusammenhang zwischen der Flächengröße und der Artenabundanz besteht.

Spearman's Rangkorrelation für Bestandsdichte:

Der **p-Wert beträgt 0.9441**, was darauf hindeutet, dass **kein signifikanter** Zusammenhang zwischen der Bestandsdichte und der Artenabundanz besteht.

Spearman's Rangkorrelation für Baumanzahl:

Der **p-Wert beträgt 0.5553**, was darauf hindeutet, dass **kein signifikanter** Zusammenhang zwischen der Baumanzahl und der Artenabundanz besteht.

Die Abbildung 28 zeigt drei Streudiagramme, die den Zusammenhang zwischen der gesamten Artenabundanz und den Faktoren Flächengröße (oben links), Bestandsdichte (oben rechts) und Baumanzahl (unten) darstellen. In keinem der Diagramme ist ein klarer Trend oder starker Zusammenhang zwischen den jeweiligen Faktoren und der Artenabundanz erkennbar. Dies deutet darauf hin, dass diese Variablen die Artenvielfalt auf den untersuchten Flächen nur schwach beeinflussen oder dass andere Faktoren eine größere Rolle spielen.

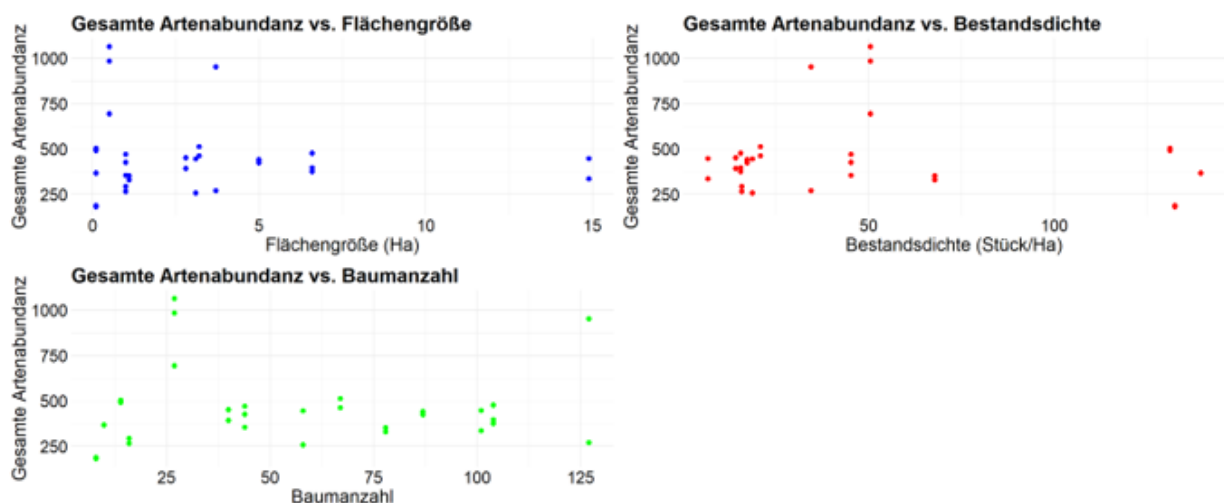


Abbildung 28: Zusammenhang zwischen der gesamten Artenabundanz und den Faktoren Flächengröße (oben links), Bestandsdichte (oben rechts) und Baumanzahl (unten links): Es zeigt sich kein signifikanter Zusammenhang zwischen diesen numerischen Faktoren und der Artenabundanz.

Zusammengefasst zeigen die statistischen Auswertungen, dass es keine signifikanten Unterschiede in der Artenabundanz zwischen den Landnutzungstypen im Pufferbereich gibt. Es gibt einen signifikanten Unterschied zwischen den beiden Gruppen. Die Plots ohne Streuobstwiesen im 200 m-Puffer (Mittelwert: 476.963) haben eine deutlich höhere Insektenabundanz als die Plots mit Streuobstwiesen im 200m-Puffer (Mittelwert: 268.750). Es gibt einen signifikanten Unterschied zwischen den beiden Gruppen. Dies deutet darauf hin, dass das Vorhandensein von Streuobstwiesen in einem kleineren Pufferbereich (200m) möglicherweise die Insektenabundanz negativ beeinflussen könnte.

Streuobstinterne Faktoren ergaben, dass die Unternutzungsform "Brach" im Vergleich zu "Kuhweide" eine höhere Artenvielfalt aufweist. Weitere Faktoren wie Baumalter-Diversität, Totholz, Flächengröße, Bestandsdichte und Baumanzahl zeigten keinen signifikanten Einfluss auf die Artenabundanz. Insgesamt deutet dies darauf hin, dass die Unternutzungsform eine größere Rolle für die Artenabundanz spielt als die anderen untersuchten Faktoren.

Im Weiteren wird nun untersucht, wie sich die untersuchten Faktoren auf die Vögel auswirkt.

5.3 Ergebnisse Vögel

Bei den Aufnahmen des Vogelgesangs gab es immer wieder, vor allem am Anfang, Probleme mit den Aufnahmen, wodurch es unterschiedlich lange Zeitaufnahmen gibt. Dies zieht nach sich, dass eine statistische Auswertung wenig Aussagekraft hat. Im Folgenden wird einmal dargestellt, welcher Plot wann für wie lang aufgenommen wurde und welche Arten gefunden wurden. In der Tabelle 9 sind die Aufnahmen mit deutlich kürzeren Aufnahmezeiten gelb hinterlegt. Bei diesen Aufnahmen gab es technische Schwierigkeiten, die zusammen mit Experten der Firma der Aufnahmegeräte für weitere Aufnahmen gelöst werden konnten.

Tabelle 9: Übersicht der Vogelstimmaufnahmen pro Plot mit Datum und Zeit. Links die im Juni.2024 stattgefundenen aufnahmen, rechts die im Juli 2024.

Plot	Nummer	Datum der Aufnahme	Aufnahmezeit (hh.mm.ss)
Plot	7	18.06.2024	01:38:58
Plot	8	18.06.2024	00:19:20
Plot	12	19.06.2024	00:24:42
Plot	14	19.06.2024	12:52:45
Plot	28	20.06.2024	18:28:57
Plot	31	25.06.2024	17:10:21
Plot	32	20.06.2024	00:19:02
Plot	32	21.06.2024	19:14:12
Plot	39	15.06.2024	00:01:44
Plot	43	26.06.2024	17:55:32
Plot	51	21.06.2024	38:53:12
Plot	56	14.06.2024	12:55:08
Plot	56	27.06.2024	18:00:05
Plot	68	27.06.2024	22:55:53
Plot	72	25.06.2024	17:49:00

Plot	Nummer	Datum der Aufnahme	Aufnahmezeit (hh.mm.ss)
Plot	5	05.07.2024	16:54:30
Plot	7	05.07.2024	17:08:29
Plot	8	06.07.2024	17:37:56
Plot	8	14.07.2024	18:27:11
Plot	12	13.07.2024	19:11:42
Plot	14	06.07.2024	17:17:50
Plot	28	09.07.2024	19:03:39
Plot	31	13.07.2024	19:17:07
Plot	32	10.07.2024	19:19:45
Plot	51	15.07.2024	16:34:32
Plot	72	16.07.2024	18:14:05

In folgender Tabelle 10 werden alle vorgekommenen Arten auf den untersuchten Streuobstwiesen aufgelistet, sowie ihre typischen Lebensräume und ihr Rote Listen Status in Österreich. Es ist zu erkennen, dass einige Arten eher untypisch sind für den Naturpark Steirische Eisenwurzten wie z.B. Narinatrogon, welcher typischerweise in Wäldern in Afrika vorkommt. 5 Arten wie Brachvogel, Fischadler, Braunkehlchen, Zwergdommel und Goldschnepfe gelten als stark gefährdet, 14 Arten wie Mehlschwalbe, Schleiereule, Rotschenkel oder Dunkelwasserläufer gelten als gefährdet und 21 Arten als nicht gefährdet. Dies ergibt prozentual betrachtet:

- **Stark gefährdet:** 12,2%
- **Gefährdet:** 34,1%
- **Nicht gefährdet:** 51,2%
- **Nicht relevant in Europa:** 2,4%

Tabelle 10: Übersicht der gefundenen bzw. identifizierten Arten auf den untersuchten Streuobstwiesen im Naturpark Steirische Eisenwurzten 2024, sowie Informationen zu typischen Lebensräumen und dem Rote Liste Status in Österreich (BirdLife International. 2023; IUCN Red List 2023; Naturschutzbund Deutschland (NABU) 2023; Umweltbundesamt 2017; Vogelwarte Sempach (Schweiz) 2023).

Nr.	Vogelname	Lebensraum	Rote Liste Status
1	Alpensegler	Gebirge, Städte	Nicht gefährdet
2	Mehlschwalbe	Gebäude, offene Landschaft	Gefährdet
3	Rauchschwalbe	Landwirtschaft, offene Flächen	Nicht gefährdet
4	Brachvogel	Feuchtwiesen, Moore	Stark gefährdet
5	Flussuferläufer	Flüsse, Seen	Nicht gefährdet
6	Gartengrasmücke	Laubwälder, Hecken	Nicht gefährdet
7	Grauschnäpper	Gärten, Parks	Nicht gefährdet
8	Mauersegler	Städte, Gebirge	Nicht gefährdet
9	Trauerschnäpper	Wälder, Gärten	Nicht gefährdet
10	Berglaubsänger	Wälder in Alpenregionen	Nicht gefährdet
11	Graureiher	Feuchtgebiete, Seen	Nicht gefährdet
12	Schleiereule	Offene Landschaften, Gebäude	Gefährdet
13	Fischadler	Seen, Flüsse	Stark gefährdet
14	Rotschenkel	Feuchtwiesen, Salzwiesen	Gefährdet
15	Baumpieper	Offene Wälder, Heiden	Nicht gefährdet
16	Braunkehlchen	Feuchtwiesen, Heckenlandschaften	Stark gefährdet
17	Dunkelwasserläufer	Feuchtgebiete	Gefährdet
18	Flussregenpfeifer	Flussufer, Kiesbänke	Nicht gefährdet
19	Grünschenkel	Feuchtgebiete, Seen	Nicht gefährdet
20	Kiebitzregenpfeifer	Küsten, Feuchtgebiete	Gefährdet
21	Regenbrachvogel	Feuchtwiesen, Marschgebiete	Gefährdet

22	Sandregenpfeifer	Küsten, sandige Flächen	Gefährdet
23	Steinwälzer	Küsten, felsige Ufer	Gefährdet
24	Zistensänger	Trockenrasen, Gebüsche	Nicht gefährdet
25	Nachtreiher	Feuchtgebiete	Gefährdet
26	Rohrweihe	Schilfgebiete	Gefährdet
27	Wespenbussard	Wälder	Nicht gefährdet
28	Drosselrohrsänger	Röhrichte	Gefährdet
29	Turmfalke	Offene Landschaften, Städte	Nicht gefährdet
30	Wanderfalke	Felsige Landschaften, Städte	Nicht gefährdet
31	Witwenstelze	Gewässernahe Landschaften	Nicht gefährdet
32	Haussperling	Städtische Gebiete, Landwirtschaft	Nicht gefährdet
33	Wiedehopf	Offene Wälder, Obstgärten	Gefährdet
34	Bekassine	Feuchtwiesen, Moore	Gefährdet
35	Brandseeschwalbe	Küsten, Inseln	Nicht gefährdet
36	Raubseeschwalbe	Küsten, Meeresgebiete	Nicht gefährdet
37	Zwergdommel	Schilfgürtel, Feuchtgebiete	Stark gefährdet
38	Waldlaubsänger	Laubwälder	Nicht gefährdet
39	Felsentaube	Felslandschaften, Städte	Nicht gefährdet
40	Narinatrogon	Wälder in Afrika	Nicht relevant in Europa
41	Goldschnepfe	Moore, Heidegebiete	Gefährdet
42	Silberreiher	Feuchtgebiete	Nicht gefährdet
43	Waldwasserläufer	Wäldernähe nahe Feuchtgebieten	Nicht gefährdet

In Abbildung 29 und Abbildung 30 wird dargestellt wie oft eine Vogelart in den Plots (Abbildung 29) durch die Aufnahmen und Auswertung mittels BirdNet gefunden wurden. Einige Arten, wie die Rauchschnalbe, Grauschnäpper und Flussuferläufer sind sehr verbreitet. Die maximale Präsenz einer Vogelart in einem Plot beträgt 11, während viele Vogelarten in weniger als 5 Plots gefunden wurden. Die Rauchschnalbe (ganz links) ist die häufigste Vogelart, da sie in 11 Plots vorkam. Haussperlinge und Baumpieper folgen, mit Präsenz in 8 bis 9 Plots. Viele Vogelarten, wie z.B. Fischadler, Drosselrohrsänger, Felsentaube, wurden nur in einem oder wenigen Plots gefunden.

Präsenz der Vogelarten in den Plots

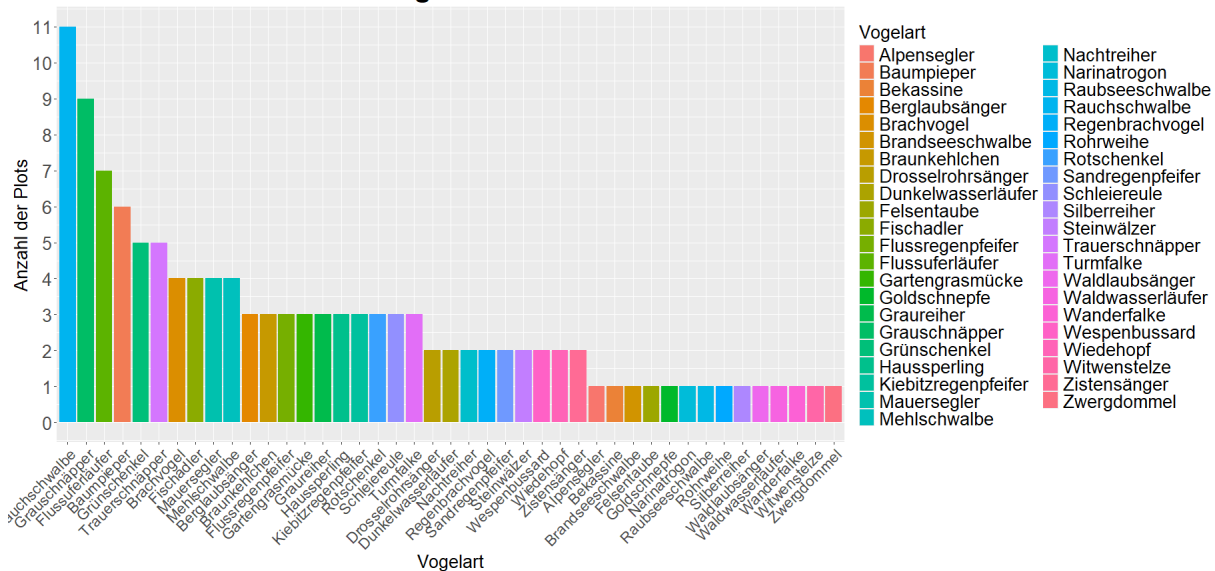


Abbildung 29: Überblick über die Häufigkeit der Vogelarten in den untersuchten Plots. Einige Arten, wie die Rauchschnäbe, Grauschnäpper und Flusssuferläufer sind sehr verbreitet, während viele andere Arten nur in wenigen Plots vorkommen.

Vorkommen von Vogelarten pro Plot (ohne Haussperling und Rauchschnäbe)

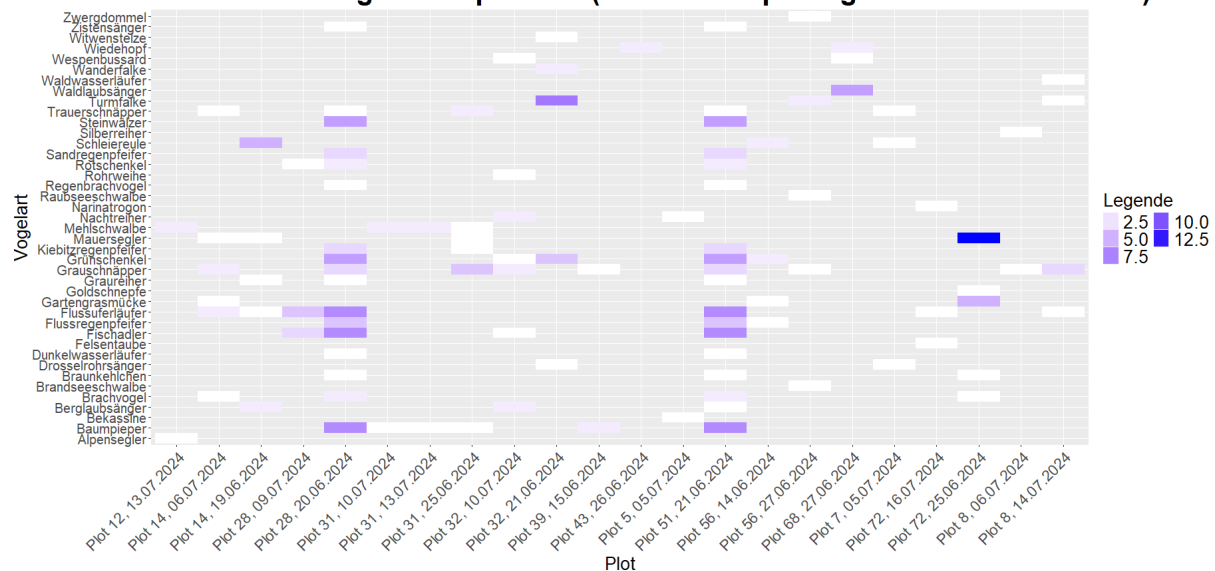


Abbildung 30: Heatmap der Häufigkeit der gefundenen Arten bezogen auf Plot und Datum. Die maximale Präsenz einer Vogelart in einem Plot beträgt 11, während viele Vogelarten in weniger als 5 Plots gefunden wurden.

Die Abbildung 30 zeigt zudem in welchen Plots die Arten vorkamen und ob eher häufig oder wenig. Auch hier zeigt die Verteilung, dass einige Vogelarten wie die Rauchschnäbe und der Haussperling in einer Vielzahl von Plots weit verbreitet sind. Dies deutet darauf hin, dass diese Arten in der Region relativ häufig oder anpassungsfähig hinsichtlich ihrer Lebensräume sind. Andere Vogelarten, wie der Fischadler oder der Zistensänger, kommen nur in wenigen Plots vor. Diese Arten haben unabhängig von Streuobstwiesen spezifische Lebensraumanforderungen oder sind grundsätzlich in der Region seltener.

In BirdNet wurden die Arten bestimmt, wenn ihr Gesang erkannt wurde. Dies kann mit der „Aktivität“ beschrieben werden. Denn je häufiger der Vogel erkannt wurde, umso häufiger wurde er in BirdNet pro Plot als identifiziert festgehalten. In Abbildung 31 wurden die Haussperlinge und Rauchschnäbe

absichtlich ausgeschlossen, da ihre Aktivitäten die anderen Arten deutlich übertreffen. Dies wird in der Abbildung 31 deutlich, in der die Aktivitäten dieser beiden Arten auf einer logarithmischen Skala dargestellt sind. Die Teilung in zwei Abbildungen soll eine bessere Vergleichbarkeit der Aktivitäten der anderen Arten in graphischer Darstellung gewährleisten.

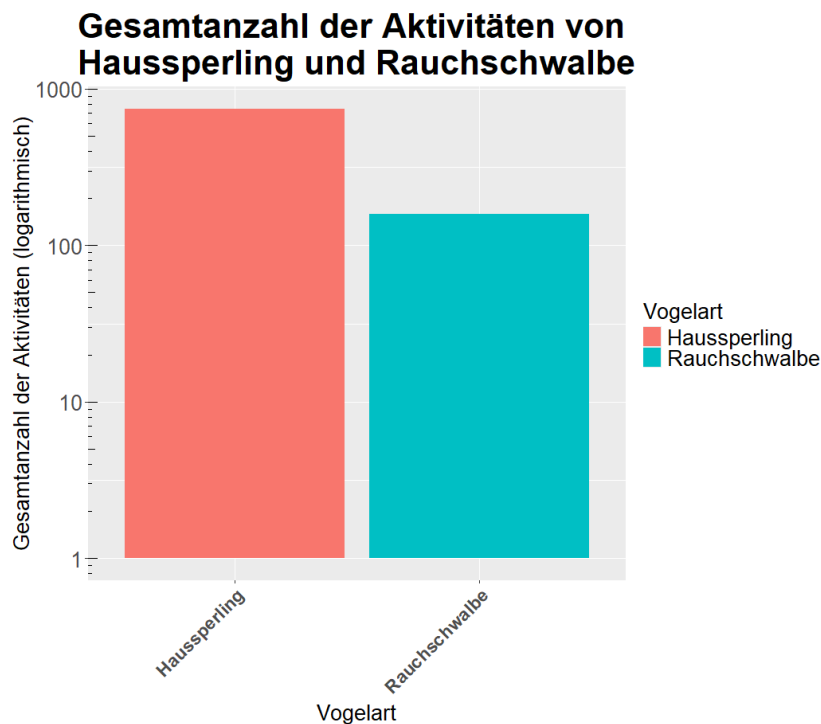


Abbildung 31: Vergleich der Gesamtanzahl der Aktivitäten von Haussperling und Rauchschwalbe auf einer logarithmischen Skala. Der Haussperling zeigt insgesamt eine höhere Aktivität im Vergleich zur Rauchschwalbe.

Der Haussperling zeigt eine hohe Anzahl von Aktivitäten (etwa 1000), was zeigt, dass diese Art sehr aktiv in den untersuchten Plots war. Die Rauchschwalbe hat ebenfalls eine hohe Aktivität, allerdings etwas weniger als der Haussperling (rund 500 Aktivitäten). Die logarithmische Skala hebt hervor, dass beide Arten (Abbildung 31) im Vergleich zu vielen anderen Vogelarten (Abbildung 32) eine sehr viel höhere Aktivität aufweisen.

Die Abbildung 32 zeigt die Gesamtanzahl der Aktivitäten pro Vogelart, wobei die Haussperlinge und Rauchschwalben von der Darstellung ausgeschlossen sind, wie bereits weiter oben beschrieben. Der Flussuferläufer, Grauschnäpper und Baumpieper sind die Art mit den höchsten Aktivitäten, mit einer Präsenz von über 19 bis 23 Aktivitäten. Am anderen Ende der Skala gibt es viele Arten, die nur eine sehr geringe Aktivität aufweisen, wie Braunkehlchen, Bekassine oder Zwergdommel.

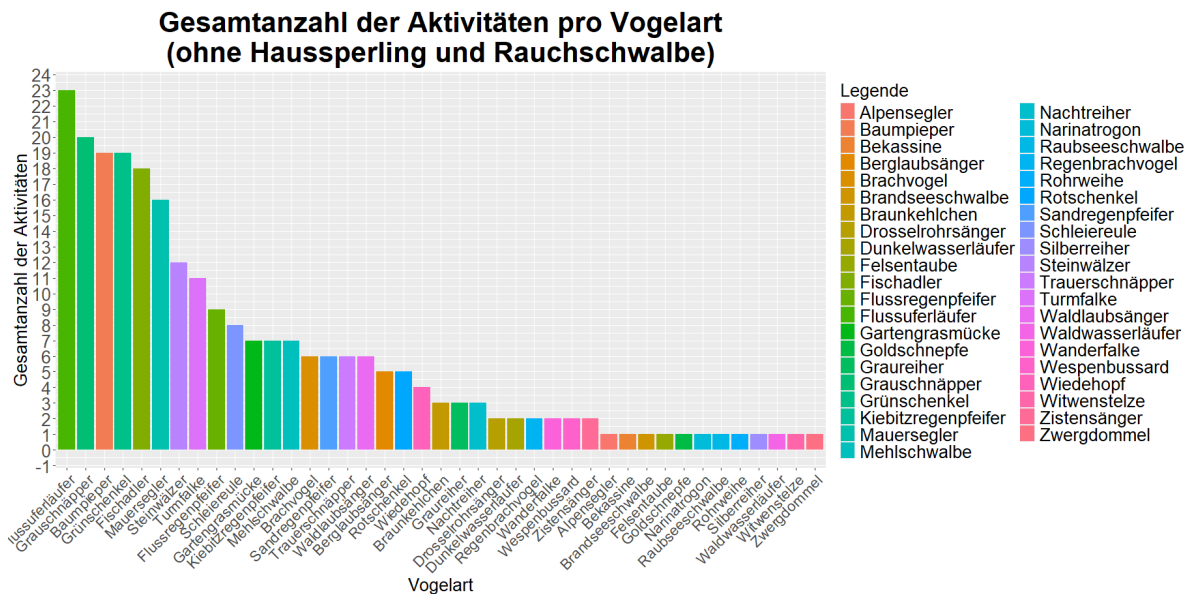


Abbildung 32: Gesamtanzahl der Aktivitäten pro Vogelart ohne Haussperling und Rauchschwalbe. Die häufigsten Vogelarten, wie dem Flussuferläufer, Grauschnäpper und Baumpieper, zeigen eine Aktivität von über 20, während viele andere Arten deutlich geringere Aktivitätszahlen aufweisen.

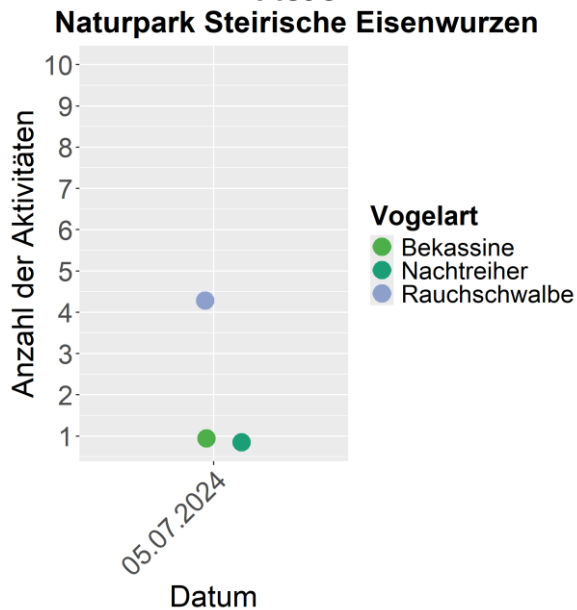
Zusammengefasst zeigen die beiden Abbildungen eine deutliche Dominanz der Haussperlinge und Rauchschwalben in Bezug auf die Anzahl der Aktivitäten, was sie von den anderen Vogelarten unterscheidet. Abbildung 32 gibt einen Überblick über die Verteilung der Aktivitäten anderer Vogelarten und betont die Diversität, während die Abbildung 31 die außergewöhnlich hohe Aktivität der beiden dominierenden Arten hervorhebt. Dies verdeutlicht die ungleiche Verteilung der Vogelaktivitäten.

Zeitliche Entwicklung

Abbildung 33 veranschaulicht die zeitliche Entwicklung der Vogelaktivitäten auf Plot 5 (links) und Plot 7 (rechts). Auf Plot 5 wurden am 05.07.2024 drei Vogelarten registriert: Bekassine, Nachtreier und Rauchschwalbe. Die Aufnahmedauer betrug 16 Stunden und 54 Minuten. Der Nachtreier zeigte mit vier Aktivitäten die höchste Aktivität, während die Bekassine und Rauchschwalbe jeweils eine Aktivität aufwiesen.

Auf Plot 7 wurden vier Vogelarten erfasst: Drosselrohrsänger, Rauchschwalbe, Schleiereule und Trauerschnäpper. Die Rauchschwalbe zeigte mit vier Aktivitäten die höchste Aktivität, die an beiden Aufnahmetagen (18.06.2024, 1 Stunde und 38 Minuten sowie 05.07.2024, 16 Stunden und 54 Minuten) erfasst wurden und durch eine gestrichelte Linie verbunden sind. Der Drosselrohrsänger, die Schleiereule und der Trauerschnäpper wurden mit jeweils einer Aktivität ausschließlich am 05.07.2024 aufgezeichnet. Es ist zu beachten, dass die Aufnahmedauer zwischen den beiden Tagen stark variiert.

**Zeitliche Entwicklung der Vogelaktivitäten
Plot 5**



**Zeitliche Entwicklung der Vogelaktivitäten
Plot 7**

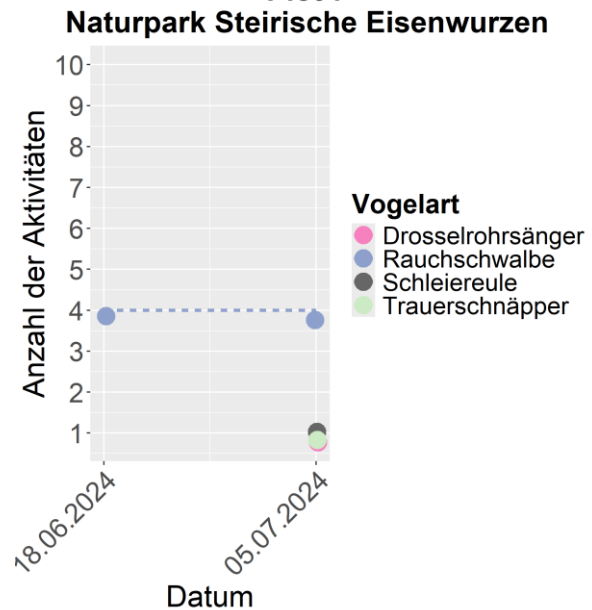
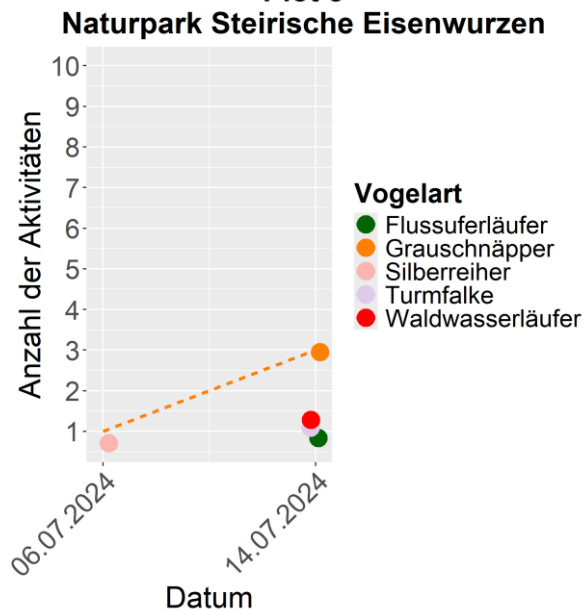


Abbildung 33: Zeitliche Entwicklung der Vogelaktivitäten auf Plot 5 (links) im Naturpark Steirische Eisenwurzen.

**Zeitliche Entwicklung der Vogelaktivitäten
Plot 8**



**Zeitliche Entwicklung der Vogelaktivitäten
Plot 12**

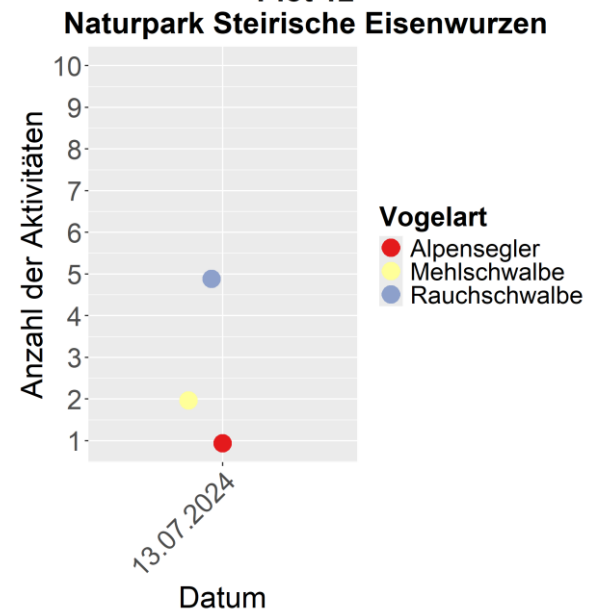


Abbildung 34: Zeitliche Entwicklung der Vogelaktivitäten auf Plot 8 (links) im Naturpark Steirische Eisenwurzen.

Abbildung 34 (links) zeigt die zeitliche Entwicklung der Vogelaktivitäten auf Plot 8 zwischen dem 06.07.2024, 17:37 Stunden und dem 14.07.2024, 18:27 Stunden. Der Grauschnäpper verzeichnet dabei einen Anstieg von einer auf zwei Aktivitäten, was durch die gestrichelte Linie verdeutlicht wird. Andere Arten, wie Silberreiher, Turmfalke, Flussuferläufer und Waldwasserläufer, zeigten Aktivität ausschließlich am 14.07.2024, wobei diese im Vergleich gering war. Die Aufnahme vom 18.06.2024, die 19 Minuten dauerte, ergab keine erkennbaren Vogelarten und ist daher in der Abbildung nicht dargestellt. Rechts in Abbildung 33 ist Plot 12 abgebildet. Am 13.07.2024 wurden hier drei Vogelarten erfasst: die Rauchschwalbe mit der höchsten Aktivität, gefolgt von Mehlschwalbe und Alpensegler.

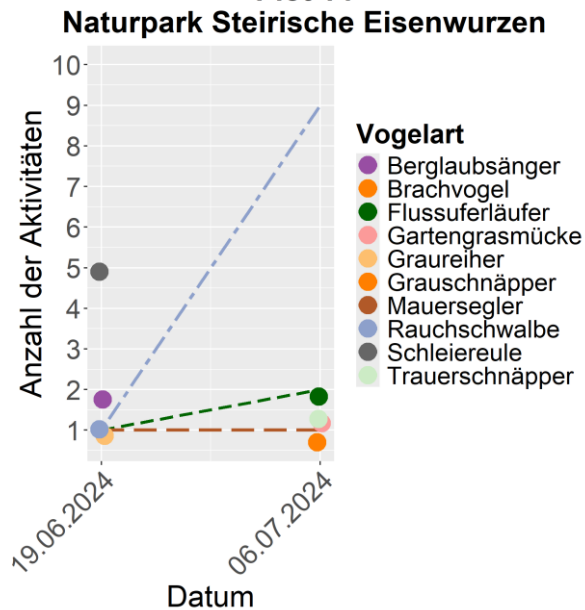
Auch hier gibt es nur eine Aufzeichnung, da am 19.06.2024 in 24:42 Minuten keine Arten erkannt wurden.

Abbildung 35 zeigt links die Vogelaktivitäten auf Plot 14, die am 19.06.2024 und 06.07.2024 aufgenommen wurden. Zwischen den Aufnahmen besteht eine Differenz von etwa 5 Stunden und 20 Minuten. Am 19.06.2024 war die Aktivität fast geringer als am 06.07.2024. Die Schleiereule war mit 5 Aktivitäten am aktivsten, gefolgt vom Berglaubsänger mit 2 sowie Rauchschnäpfer, Flusssuferläufer, Gartengrasmücke und Mauersegler mit jeweils einer Aktivität. Am 06.07.2024 nahm die Aktivität der Rauchschnäpfer deutlich zu und erreichte 9 Aktivitäten. Auch Flusssuferläufer und Grauschnäpfer zeigten je eine zusätzliche Aktivität, während Trauerschnäpfer, Brachvogel, Gartengrasmücke und Mauersegler jeweils einmal erfasst wurden. Rechts in Abbildung 35 ist Plot 28 dargestellt. Die Aufnahmen vom 20.06.2024 (18:28 Minuten) und 09.07.2024 (19:03 Stunden) zeigen eine geringe zeitliche Differenz. Am 20.06.2024 wurden zahlreiche Arten erfasst, darunter Baumpieper, Fischadler und Flusssuferläufer mit jeweils 7 Aktivitäten sowie Grünschenkel und Steinwälzer mit 6 Aktivitäten. Weitere Arten wie Flussregenpfeifer, Grauschnäpfer, Kiebitzregenpfeifer und andere wiesen weniger als 6 Aktivitäten auf. Am 09.07.2024 nahmen sowohl die Artenvielfalt als auch die Aktivität stark ab, wobei der Flusssuferläufer 4 Aktivitäten, der Fischadler 3 Aktivitäten und der Rotschenkel 1 Aktivität verzeichneten.

In Abbildung 36 wird Plot 31 am 25.06.2024 um 17:10 Stunden gezeigt, wobei die Rauchschnäpfer mit 18 Aktivitäten am stärksten vertreten ist. Weitere Arten wie Grauschnäpfer, Trauerschnäpfer, Baumpieper, Kiebitzregenpfeifer, Mauersegler und Mehlschnäpfer wurden mit 4 oder weniger Aktivitäten erfasst. Am 10.07.2024 um 19:17 Stunden stieg die Aktivität der Rauchschnäpfer nochmals deutlich an und überschritt die 40er-Marke, während Mehlschnäpfer und Baumpieper mit 2 bzw. 1 Aktivität erfasst wurden. Ebenfalls in Abbildung 36 ist links Plot 32 zu sehen. Am 21.06.2024 um 19:14 Stunden wurden dort der Turmfalke mit 8, Grünschenkel mit 4 sowie Wanderfalke und Drosselrohrsänger mit jeweils 2 Aktivitäten erfasst. Am 10.07.2024 um 19:19 Stunden wurden zwei zusätzliche Arten erfasst, jedoch mit insgesamt weniger Aktivitäten. Der Berglaubsänger und Grauschnäpfer zeigten je 2 Aktivitäten, während Fischadler, Grünschenkel, Rohrweihe und Wespenbussard jeweils eine Aktivität aufwiesen.

Abbildung 37 zeigt links die Vogelaktivitäten auf Plot 39 und rechts auf Plot 43. Beide Plots haben jeweils nur eine Aufnahme. Plot 39 wurde am 15.06.2024 für etwa 2 Minuten aufgenommen, wobei eine Aktivität des Grauschnäpfers und zwei Aktivitäten des Baumpiepers verzeichnet wurden. In Plot 43, dessen Aufnahme am 26.06.2024 stattfand und 17:55 Stunden dauerte, war der Haussperling mit über 100 Aktivitäten äußerst aktiv. Darüber hinaus wurden auch der Wiedehopf und die Rauchschnäpfer mit vergleichsweise geringeren Aktivitäten erfasst.

**Zeitliche Entwicklung der Vogelaktivitäten
Plot 14**



**Zeitliche Entwicklung der Vogelaktivitäten
Plot 28**

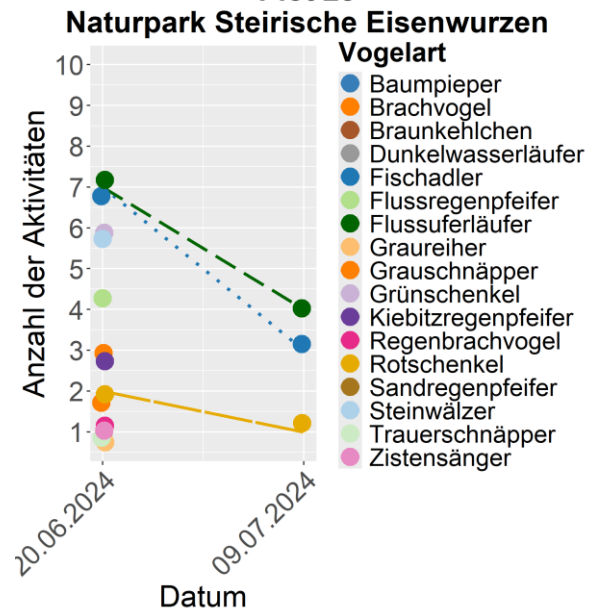
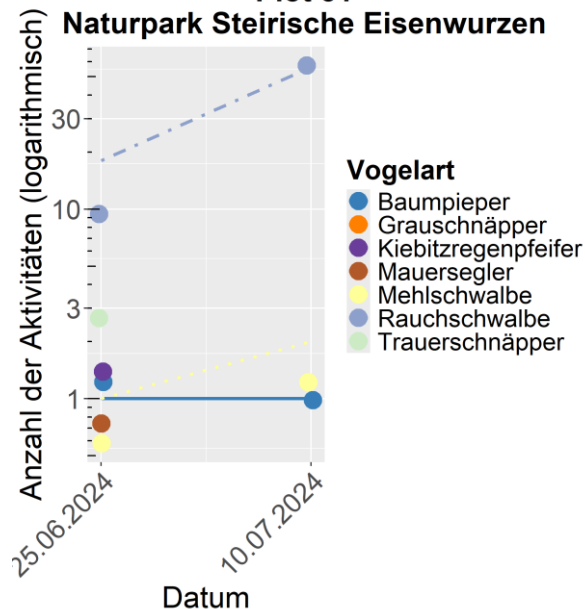


Abbildung 35: Zeitliche Entwicklung der Vogelaktivitäten auf Plot 14 (links) und Plot 28 (rechts) im Naturpark Steirische Eisenwurzen. Auf Plot 14 kommt es zu einer Zunahme von Arten und Aktivitäten, auf Plot 28 zu einer Abnahme.

**Zeitliche Entwicklung der Vogelaktivitäten
Plot 31**



**Zeitliche Entwicklung der Vogelaktivitäten
Plot 32**

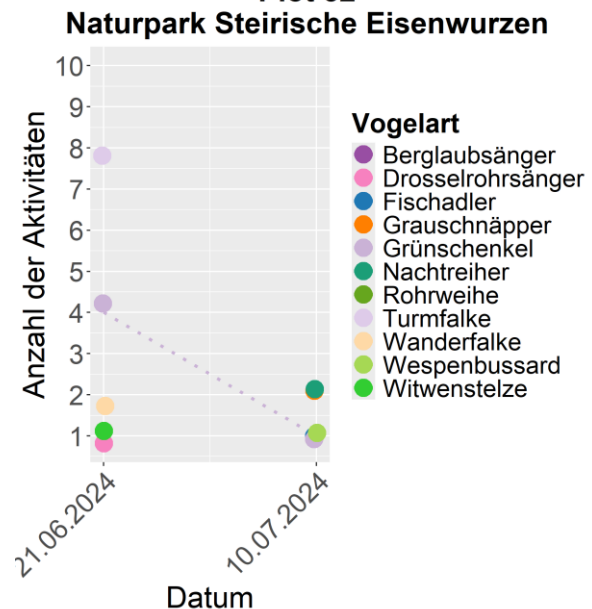


Abbildung 36: Zeitliche Entwicklung der Vogelaktivitäten auf Plot 31 (links) und Plot 32 (rechts) im Naturpark Steirische Eisenwurzen.

In Abbildung 38 ist links Plot 51 und rechts Plot 56 dargestellt. Plot 51 weist eine Aufnahme vom 21.06.2024 auf, die über 38:53 Stunden lief. Plot 56 hat zwei Aufnahmen, eine am 14.06.2024 für 12:55 Stunden und eine weitere am 26.06.2024 für 18:14 Stunden. Plot 51 zeigt eine hohe Biodiversität mit 18 erfassten Vogelarten. Zu den aktivsten Arten gehören Baumpieper, Fischadler und

Flussuferläufer mit jeweils 7 Aktivitäten, gefolgt von Grünschenkel und Steinwälzer mit 6 Aktivitäten und Flussregenpfeifer mit 4 Aktivitäten. Weitere Arten, wie der Berglaubsänger, Brachvogel, Braunkehlchen, Dunkelwasserläufer, Graureiher, Grauschnäpper, Kiebitzregenpfeifer, Regenbrachvogel, Rotschenkel, Sandregenpfeifer, Trauerschnäpper und Zistensänger, wurden mit weniger als 4 Aktivitäten erfasst. Plot 56 zeigt am 14.06.2024 Aktivitäten des Grünschnekels und der Schleiereule (jeweils 2) sowie des Flussregenpfeifers und der Gartengrasmücke (jeweils 1). Am 27.06.2024 wurden hingegen völlig andere Arten erfasst, darunter Turmfalke, Brandseeschwalbe, Grauschnäpper, Raubseeschwalbe und Zwergdommel, die alle mit 2 oder weniger Aktivitäten vertreten sind.

Abbildung 39 zeigt links die Vogelaktivitäten auf Plot 68 und rechts auf Plot 72. Plot 68 wurde am 27.06.2024 für 22:55 Stunden aufgenommen und zeigte eine extrem hohe Aktivität des Haussperlings mit über 100 Aktivitäten, ähnlich wie auf Plot 43. Weitere Arten, wie der Waldlaubsänger, Wiedehopf, Rauchschwalbe und Wespenbussard, wurden mit weniger als 5 Aktivitäten erfasst. Plot 72 zeigt zwei Aufnahmetage. Am 25.06.2024, 17:49 Stunden, war der Mauersegler mit 13 Aktivitäten stark vertreten, gefolgt von der Gartengrasmücke (5) sowie dem Brachvogel, Braunkehlchen, der Goldschnepfe und dem Haussperling mit jeweils einer Aktivität. Am 16.07.2024, 18:14 Stunden, sank die Biodiversität sowie die Aktivität deutlich. Arten wie Felsentaube, Flussuferläufer und Narinatrogon wurden jeweils nur mit einer Aktivität erfasst.

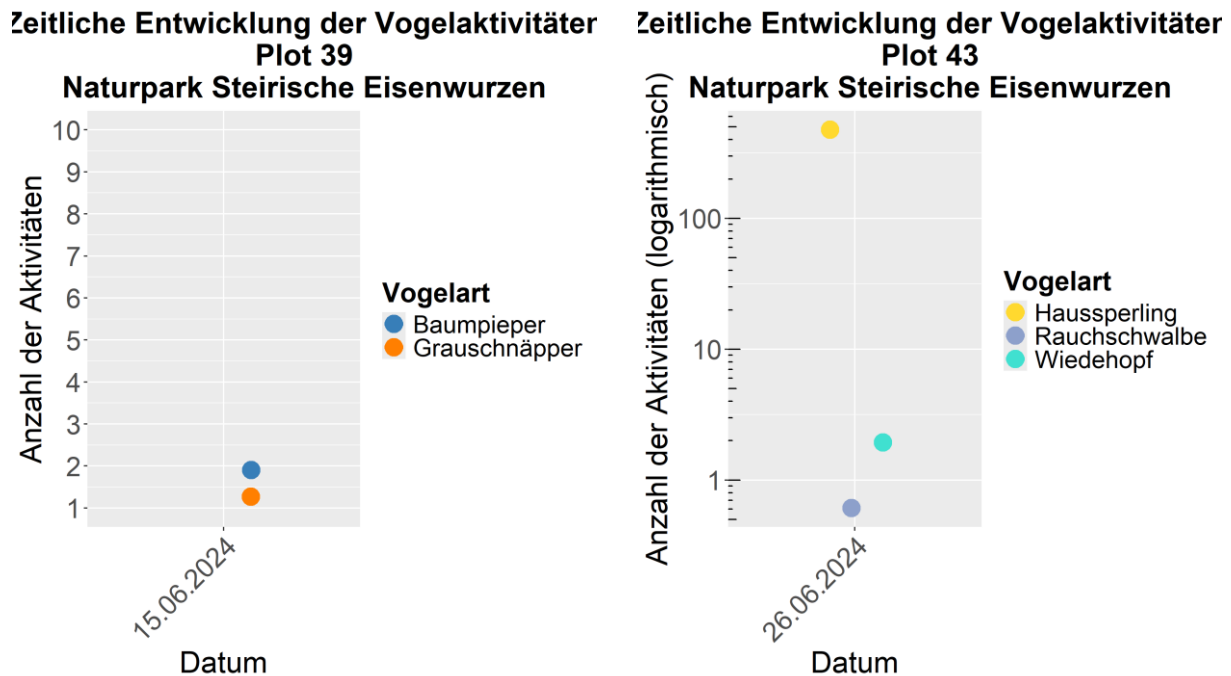
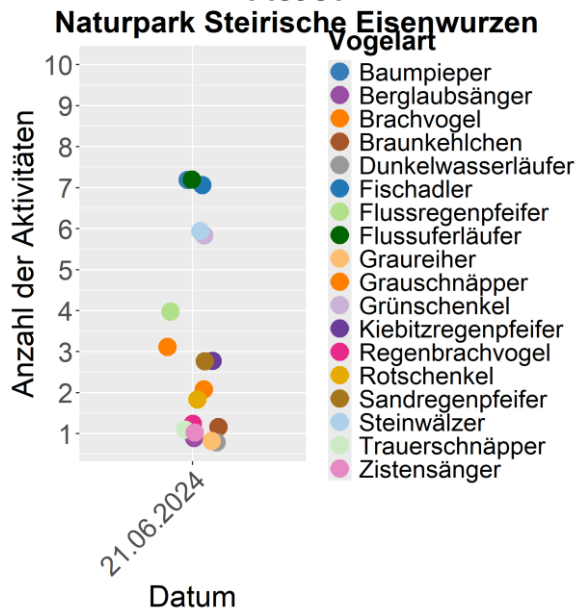


Abbildung 37: Zeitliche Entwicklung der Vogelaktivitäten auf Plot 39 (links) und Plot 43 (rechts) im Naturpark Steirische Eisenwurzten.

**Zeitliche Entwicklung der Vogelaktivitäten
Plot 51**



**Zeitliche Entwicklung der Vogelaktivitäten
Plot 56**

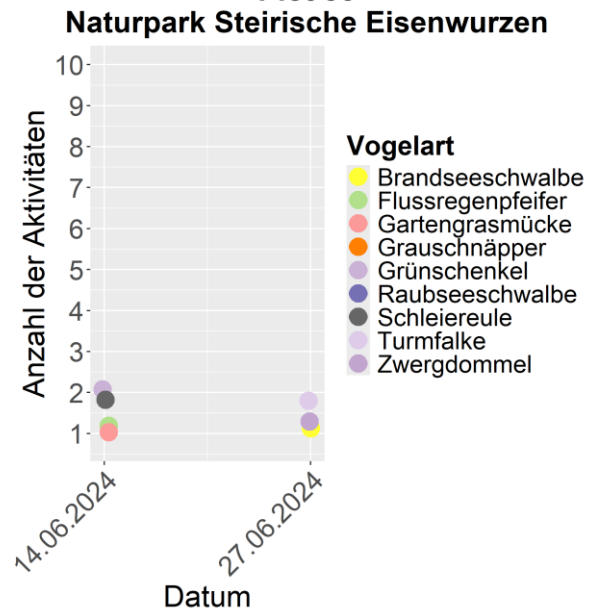
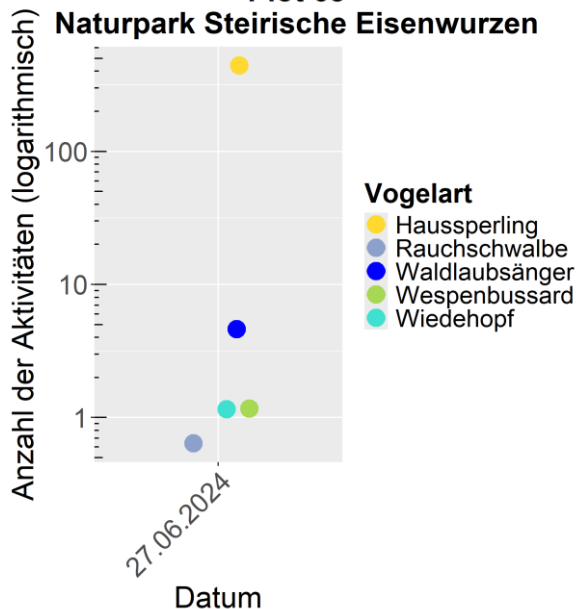


Abbildung 38: Zeitliche Entwicklung der Vogelaktivitäten auf Plot 51 (links) und Plot 56 (rechts) im Naturpark Steirische Eisenwurz.

**Zeitliche Entwicklung der Vogelaktivitäten
Plot 68**



**Zeitliche Entwicklung der Vogelaktivitäten
Plot 72**

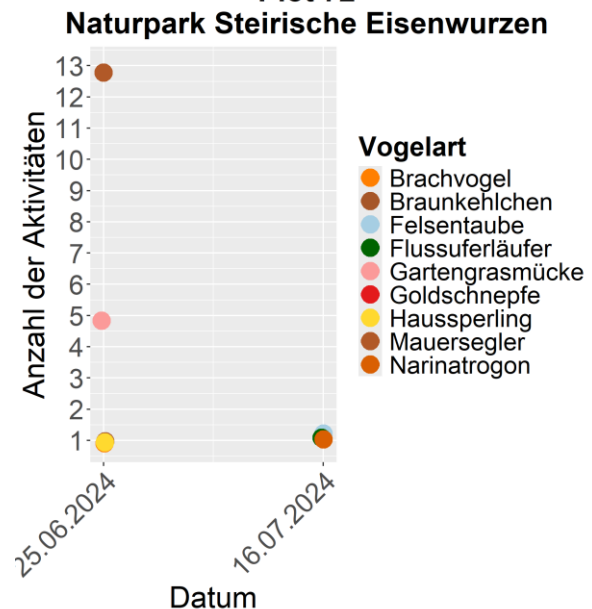


Abbildung 39: Zeitliche Entwicklung der Vogelaktivitäten auf Plot 68 (links) und Plot 72 (rechts) im Naturpark Steirische Eisenwurz.

Effekt des Pufferbereichs und den streuobstinternen Faktoren auf die Vogelaktivität oder -biodiversität

Es wird nun untersucht, ob mit den vorhandenen, wenn auch begrenzten Daten, ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Vogelaktivität oder -biodiversität in den Plots, den Puffern um die Streuobstwiesen sowie den streuobstinternen Faktoren besteht. Dabei wurden jedoch die Plots 7 (18.06.2024), 8 (18.06.2024), 12 (19.06.2024), 32 (20.06.2024) und 39 (15.06.2024) aufgrund ihrer im Vergleich sehr kurzen Aufnahmezeiten ausgeschlossen, um die Vergleichbarkeit nicht zu stark zu beeinträchtigen. Im Anschluss wurden folgende statistische Tests mittels R durchgeführt:

Korrelationstests: Es wurde `cor.test()` verwendet, um die Korrelation zwischen den numerischen Variablen (z. B. Flächengröße, Baumanzahl, Bestandsdichte) und den Vogelaktivitäten zu testen. Dies gibt an, ob es einen statistisch signifikanten Zusammenhang gibt.

T-Test und ANOVA: Mit einem t-Test wird überprüft, ob es signifikante Unterschiede bei den Vogelaktivitäten zwischen den Plots mit und ohne "Baumalter Diversität". Eine ANOVA wird verwendet, um zu testen, ob die Form der Unternutzung (mit mehr als zwei Kategorien) die Anzahl der Vogelaktivitäten beeinflusst.

Regressionsanalyse: Eine lineare Regressionsanalyse untersucht, ob die Flächengröße, Baumanzahl und Bestandsdichte einen signifikanten Einfluss auf die Anzahl der Vogelaktivitäten haben.

Das Ergebnis der statistischen Analysen zeigt, dass:

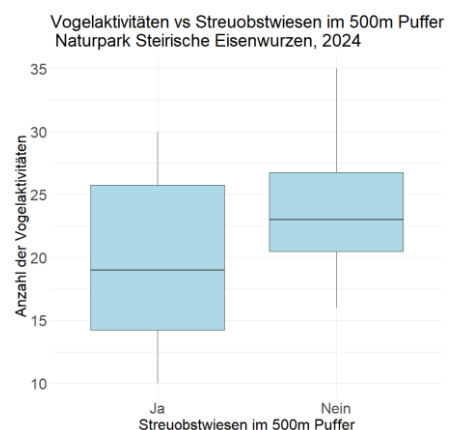
1. Korrelationen zwischen den Umweltfaktoren (Flächengröße, Baumanzahl, Bestandsdichte) und den Vogelaktivitäten/Artenvielfalt sehr schwach sind (alle Korrelationen unter 0,4).
2. T-Tests und ANOVA zeigen keine signifikanten Unterschiede zwischen den Vogelaktivitäten/Artenvielfalt in Bezug auf die Baumalter-Diversität oder die Form der Unternutzung.
3. Die Regressionsanalysen zeigen ebenfalls keine starken Zusammenhänge zwischen den Umweltfaktoren und den Vogelaktivitäten/Artenvielfalt (niedrige R^2 -Werte).

Das Ergebnis der durchgeführten statistischen Analysen und Visualisierungen, ob Streuobstwiesen im Pufferbereich einen Zusammenhang mit der Vogelaktivität- bzw. Artenvielfalt haben, liefert der folgenden Einblicke:

500 m Puffer vs Vogelaktivitäten:

Der T-Test für den 500 m Puffer zeigt keinen signifikanten Unterschied in den Vogelaktivitäten zwischen den Gruppen „Ja“ (Streuobstwiesen im 500 m Puffer vorhanden) und „Nein“ (keine Streuobstwiesen im 500 m Puffer), da der p-Wert (0.3732) deutlich größer als 0.05 ist.

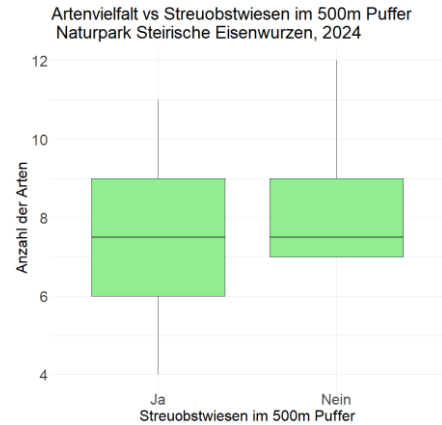
Auch die Boxplots deuten darauf hin, dass es keine deutlichen Unterschiede in den Vogelaktivitäten zwischen den beiden Gruppen gibt. Die Vogelaktivitäten in beiden Gruppen (Ja und Nein) variieren stark, ohne eine klare Tendenz in eine Richtung.



500 m Puffer vs Artenvielfalt:

Der T-Test für den 500 m Puffer zeigt ebenfalls keinen signifikanten Unterschied in der Artenvielfalt zwischen den beiden Gruppen (p-Wert = 0.5022).

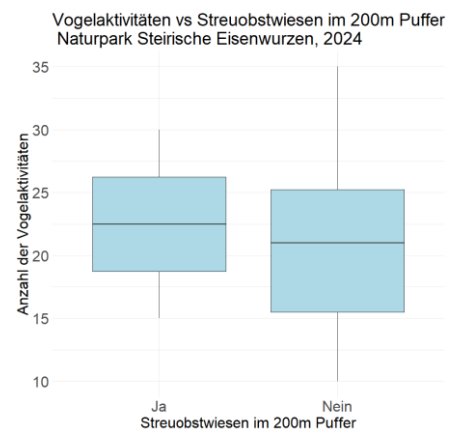
Ähnlich wie bei den Vogelaktivitäten deuten die Boxplots darauf hin, dass die Artenvielfalt in beiden Gruppen vergleichbar ist und keine klaren Unterschiede zwischen den Plots mit oder ohne Streuobstwiesen im 500 m Puffer erkennbar sind.



200 m Puffer vs Vogelaktivitäten:

Der T-Test für den 200 m Puffer zeigt auch hier keinen signifikanten Unterschied (p-Wert = 0.8619). Das bedeutet, dass die Vogelaktivitäten nicht signifikant anders sind, je nachdem, ob es Streuobstwiesen im 200 m Puffer gibt oder nicht.

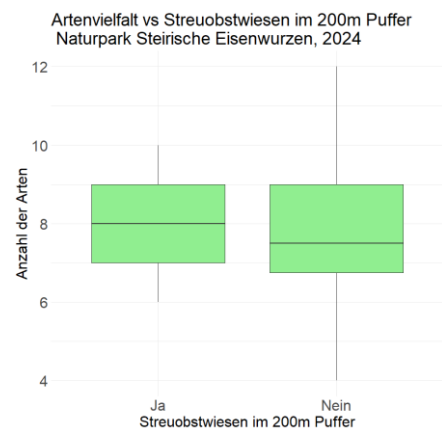
Der Boxplot zeigt eine gewisse Streuung, aber keine signifikanten Unterschiede zwischen den beiden Gruppen.



200 m Puffer vs Artenvielfalt:

Der T-Test für den 200 m Puffer zeigt erneut keinen signifikanten Unterschied in der Artenvielfalt (p-Wert = 0.9219).

Auch hier deuten die Boxplots darauf hin, dass es keine klaren Unterschiede in der Artenvielfalt zwischen den Gruppen mit oder ohne Streuobstwiesen im 200 m Puffer gibt.



Korrelation zwischen der Anzahl der Streuobstwiesen im Pufferbereich und den Vogelaktivitäten / der Artenvielfalt:

Die Korrelationstests für den 500 m Puffer zeigen keine signifikanten Korrelationen zwischen der Anzahl der Streuobstwiesen im Pufferbereich und den Vogelaktivitäten (p-Wert = 0.6014, Korrelationskoeffizient = -0.1531) oder der Artenvielfalt (p-Wert = 0.9593, Korrelationskoeffizient = 0.0151). Für den 200 m Puffer konnte keine Korrelation berechnet werden, da alle Plots dieselbe Anzahl an Streuobstwiesen im 200m Puffer hatten.

Zusammengefasst: Es gibt keine signifikanten Unterschiede in den Vogelaktivitäten oder der Artenvielfalt in Abhängigkeit von der Präsenz oder Anzahl der Streuobstwiesen im 200 m oder 500 m

Puffer. Auch die Anzahl der Streuobstwiesen im Pufferbereich hat keine signifikante Auswirkung auf die untersuchten Parameter. Dies deutet darauf hin, dass die Präsenz weiterer Streuobstwiesen im Pufferbereich nicht der entscheidende Faktor für die Vogelaktivitäten oder die Artenvielfalt ist.

Aufgrund der geringen Stichprobengröße sind diese Ergebnisse nicht überraschend und wahrscheinlich nicht zuverlässig genug, um klare Schlussfolgerungen zu ziehen. Mehr Daten wären nötig, um robustere Ergebnisse zu erzielen. Dies und weitere Dinge bezüglich dieser Auswertung werden im Kapitel Diskussion besprochen.

6 Diskussion

Im Folgenden werden die Ergebnisse dieser Arbeit diskutiert und im Kontext des aktuellen wissenschaftlichen Stands eingeordnet.

6.1 Insekten auf Streuobstwiesen

Insekten spielen eine zentrale Rolle in Ökosystemen, insbesondere in Streuobstwiesen, die oft als artenreiche Lebensräume gelten. Sie tragen zu Bestäubung und Schädlingskontrolle bei und dienen als Nahrungsquelle für andere Tierarten. Im Ergebnisteil wurde dargestellt, welche Faktoren die Insektenabundanz in den verschiedenen Plots beeinflussen. Faktoren sind beispielsweise Landnutzungstypen im Umfeld, Unternutzungsformen und Vegetationsstruktur.

6.1.1 Variabilität der Insektenabundanz

Die Analyse der Insektenabundanz zeigte eine erhebliche Variabilität zwischen den verschiedenen Plots. Dabei wiesen einige Plots, wie Plot 68, eine deutlich höhere Insektenabundanz auf als andere, mit Spitzenwerten von über 1000 erfassten Arten. Diese Ergebnisse deuten darauf hin, dass Plot 68 spezielle Merkmale aufweist, die die Insektenvielfalt fördern, wie z.B. eine vielfältige Vegetation oder das Vorhandensein von Mikrohabitaten. Dies entspricht den subjektiven visuellen Beobachtungen vor Ort. Der Plot 68 liegt brach und wies entlang des abgelaufenen Transekt unterschiedlichste Pflanzenzusammensetzungen auf.

Im Gegensatz dazu zeigt Plot 14 eine deutlich geringere Abundanz, was auf weniger günstige Bedingungen für Insekten hindeutet. Dies ist übereinstimmend mit dem subjektiven Eindruck vor Ort. Die Streuobstwiese wies sehr niedrige Vegetation auf, mit verschiedenen Patches von offenem Boden (Trittstellen von Kühen), abgegraster Vegetation und vereinzelt leicht erhöhter Vegetation, aber es war wenig Aktivität von Insekten zu beobachten.

Die statistische Untersuchung der potenziellen Einflussfaktoren auf die Insektenabundanz in den Streuobstwiesen, ergab unterschiedliche Ergebnisse. Es wurde festgestellt, dass kein signifikanter Zusammenhang zwischen den zeitlich versetzten Probenahmen und der Insektenabundanz vorliegt. Dies widerspricht der gängigen Annahme, dass die Insektenabundanz mit der fortschreitenden Jahreszeit zunimmt. Auf Grund der zeitlich sehr nah beieinander liegenden Probenahmen ist allerdings auch kein Rückschluss auf eine saisonale Tendenz abbildbar.

6.1.2 Zusammenhang zwischen Landnutzungstypen und Insektenabundanz

Es wurde im Kapitel Ergebnis untersucht, welchen Einfluss die Landnutzungstypen im 200 m Pufferbereich auf die Insektenabundanz hat. Hierbei konnte kein signifikanter Zusammenhang gefunden werden. Der mit Hilfe des Kruskal-Wallis-Tests ermittelte p-Wert von 0.09866 liegt nahe der Signifikanzgrenze, was auf eine potenzielle Tendenz hindeutet. Die in (Abbildung 24) dargestellte

Auswertung stützt diese Annahme. Es wird aufgezeigt, dass die Verteilung der Insektenabundanz über die verschiedenen Landnutzungstypen relativ ähnlich war. Ausschließlich der Mischwald weist eine größere Spannweite auf. Dies könnte daran liegen, dass ein Mischwald mehr Pflanzenarten aufweist, wodurch mehr Nahrungsangebot, Nistmöglichkeiten usw. gibt.

6.1.3 Zusammenhang zwischen Streuobstwiesen in den Pufferbereichen und der Insektenabundanz

Zudem wurde untersucht, ob es einen Zusammenhang gibt, wenn andere Streuobstwiesen in den 200 m bzw. 500 m Puffern der jeweiligen Streuobstwiesen vorhanden sind. Der p-Wert von 0.4736 zeigt an, dass es keinen signifikanten Unterschied in der Insektenabundanz zwischen den Plots mit und ohne Streuobstwiesen im 500 m Puffer gibt. Wenn es andere Streuobstwiesen im 200 m Puffer gibt, ergab die statistische Untersuchung, dass Plots ohne Streuobstwiesen im 200 m Puffer (Mittelwert: 476.963) eine deutlich höhere Insektenabundanz als die Plots mit Streuobstwiesen im 200 m Puffer (Mittelwert: 268.750) haben. Dies deutet darauf hin, dass das Vorhandensein von Streuobstwiesen in einem kleineren Pufferbereich (200 m) möglicherweise die Insektenabundanz negativ beeinflussen könnte.

Dieses Ergebnis steht im Gegensatz zum zweiten Punkt von (Erlach 1994). „Die Anbindung an weitere Strukturen der näheren und weiteren Umgebung spielt eine große Rolle. Isolierte Streuobstflächen weisen niedrige Diversitäts- und Häufigkeitsverteilungsindices auf (Erlach 1994).“ Allerdings ist die Datengrundlage dieser Arbeit auch eher gering, was in diesem Fall zu der Empfehlung führt, mehr Daten diesbezüglich zu generieren und expliziter darauf zu testen.

6.1.4 Unternutzungsformen und ihr Einfluss auf die Insektenabundanz

Der Kruskal-Wallis-Test zur Untersuchung der Unternutzungsformen zeigte signifikante Unterschiede in der Insektenabundanz (p-Wert = 0.004593). Dieses Ergebnis deutet darauf hin, dass die Art der Unternutzung einen erheblichen Einfluss auf die Insektenvielfalt hat. Insbesondere das Brachland wies die höchste Insektenabundanz auf. Dies ist nicht überraschend, da Brachflächen oft eine vielfältige Vegetation bieten, die Lebensraum und Nahrung für eine größere Anzahl von Insektenarten bereitstellt. Gemähte Flächen und Kuhweiden zeigten hingegen eine geringere Insektenabundanz, was auf die intensivere Bewirtschaftung und den damit verbundenen Rückgang der Vegetationsvielfalt und der Mikrohabitate zurückzuführen sein könnte. Der Dunn-Test, der nach dem Kruskal-Wallis-Test durchgeführt wurde, zeigte signifikante Unterschiede zwischen Brachland und Kuhweiden. Dies bestätigt den aktuellen Forschungsstand, dass die Art der Unternutzung eine wichtige Rolle für die Insektenvielfalt spielt. Die weniger intensiv genutzten Brachflächen bieten offenbar bessere Lebensbedingungen für Insekten als die intensiv genutzten Flächen.

Standortfaktoren der Streuobstwiesen

Eine weitere Untersuchung galt der Frage, ob Standortfaktoren der Streuobstwiesen, wie Baumalter-Diversität, Totholz, Flächengröße, Baumanzahl und Bestandsdichte, die Insektenabundanz beeinflussen.

- Der Kruskal-Wallis-Tests für die Baumalter-Diversität und das Totholz zeigten jeweils keinen signifikanten Einfluss auf die Insektenabundanz. Der p-Wert für die Baumalter-Diversität betrug 0.2297, und für das Totholz lag er bei 0.09094, was zwar nicht signifikant ist, aber eine gewisse Tendenz andeutet. Es ist möglich, dass größere Stichproben oder eine längere Beobachtungsperiode deutlichere Ergebnisse liefern könnten.
- Die Spearman's Rangkorrelation für die numerischen Variablen Flächengröße, Baumanzahl und Bestandsdichte zeigte ebenfalls keine signifikanten Zusammenhänge mit der Insektenabundanz. Dies deutet darauf hin, dass diese Faktoren in den untersuchten Streuobstwiesen nur eine untergeordnete Rolle spielen.

Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass die Vegetationsstruktur und Pflegeintensität eine größere Rolle für die Insektenvielfalt spielen als die Baumanzahl oder die Bestandsdichte. Dies unterstreicht die Bedeutung von weniger intensiv bewirtschafteten Flächen, die eine größere strukturelle Vielfalt bieten. Die Aussagen von (Erlach 1994) oder auch (Schmitzberger und Wrbka 2007) konnten nicht bestätigt werden. Die Schlussfolgerungen dieser Studien besagen, dass mehrere kleinere Flächen, welche nah beieinander liegen, einen höheren Wert für die Biodiversität haben als kleine, weiter voneinander entfernte Flächen (Erlach 1994). Schmitzberger und Wrbka (2007) schrieb wiederum, dass Streuobstwiesen, wenn auch klein und isoliert eine wichtige Rolle zukommt. Andererseits kann die Aussage, dass andere Faktoren relevanter sind als die Größe einer Fläche (Erlach 1994), bestätigt werden.

Zusammenfassung der Ergebnisse und methodische Schwächen

Die Untersuchung zeigte, dass die Form der Unternutzung der wichtigste Faktor für die Insektenabundanz in den Streuobstwiesen war, wobei Brachland die höchste Artenvielfalt aufwies. Andere Faktoren, wie die Landnutzung im Pufferbereich, die Baumalter-Diversität und Totholz, hatten hingegen keinen signifikanten Einfluss, was auf die größere Bedeutung der unmittelbaren Bewirtschaftung der Flächen hinweist.

Es ist jedoch wichtig zu betonen, dass die Stichprobengröße und die zeitliche Variabilität der Daten mögliche Einschränkungen der Studie darstellen. Die geringe Anzahl an Probenahmen schränken die Aussagekraft der Ergebnisse ein. Zukünftige Studien sollten eine größere Anzahl an Proben und eine längere Beobachtungsperiode umfassen, um robustere Erkenntnisse zu gewinnen.

Bedeutung für den Naturschutz und Empfehlungen

Die Ergebnisse dieser Untersuchung zeigen, dass weniger intensiv genutzte Flächen, wie Brachland, eine höhere Insektenabundanz aufweisen. Dies hat wichtige Implikationen für den Naturschutz, da die Förderung von Brachflächen oder weniger intensiv genutzten Flächen in Streuobstwiesen zur Erhaltung der Insektenvielfalt beitragen könnte. Zukünftige Maßnahmen sollten sich daher auf die Förderung von extensiveren Bewirtschaftungsformen konzentrieren, um die Biodiversität in Streuobstwiesen zu erhalten und zu fördern.

6.2 Vögel auf Streuobstwiesen

Im Kapitel 5.2 Ergebnisse Vögel wurden die Vogelstimmtaufnahmen in den Streuobstwiesen analysiert. Es traten anfangs technische Schwierigkeiten bei den Aufnahmen auf, weshalb einige Aufnahmen

kürzer ausfielen oder weniger häufig durchgeführt wurden. Dadurch ergibt sich eine eingeschränkte Aussagekraft der statistischen Analysen.

Zeitliche Entwicklung:

In den Plots wurde die zeitliche Entwicklung der Vogelaktivitäten dargestellt. Eine statistische ist aufgrund der wenigen Daten und den unterschiedlichen Aufnahmezeiten nicht sinnvoll.

Häufigkeit und Artenvielfalt der Vogelarten:

Die häufigsten Vogelarten waren Rauchschnäpper, Grauschnäpper und Flussuferläufer. Die Rauchschnäpper wurde in 11 von 14 Plots gefunden, während viele Arten nur in wenigen Plots vorkamen. Arten wie der Haussperling und die Rauchschnäpper zeigen insgesamt eine sehr hohe Aktivität, was auf eine größere Verbreitung und Anpassungsfähigkeit in der Region hinweist. Andere Arten, wie der Fischadler oder der Zistensänger, wurden nur selten entdeckt. Die Vogelarten in den Plots variieren stark in Bezug auf ihre Aktivitäten und ihre Häufigkeit. Arten mit hoher Präsenz, wie die Rauchschnäpper, könnten eine größere ökologische Rolle in der Region spielen, während seltenere Arten möglicherweise spezielle Lebensraumanforderungen haben. Die Daten legen nahe, dass eine hohe Artenvielfalt in der Region vorhanden ist, wobei einige Arten jedoch dominant sind.

Insgesamt gibt es 43 identifizierte Vogelarten, die in den Plots erfasst wurden. Zudem wird ihr typischer Lebensraum und der Status in der Roten Liste in Österreich analysiert.

Gefährdungsstatus der Arten

Die Analyse der identifizierten Vogelarten in dieser Arbeit zeigt eine große Bandbreite an Arten und Lebensräumen.

Von den erfassten Arten gelten 5 (12,2 %) als „stark gefährdet“ und 14 (34,1 %) als „gefährdet“. Diese hohe Zahl gefährdeter Arten unterstreicht die ökologische Bedeutung des Untersuchungsgebietes für den Artenschutz. Allerdings wirft die geringe Präsenz gefährdeter Arten in vielen Plots Fragen zu den spezifischen Lebensraumanforderungen dieser Arten auf. Es könnte sein, dass die untersuchten Streuobstwiesen als Lebensraum für einige dieser Arten nur bedingt geeignet sind. Für Arten wie den Fischadler und die Zwergdommel, die große Feuchtgebiete benötigen, sind Streuobstwiesen wahrscheinlich nicht der primäre Lebensraum, sondern dienen möglicherweise eher als Jagd- oder Durchzugsgebiet.

Aus dem Anteil gefährdeter Arten von 46,3 % kann abgeleitet werden, dass die Region eine hohe Bedeutung für den Schutz bedrohter Vogelarten hat. Insbesondere Feuchtgebiete und offene Landschaften, die um die Streuobstwiesen vorkommen, scheinen für viele gefährdete Arten wichtige Rückzugsgebiete zu sein. Auf der anderen Seite zeigt die große Zahl nicht gefährdeter Arten (51,2 %), dass die Region auch für weniger spezialisierte und anpassungsfähigere Vogelarten geeignet ist. Arten wie der Haussperling und die Rauchschnäpper kommen in einer Vielzahl von Lebensräumen vor und konnten sich offenbar gut an die anthropogen geprägten Landschaften anpassen. Der Naturpark Steirische Eisenwurzen ist relativ wenig besiedelt und vom Fluss Salza sowie einer Vielzahl von kleineren Fließgewässern durchzogen. Im Verbund mit den Streuobstwiesen scheint dies ein sehr wertvoller Faktor zu sein.

Dies steht in Übereinstimmung mit (Erlach 1994) : „ (...)Die Anbindung an weitere Strukturen der näheren und weiteren Umgebung spielt eine große Rolle. Isolierte Streuobstflächen weisen niedrige Diversitäts- und Häufigkeitsverteilungsindizes auf. Streuobstflächen sind nicht nur Ersatzbiotope - so fanden sich auf fast jeder Untersuchungsfläche eine oder mehrere Rote-Listen-Arten, sondern auch

eine wichtige Bereicherung anderweitiger Biotope. (Erlach 1994)“ Das Ergebnis dieser Arbeit stütze die Erkenntnis von (Kajtoch 2017), dass der Vogelreichtum und die Häufigkeit (Bird species' richness and abundance) in verlassenen Standorten am höchsten waren.

Arten mit ungewöhnlichen Lebensräumen

Besonders auffällig ist das Vorkommen des Narinatrogons. Diese Art kommt typischerweise in Wäldern Afrikas vor und passt nicht in die regionale Vogelwelt des Naturparks Steirische Eisenwurzen. Das singuläre in Plot 72 gemessene Auftreten dieses Vogels kann auf verschiedenen Erklärungen zurückzuführen sein: ein aus einer Haltung entflohenes Exemplar, eine Fehlbestimmung durch ein vom Wassersport auf der Salza verursachtes Geräusch oder eine ungenaue Erkennung der Aufnahmetechnologie (BirdNet). . Wie im Methodenteil aufgeführt, wurden die entsprechenden Vorkehrungen bei der Auswertung der Audioaufnahmen unternommen, um die Fehlerwahrscheinlichkeit zu reduzieren.

Methodische Überlegungen und Limitationen

Die Verwendung von automatisierten Erkennungssystemen wie BirdNet bietet erhebliche Vorteile hinsichtlich der Effizienz und des Umfangs der Datenerhebung. Dennoch muss die Zuverlässigkeit dieser Methoden kritisch hinterfragt werden, insbesondere wenn ungewöhnliche Arten oder falsche Bestimmungen auftreten. Eine Kombination aus automatisierten Systemen und Expertenbewertung wäre ideal, um die Genauigkeit der Daten zu verbessern. Des Weiteren sollte die Stichprobengröße und die Aufnahmedauer berücksichtigt werden. Einige Aufnahmen waren aufgrund technischer Probleme deutlich kürzer, was die Vergleichbarkeit der Daten einschränkt.

Statistische Analyse:

Es wurde untersucht, ob es einen Zusammenhang zwischen den Umweltfaktoren (wie Baumanzahl, Flächengröße, Bestandsdichte) und den Vogelaktivitäten/ der Artenvielfalt gibt. Hierbei wurden verschiedene statistische Methoden angewendet, allerdings war keiner der Tests signifikant, was keinen erkennbaren Zusammenhang bedeutet.

Insgesamt leidet die Analyse des Kapitels zu den Vögeln an verschiedenen wissenschaftlichen Schwächen, wie zu geringe Stichprobengröße und unterschiedliche Aufnahmezeiten. Eine größere und gleichmäßigere Datenmenge wäre notwendig, um robustere Ergebnisse und klare ökologische Zusammenhänge zu identifizieren.

Der Ansatz mit der Untersuchung der Korrelationen und der Anwendung von t-Tests, ANOVA sowie Regressionsanalysen auf die Vogelaktivitäten und Artenvielfalt ist methodisch korrekt, aber die Sinnhaftigkeit hängt von mehreren Faktoren ab. Hier einige Aspekte, die zu berücksichtigen sind.

1. Stichprobengröße

- **Problem:** Die Stichprobe besteht nur aus 9 Plots (nach dem Ausschluss der Proben mit sehr geringer Aufnahmezeit). Das ist eine sehr kleine Stichprobe, um aussagekräftige statistische Tests durchzuführen. Statistische Tests wie der t-Test oder ANOVA setzen in der Regel größere Stichproben voraus, um verlässliche Ergebnisse zu liefern.
- **Folge:** Kleinere Stichproben erhöhen die Wahrscheinlichkeit für nicht-signifikante Ergebnisse, selbst wenn in der realen Welt Unterschiede bestehen. Zudem sind die Ergebnisse anfälliger für Ausreißer oder zufällige Schwankungen in den Daten.

2. Voraussetzungen für Regressionsanalyse

- Regressionsanalysen setzen voraus, dass die unabhängigen Variablen und die abhängigen Variablen in einem linearen Verhältnis stehen. Bei sehr kleinen Datensätzen kann es sein, dass solche Beziehungen schwer zu identifizieren sind.
- **Problem:** Bei einer kleinen Stichprobe kann man leicht Overfitting erhalten, d.h., das Modell passt zu gut auf die vorhandenen Daten, spiegelt aber keine generellen Muster wider.

3. Heterogenität der Daten

- Die verwendeten Variablen (wie z.B. „Baumalter Diversität“, „Form der Unternutzung“) sind sowohl kategorial als auch numerisch. Bei derart kleinen Stichproben können Tests wie ANOVA möglicherweise nicht genug Varianz aufdecken, um signifikante Ergebnisse zu erzielen.
- **Folge:** Die numerischen Werte der Flächengröße, Baumanzahl und Bestandsdichte könnten in Bezug auf die Vogelaktivitäten und Artenvielfalt unterschiedlich stark miteinander korrelieren, aber eine kleine Stichprobe kann es schwer machen, signifikante Muster zu erkennen.

4. Korrelationen und t-Tests

- **Problem:** Die Korrelationstests, die durchgeführt wurden, zeigen, dass die Korrelationen zwischen den Vogelaktivitäten/Artenvielfalt und den Umweltvariablen sehr niedrig sind. Dies könnte auf das begrenzte Datenvolumen oder eine tatsächliche Abwesenheit von starken Zusammenhängen hindeuten. Korrelationen unter 0,4 sind im Allgemeinen schwach, und bei solch niedrigen Korrelationen ist es unwahrscheinlich, dass statistisch signifikante Effekte in kleinen Stichproben entdeckt werden.

Zusammenfassung

Die Durchführung von Regressionsanalysen, Korrelationstests und ANOVAs ist grundsätzlich passend, aber es ist wichtig zu verstehen, dass bei so wenigen Daten signifikante Ergebnisse schwer zu finden sind. Daher wäre es für eine gute Auswertung notwendig mehr Daten zu sammeln, um die statistischen Tests robuster zu machen.

Bedeutung für den Naturschutz und Empfehlungen

Die Ergebnisse dieser Untersuchung zeigen deutlich die Bedeutung der Region für den Schutz sowohl häufiger als auch gefährdeter Vogelarten. Insbesondere die Feuchtgebiete der Region wie die Salza in Kombination mit Streuobstwiesen scheinen für bedrohte Arten wie den Brachvogel, den Fischadler und die Zwergdommel von entscheidender Bedeutung zu sein. Um diese Arten langfristig zu schützen, sollten spezifische Naturschutzmaßnahmen entwickelt werden, die auf die Erhaltung und Wiederherstellung dieser wichtigen Lebensräume abzielen.

Zukünftige Studien sollten größere und konsistentere Datenmengen erheben, um robustere statistische Analysen durchzuführen. Auch die Einbeziehung saisonaler Unterschiede in den Vogelpopulationen sowie detaillierte Untersuchungen der Lebensraumbedingungen könnten weitere wichtige Einblicke liefern.

6.3 Konsequenz für die Frage “Several Small or Single Large?”

Die Frage "Several Small or Single Large?" (SLOSS) hinsichtlich der zu bevorzugenden Vorgehensweise für den Naturschutz, ist in der ökologischen und naturschutzwissenschaftlichen Debatte sehr präsent. Die Ergebnisse dieser Arbeit tragen insbesondere durch die Analyse der 200 m und 500 m Puffer zu dieser Frage bei.

Ergebnisse zur Insektenabundanz:

200 m Puffer:

Es wurde festgestellt, dass die Insektenabundanz in Streuobstwiesen ohne weitere Streuobstwiesen im 200 m Puffer signifikant höher war (p -Wert = 0.03242). Dies bedeutet, dass kleine Streuobstwiesen, die in unmittelbarer Nähe zueinander liegen, möglicherweise die Insektenabundanz verringern. Für die Interpretation in Bezug auf SLOSS bedeutet das, dass in diesem Fall sinnvoller sein könnte, größere, weiter voneinander entfernte Streuobstwiesen zu fördern, anstatt viele kleine Flächen eng beieinander zu platzieren. Das spricht tendenziell eher für die Idee eines einzigen großen Schutzgebiets („Single Large“) anstatt vieler kleiner Schutzgebiete („Several Small“).

500 m Puffer:

Es wurde kein signifikanter Unterschied in der Insektenabundanz zwischen den Streuobstwiesen mit oder ohne weitere Streuobstwiesen im 500 m Puffer festgestellt. Dies deutet darauf hin, dass in einem größeren Maßstab die Anzahl benachbarter Streuobstwiesen keinen positiven oder negativen Einfluss auf die Insektenabundanz hat. In Bezug auf SLOSS ergeben sich keine klaren Vorteile für eines der beiden Konzepte, da die Anordnung von Streuobstwiesen in diesem größeren Radius keinen signifikanten Effekt zu haben scheint.

Rolle der Unternutzung und anderer Merkmale der Streuobstwiesen:

Die Form der Unternutzung ist bei Insekten ein signifikanter Faktor. Brachflächen zeigen höhere Artenabundanz als z.B. intensiv genutzte Flächen wie Kuhweiden oder gemähte Flächen.

Interpretation in Bezug auf SLOSS: Dies deutet darauf hin, dass die Qualität der Streuobstwiesen (wie sie genutzt werden) entscheidender sein könnte als ihre Größe oder die Nähe zu anderen Streuobstwiesen. Eine kleine, gut gepflegte Fläche könnte in Bezug auf die Artenvielfalt ebenso effektiv sein wie eine größere Fläche, was das Konzept von "Several Small" unterstützen könnte – sofern diese Flächen von hoher Qualität sind.

Ergebnisse zu Vogelaktivitäten und Artenvielfalt:

200 und 500 m Puffer:

Bei der Analyse der Vögel wurde kein signifikanter Einfluss festgestellt, weder im 200 m noch im 500 m Puffer. Dies bedeutet, dass die Vogelaktivität und -vielfalt nicht von der Nähe zu anderen Streuobstwiesen abhängt. Für Vögel scheint es weniger eine Rolle zu spielen, ob die Streuobstwiesen nah beieinander liegen oder weit entfernt sind.

Zusammenfassende Interpretation:

- Die Ergebnisse zur Insektenbiodiversität im 200 m Puffer unterstützen eher das Konzept eines "Single Large" Schutzgebiets, da eine geringere Nähe von Streuobstwiesen die Abundanz fördert. Allerdings gibt es im 500 m Puffer keinen klaren Vorteil für eine der beiden Strategien, und bei den Vögeln spielt die Nähe von Streuobstwiesen keine signifikante Rolle.

- Da andere Faktoren wie die Unternutzung bei Insekten wichtig sind, könnte es darauf hindeuten, dass das Konzept von mehreren kleineren Flächen funktioniert, wenn diese eine hohe Habitatqualität aufweisen. Das spricht für das "Several Small"-Konzept, solange diese Flächen gut gepflegt sind und spezifische ökologische Anforderungen erfüllen.
- Für Vögel gibt es keinen klaren Beleg, der eines der beiden Konzepte bevorzugt. Das Fehlen signifikanter Unterschiede lässt darauf schließen.

7 Zusammenfassung

Die vorliegende Masterarbeit beschäftigt sich mit der Bedeutung von Streuobstwiesen auf die Artendiversität und Abundanz von bodennahen Insekten und Vögeln im Naturpark Steirische Eisenwurz 2024.

Streuobstwiesen sind wertvolle Habitate, die durch ihre extensive Bewirtschaftung und ihre strukturelle Vielfalt eine Vielzahl von Tier- und Pflanzenarten unterstützen. Der Verlust und die Fragmentierung dieser Landschaften in den letzten Jahrzehnten haben negative Auswirkungen auf die Biodiversität, weshalb es dringend notwendig ist, zu verstehen, welche Biotope und Faktoren wie die Größe der Fläche oder Nutzung, den größten positiven Nutzen bringen können.

Ziel der Arbeit war es, den Einfluss von Streuobstwiesen auf die Artenvielfalt und Abundanz von Insekten und Vögeln in Abhängigkeit von verschiedenen Faktoren zu erfassen. Zu diesen Faktoren zählen beispielsweise die Größe der Streuobstwiesen, deren Bewirtschaftungsformen sowie die Landnutzung in der umgebenden Landschaft. Zudem wurde untersucht, ob die Präsenz weiterer Streuobstwiesen in unmittelbarer Nähe (200 m und 500 m Puffer) die Biodiversität beeinflusst. Die Ergebnisse sind wie folgt:

Streuobstwiesen und Pufferbereich:

- Die meisten Flächengrößen aller Streuobstwiesen im Naturpark Steirische Eisenwurz sind relativ klein (Median des Boxplots 1,08 Hektar; untere Quartil 0,38 Hektar; das obere Quartil 3,27 Hektar).
- Im 500 m Puffer gibt es eine größere Vielfalt an Landnutzungstypen, während der 200 m Puffer eine höhere Konzentration auf den Landnutzungstyp Wiese und Weide zeigt. Wiesen und Weide dominieren beide Pufferzonen, was auf die landwirtschaftliche Nutzung dieser Flächen hinweist.

Insekten:

- Es zeigte sich, dass die zeitliche Veränderung **keinen signifikanten Einfluss** auf die Gesamtartenabundanz hat, die Artenabundanz nimmt im Verlauf der Zeit tendenziell ab. Allerdings ist dieser Rückgang nicht statistisch signifikant, ein großer Teil der Variation in der Gesamte_Artenabundanz wird nicht durch das Datum erklärt.
- **Keine signifikanten Unterschiede** zwischen den Landnutzungstypen im 200 m Pufferbereich in Bezug auf die Artenabundanz, Mischwald zeigt aber im Vergleich einen größeren Interquartilsabstand.
- **Keinen signifikanten Unterschied** in der Insektenabundanz zwischen den Plots mit und ohne Streuobstwiesen im 500 m Puffer. Das Vorhandensein von Streuobstwiesen in einem kleineren Pufferbereich (200 m) ist signifikant. Die Plots ohne Streuobstwiesen im 200 m Puffer haben eine deutlich höhere Insektenabundanz als die Plots mit Streuobstwiesen im 200 m Puffer.
- Es gibt **einen signifikanten Unterschied** in der Artenabundanz zwischen den verschiedenen Formen der Unternutzung gibt. Die Unternutzungsform "Brach" im Vergleich zu "Kuhweide" zeigt eine höhere Artenvielfalt auf.
- Weitere Faktoren wie Baumalter-Diversität, Totholz, Flächengröße, Bestandsdichte und Baumanzahl zeigten **keinen signifikanten Einfluss** auf die Artenabundanz. Insgesamt deutet

dies darauf hin, dass die Unternutzungsform eine größere Rolle für die Artenabundanz spielt als die anderen untersuchten Faktoren.

Vögel:

- Stark gefährdet: 12,2%, Gefährdet: 34,1%, Nicht gefährdet: 51,2%, Nicht relevant in Europa: 2,4%.
- deutliche Dominanz der Haussperlinge und Rauchschwalben in Bezug auf die Anzahl der Gesangsaktivitäten.
- **Keinen signifikanten Unterschied** in den Vogelaktivitäten oder der Artenvielfalt zwischen den Plots mit und ohne Streuobstwiesen im 200 m oder 500 m Puffer. Auch die Anzahl der Streuobstwiesen im Pufferbereich hat **keine signifikante Auswirkung** auf die untersuchten Parameter.
- 200 m und 500 m Puffer vs Artenvielfalt nicht signifikant, 200 m und 500 m Puffer vs Vogelaktivitäten **nicht signifikant**.

Die Ergebnisse bedeuten für die Forschungsfragen und Hypothesen folgendes:

1. **Weisen größere Streuobstwiesen eine höhere Abundanz und Diversität von Insekten und Vögeln auf?**
Hypothese 1 lautete, dass größere Streuobstwiesen eine höhere Abundanz und Diversität aufweisen als kleinere Streuobstwiesen. Diese Hypothese konnte nicht bestätigt werden. Die statistischen Auswertungen zeigten keinen signifikanten Zusammenhang zwischen der Flächengröße und der Artenvielfalt von Insekten und Vögeln. Dies deutet daraufhin, dass andere Faktoren als die Flächengröße einen größeren Einfluss auf die Biodiversität haben.
2. **Wie beeinflussen sieben Merkmale von Streuobstwiesen (Stammform, Bestandsdichte, Flächengröße, Anzahl der Obstarten, Baumalter, Form der Unternutzung, Vorhandensein von Totholz) die Abundanz und Diversität von Insekten und Vögeln?**
Hypothese 2 besagt, dass die sieben Merkmale einen signifikanten Einfluss auf die Abundanz und Diversität haben. Die Analyse ergab allerdings, dass lediglich die Unternutzungsform einen signifikanten Einfluss auf die Insektenabundanz hatte. Besonders Brachland wies eine deutlich höhere Artenvielfalt auf als Flächen, die gemäht oder als Weide genutzt wurden. Dies unterstreicht die Bedeutung extensiver Bewirtschaftungsformen für den Erhalt der Insektenvielfalt. Für Vögel konnte kein signifikanter Einfluss der Merkmale festgestellt werden, weshalb die Hypothese nur teilweise bestätigt wurde.
3. **Haben die umliegenden Landschaftsnutzungstypen (im 200 m und 500 m Puffer) einen Einfluss auf die Abundanz und Diversität von Insekten und Vögeln in den Streuobstwiesen?**
Eine Beeinflussung von Abundanz und Diversität durch die umliegenden Landschaftsnutzungstypen (Hypothese 3) wurde nicht bestätigt. Es gab keinen signifikanten Unterschied in der Insekten- oder Vogelabundanz in Abhängigkeit von den Landnutzungstypen im 500 m Puffer. Bei den Insekten war eine leichte Tendenz zu erkennen. Im 200 m Pufferbereich deutete sich bei den Insekten jedoch eine leichte Tendenz an, die auf die höhere Vegetationsvielfalt in Mischwäldern zurückgeführt werden könnte, welche im Pufferbereich lagen.
4. **Beeinflusst die Präsenz weiterer Streuobstwiesen im 200 m oder 500 m Puffer die Abundanz und Diversität von Insekten und Vögeln in den untersuchten Streuobstwiesen?**

Es wurde kein signifikanter Unterschied in den Vogelaktivitäten oder der Artenvielfalt zwischen den Plots mit und ohne Streuobstwiesen im 200 m oder 500 m Puffer festgestellt. Ebenso zeigte die Anzahl der Streuobstwiesen im Pufferbereich keinen signifikanten Einfluss auf die untersuchten Parameter. Bei der Insektenabundanz gab es im 500 m Puffer ebenfalls keinen signifikanten Unterschied. Im 200 m Puffer zeigte sich jedoch ein signifikanter Effekt: Plots ohne weitere Streuobstwiesen in unmittelbarer Nähe wiesen eine höhere Insektenabundanz auf. Diese Ergebnisse bestätigen die Hypothese 4 teilweise, jedoch nur für Insekten im 200 m Puffer.

5. **Welche Empfehlungen lassen sich für die Entwicklung eines Biotopverbunds ableiten?**
Aus den Ergebnissen lässt sich ableiten, dass Brachland als Form der Unternutzung besonders förderlich für die Insektenvielfalt ist. Daher wird empfohlen, extensiv genutzte Flächen wie Brachland zu fördern. Da Streuobstwiesen ohne benachbarte Streuobstwiesen im 200 m Puffer eine höhere Insektenabundanz zeigten, wäre es sinnvoll, größere, voneinander getrennte Flächen zu erhalten, anstatt viele kleine Flächen in enger Nähe. Dies spricht tendenziell für den „Single Large“-Ansatz, bei dem größere, voneinander weiter entfernte Schutzgebiete bevorzugt werden.

8 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Überblick der Entwicklung der Extensivobstbaumbestände in Österreich von 1930 bis 2020.	8
Abbildung 2: Schematische Darstellung eines Biotopverbundes auf unterschiedlichen räumlichen Ebenen. (Riecken et al. 2014)	11
Abbildung 3: Legende der Karte von Abbildung 4 zur besseren Lesbarkeit.	15
Abbildung 4: Übersichtskarte der steirischen Naturparke in der Steiermark (Naturparke Steiermark).	16
Abbildung 5: Übersicht der Bestandsänderungen von Insekten über 40 Jahre (Dirzo et al. 2014).	16
Abbildung 6: Anzahl nachgewiesener Bienenarten auf den Untersuchungsflächen 1 bis 6. Fläche 1 und 2: zweimähig, 3: Schafweide, 4: Brache, 5: Hausobstgarten, 6: Intensivobstgarten. Der Anteil an bemerkenswerten Arten ist hellgrün hervorgehoben (Ockermüller 2018).....	18
Abbildung 7: Links: Aufteilung der sechs Unterfamilien der Apidae, welche im Naturpark bei der Untersuchung gefunden wurden. Rechts: Anzahl der Bienenarten in polylektisch, oligolektisch und Brutparasiten unterteilt (Ockermüller 2018).	18
Abbildung 8: Ergebnisse von (Kajtoch 2017) in Polen zu Vogelpopulationen auf verlassenen (A), extensiven (E) und intensiv (I) bewirtschafteten Streuobstwiesen.	19
Abbildung 9: "Anzahl und Verteilung der Brutreviere von Vogelarten in verschiedenen Revierkategorien innerhalb eines Untersuchungsgebiets. Die Tabelle zeigt die Anzahl der Reviere, den prozentualen Anteil, die Reviere pro 10 Hektar sowie den Gefährdungsgrad für jede Art. Die Arten werden in die Kategorien 'Dominant', 'Subdominant', 'Influent' und 'Rezedent' basierend auf ihrem Anteil an der Gesamtpopulation unterteilt."	20
Abbildung 10: Methodische Skizze der Kescherprobenahme entlang eines überkreuzenden Transekts.	23
Abbildung 11: Flächengrößendarstellung in Hektar der Streuobstwiesen (Wiesennummer) und Einteilung in die Kategorien „Klein“, „Mittel“ und „Groß“.....	24
Abbildung 12: Übersicht der Streuobstwiesen von 1 bis 87 nummeriert. Die grüne Fläche zeigt die Fläche des Naturparks Steirische Eisenwurzen.....	26
Abbildung 13: Beispielausschnitt von Streuobstflächen (orange dargestellt) und den dazugehörigen Nummern.	26
Abbildung 14: Dunkelblauer Puffer von 200 m um die Streuobstwiesen, zur späteren Verwendung der Berechnung der Landnutzungstypen um die Streuobstwiesen.	27
Abbildung 15: Hellblauer Puffer von 500 m um die Streuobstwiesen, zur späteren Verwendung der Berechnung der Landnutzungstypen um die Streuobstwiesen.	27
Abbildung 16: Verteilung und Variabilität der Flächengrößen aller untersuchten Streuobstflächen in Hektar. 14.9 ha Max; 3.27 ha Q3; 1.08 ha Median; 0.38 ha Q1; 0.03 ha Min.	28
Abbildung 17: Übersicht der 84 Streuobstwiesen und ihrem Landnutzungstypenverteilung im 200 m Puffer.	29
Abbildung 18: Übersicht der 84 Streuobstwiesen und ihrem Landnutzungstypenverteilung im 500 m Puffer.	29
Abbildung 19: Korrespondenzanalyse (CA) für den 200 m Pufferbereich der Wiesenflächen. Die Polygone verbinden die fünf Wiesen mit den höchsten Anteilen an den jeweiligen Landnutzungstypen: Gelb , lockere Bebauung (Wiesen 14, 39, 43, 58, 80); Lila , Wiese und Weide (Wiesen 12, 20, 28, 44, 56); Rot , Laubwald (Wiesen 37, 40, 51, 72, 87); Blau , Nadelwald (Wiesen 7, 8, 9, 78, 79); Grün , Mischwald (Wiesen 31, 32, 48, 55, 68).	31

Abbildung 20: Korrespondenzanalyse (CA) für den 500 m Pufferbereich der Wiesenflächen. Die Polygone verbinden die fünf Wiesen mit den höchsten Anteilen an den jeweiligen Landnutzungstypen: Gelb , lockere Bebauung (Wiesen 14, 39, 43, 59, 80); Lila , Wiese und Weide (Wiesen 12, 27, 28, 44, 47); Rot , Laubwald (Wiesen 37, 39, 40, 51, 75); Blau , Nadelwald (Wiesen 5, 6, 7, 9, 79); Grün , Mischwald (Wiesen 33, 52, 81, 82, 84).	32
Abbildung 21: Detrended Correspondence Analysis (DCA) für den 200 m Pufferbereich der Wiesenflächen. Die Polygone verbinden die fünf Wiesen mit den höchsten Anteilen an den jeweiligen Landnutzungstypen: Gelb, lockere Bebauung (Wiesen 14, 39, 43, 58, 80); Lila, Wiese und Weide (Wiesen 12, 20, 28, 44, 56); Rot, Laubwald (Wiesen 37, 40, 51, 72, 87); Blau, Nadelwald (Wiesen 7, 8, 9, 78, 79); Grün, Mischwald (Wiesen 31, 32, 48, 55, 68).	32
Abbildung 22: Detrended Correspondence Analysis (DCA) für den 500 m Pufferbereich der Wiesenflächen. Die Polygone verbinden die fünf Wiesen mit den höchsten Anteilen an den jeweiligen Landnutzungstypen: Gelb, lockere Bebauung (Wiesen 14, 39, 43, 59, 80); Lila, Wiese und Weide (Wiesen 12, 27, 28, 44, 47); Rot, Laubwald (Wiesen 37, 39, 40, 51, 75); Blau, Nadelwald (Wiesen 5, 6, 7, 9, 79); Grün, Mischwald (Wiesen 33, 52, 81, 82, 84).	33
Abbildung 23: Übersicht der Gesamtabundanz der Insekten auf den untersuchten Streuobstwiesen 2024 im Naturpark Steirische Eisenwurzten.	35
Abbildung 24: Zeitliche Entwicklung der Gesamtartenabundanz der Insekten pro Plot und Probenahme.	37
Abbildung 25: Ergebnis des Boxplots zur Artenabundanz je Landnutzungstyp im 200 m Pufferbereich.	38
Abbildung 26: Gesamte Artenabundanz in Abhängigkeit von der Form der Unternutzung: Brachland zeigt die höchste Artenvielfalt, während intensiv genutzte Flächen wie Gemäht und Kuhweide geringere Artenabundanz aufweisen.	42
Abbildung 27: Vergleich der Artenabundanz in Abhängigkeit von Baumalter-Diversität (links) und Totholzvorhandensein (rechts): Die Artenvielfalt scheint durch beide Faktoren beeinflusst zu werden, wobei keine signifikanten Unterschiede erkennbar sind.	43
Abbildung 28: Zusammenhang zwischen der gesamten Artenabundanz und den Faktoren Flächengröße (oben links), Bestandsdichte (oben rechts) und Baumanzahl (unten links): Es zeigt sich kein signifikanter Zusammenhang zwischen diesen numerischen Faktoren und der Artenabundanz.	44
Abbildung 29: Überblick über die Häufigkeit der Vogelarten in den untersuchten Plots. Einige Arten, wie die Rauchschnäpper, Grauschnäpper und Flusssuferläufer sind sehr verbreitet, während viele andere Arten nur in wenigen Plots vorkommen.	47
Abbildung 30: Heatmap der Häufigkeit der gefundenen Arten bezogen auf Plot und Datum. Die maximale Präsenz einer Vogelart in einem Plot beträgt 11, während viele Vogelarten in weniger als 5 Plots gefunden wurden.	47
Abbildung 31: Vergleich der Gesamtanzahl der Aktivitäten von Haussperling und Rauchschnäpper auf einer logarithmischen Skala. Der Haussperling zeigt insgesamt eine höhere Aktivität im Vergleich zur Rauchschnäpper.	48
Abbildung 32: Gesamtanzahl der Aktivitäten pro Vogelart ohne Haussperling und Rauchschnäpper. Die häufigsten Vogelarten, wie dem Flusssuferläufer, Grauschnäpper und Baumpieper, zeigen eine Aktivität von über 20, während viele andere Arten deutlich geringere Aktivitätszahlen aufweisen.	49
Abbildung 33: Zeitliche Entwicklung der Vogelaktivitäten auf Plot 5 (links) im Naturpark Steirische Eisenwurzten.	50

Abbildung 34: Zeitliche Entwicklung der Vogelaktivitäten auf Plot 8 (links) im Naturpark Steirische Eisenwurzen.	50
Abbildung 35: Zeitliche Entwicklung der Vogelaktivitäten auf Plot 14 (links) und Plot 28 (rechts) im Naturpark Steirische Eisenwurzen. Auf Plot 14 kommt es zu einer Zunahme von Arten und Aktivitäten, auf Plot 28 zu einer Abnahme.	52
Abbildung 36: Zeitliche Entwicklung der Vogelaktivitäten auf Plot 31 (links) und Plot 32 (rechts) im Naturpark Steirische Eisenwurzen.	52
Abbildung 37: Zeitliche Entwicklung der Vogelaktivitäten auf Plot 39 (links) und Plot 43 (rechts) im Naturpark Steirische Eisenwurzen.	53
Abbildung 38: Zeitliche Entwicklung der Vogelaktivitäten auf Plot 51 (links) und Plot 56 (rechts) im Naturpark Steirische Eisenwurzen.	54
Abbildung 39: Zeitliche Entwicklung der Vogelaktivitäten auf Plot 68 (links) und Plot 72 (rechts) im Naturpark Steirische Eisenwurzen.	54
Abbildung 40: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 5 am 14.06.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurzen.	75
Abbildung 41: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 5 am 04.07.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurzen.	76
Abbildung 42: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 7 am 14.06.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurzen.	77
Abbildung 43: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 7 am 04.07.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurzen.	78
Abbildung 44: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 8 am 13.07.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurzen.	79
Abbildung 45: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 8 am 05.07.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurzen.	80
Abbildung 46: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 12 am 18.06.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurzen.	81
Abbildung 47: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 12 am 10.07.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurzen.	82
Abbildung 48: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 14 am 18.06.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurzen.	83
Abbildung 49: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 14 am 05.07.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurzen.	84
Abbildung 50: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 28 am 19.06.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurzen.	85
Abbildung 51: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 28 am 06.07.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurzen.	86
Abbildung 52: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 31 am 24.06.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurzen.	87
Abbildung 53: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 31 am 09.07.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurzen.	88
Abbildung 54: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 32 am 19.06.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurzen.	89
Abbildung 55: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 32 am 09.07.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurzen.	90
Abbildung 56: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 39 am 29.05.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurzen.	91

Abbildung 57: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 39 am 24.06.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurzten.	92
Abbildung 58: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 39 am 15.06.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurzten.	93
Abbildung 59: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 43 am 25.06.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurzten.	94
Abbildung 60: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 43 am 15.06.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurzten.	95
Abbildung 61: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 51 am 20.06.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurzten.	96
Abbildung 62: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 51 am 13.07.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurzten.	97
Abbildung 63: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 56 am 29.05.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurzten.	98
Abbildung 64: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 56 am 26.06.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurzten.	99
Abbildung 65: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 56 am 14.06.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurzten.	100
Abbildung 66: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 68 am 29.05.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurzten.	101
Abbildung 67: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 68 am 26.06.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurzten.	102
Abbildung 68: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 68 am 14.06.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurzten.	103
Abbildung 69: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 72 am 21.06.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurzten.	104
Abbildung 70: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 72 am 13.07.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurzten.	105

9 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Vergleich der Streuobstwiesen-Avizönose einer 35 ha großen Teilfläche des Untersuchungsgebietes bei Herrenberg zwischen 2016 (Erhebungen (Vowinkel 2017)) und 1993 (Stadelmaier 1993), angeordnet in der Reihenfolge der absoluten Differenzen im Revierbestand (Vowinkel 2017).....	21
Tabelle 2: Übersicht der empfohlenen Zählperioden nach (Südbeck et al. 2005) (rechts) und den für diese Arbeit tatsächlich verwendeten Zählperioden (links).....	25
Tabelle 3: Streuobstwiesen mit den höchsten Anteilen verschiedener Landnutzungstypen im 200 m Pufferbereich. Fett sind die Streuobstwiesen, welche für die Beprobung ausgewählt wurden, wird in der nächsten Tabelle genauer aufgezeigt.....	34
Tabelle 4: Streuobstwiesen, welche für die Beprobungen ausgewählt wurden.	34
Tabelle 5: Übersicht der untersuchten Streuobstwiesen, ob im 200 m Pufferbereich andere Streuobstwiesen liegen (ja) oder nicht (nein). Zudem wird für die Streuobstwiesen mit Antwort ja, die Anzahl der dort Streuobstwiesen im jeweiligen Pufferbereich dargestellt.....	34
Tabelle 6: Übersicht der untersuchten Streuobstwiesen, ob im 500 m Pufferbereich andere Streuobstwiesen liegen (ja) oder nicht (nein). Zudem wird für die Streuobstwiesen mit Antwort ja, die Anzahl der dort Streuobstwiesen im jeweiligen Pufferbereich dargestellt.....	34
Tabelle 7: Übersicht der Plots) hinsichtlich Anzahl der identifizierten Familien, Gesamtabundanz und dominierendem Landnutzungstyp im 200 m Pufferbereich.	36
Tabelle 8: Übersicht der Plots mit den Standortfaktoren der Streuobstwiesen und weiteren Informationen.	41
Tabelle 9: Übersicht der Vogelstimmaufnahmen pro Plot mit Datum und Zeit. Links die im Juni.2024 stattgefundenen aufnahmen, rechts die im Juli 2024.....	44
Tabelle 10: Übersicht der gefundenen bzw. identifizierten Arten auf den untersuchten Streuobstwiesen im Naturpark Steirische Eisenwurz 2024, sowie Informationen zu typischen Lebensräumen und dem Rote Liste Status in Österreich (BirdLife International. 2023; IUCN Red List 2023; Naturschutzbund Deutschland (NABU) 2023; Umweltbundesamt 2017; Vogelwarte Sempach (Schweiz) 2023).....	45
Tabelle 11: Übersicht der bestimmten Arten Plot 5, 14.06.2024.....	75
Tabelle 12: Übersicht der bestimmten Arten Plot 5, 04.07.2024.....	76
Tabelle 13: Übersicht der bestimmten Arten Plot 7, 14.06.2024.....	77
Tabelle 14: Übersicht der bestimmten Arten Plot 7, 04.07.2024.....	78
Tabelle 15: Übersicht der bestimmten Arten Plot 8, 13.07.2024.....	79
Tabelle 16: Übersicht der bestimmten Arten Plot 12, 18.06.2024.....	81
Tabelle 17: Übersicht der bestimmten Arten Plot 12, 10.07.2024.....	82
Tabelle 18: Übersicht der bestimmten Arten Plot 14, 18.06.2024.....	83
Tabelle 19: Übersicht der bestimmten Arten Plot 28, 19.06.2024.....	85
Tabelle 20: Übersicht der bestimmten Arten Plot 28, 06.07.2024.....	86
Tabelle 21: Übersicht der bestimmten Arten Plot 31, 24.06.2024.....	87
Tabelle 22: Übersicht der bestimmten Arten Plot 31, 09.07.2024.....	88
Tabelle 23: Übersicht der bestimmten Arten Plot 32, 19.06.2024.....	89
Tabelle 24: Übersicht der bestimmten Arten Plot 32, 09.07.2024.....	90
Tabelle 25: Übersicht der bestimmten Arten Plot 39, 29.05.2024.....	91
Tabelle 26: Übersicht der bestimmten Arten Plot 39, 24.06.2024.....	92
Tabelle 27: Übersicht der bestimmten Arten Plot 39, 15.06.2024.....	93

Tabelle 28: Übersicht der bestimmten Arten Plot 43, 25.06.2024.....	94
Tabelle 29: Übersicht der bestimmten Arten Plot 43, 15.06.2024.....	95
Tabelle 30: Übersicht der bestimmten Arten Plot 51, 20.06.2024.....	96
Tabelle 31: Übersicht der bestimmten Arten Plot 51, 13.07.2024.....	97
Tabelle 32: Übersicht der bestimmten Arten Plot 56, 29.05.2024.....	98
Tabelle 33: Übersicht der bestimmten Arten Plot 56, 26.06.2024.....	99
Tabelle 34: Übersicht der bestimmten Arten Plot 56, 14.06.2024.....	100
Tabelle 35: Übersicht der bestimmten Arten Plot 68, 29.05.2024.....	101
Tabelle 36: Übersicht der bestimmten Arten Plot 68, 26.06.2024.....	102
Tabelle 37: Übersicht der bestimmten Arten Plot 68, 14.06.2024.....	103
Tabelle 38: Übersicht der bestimmten Arten Plot 72, 21.06.2024.....	104

10 Anhang

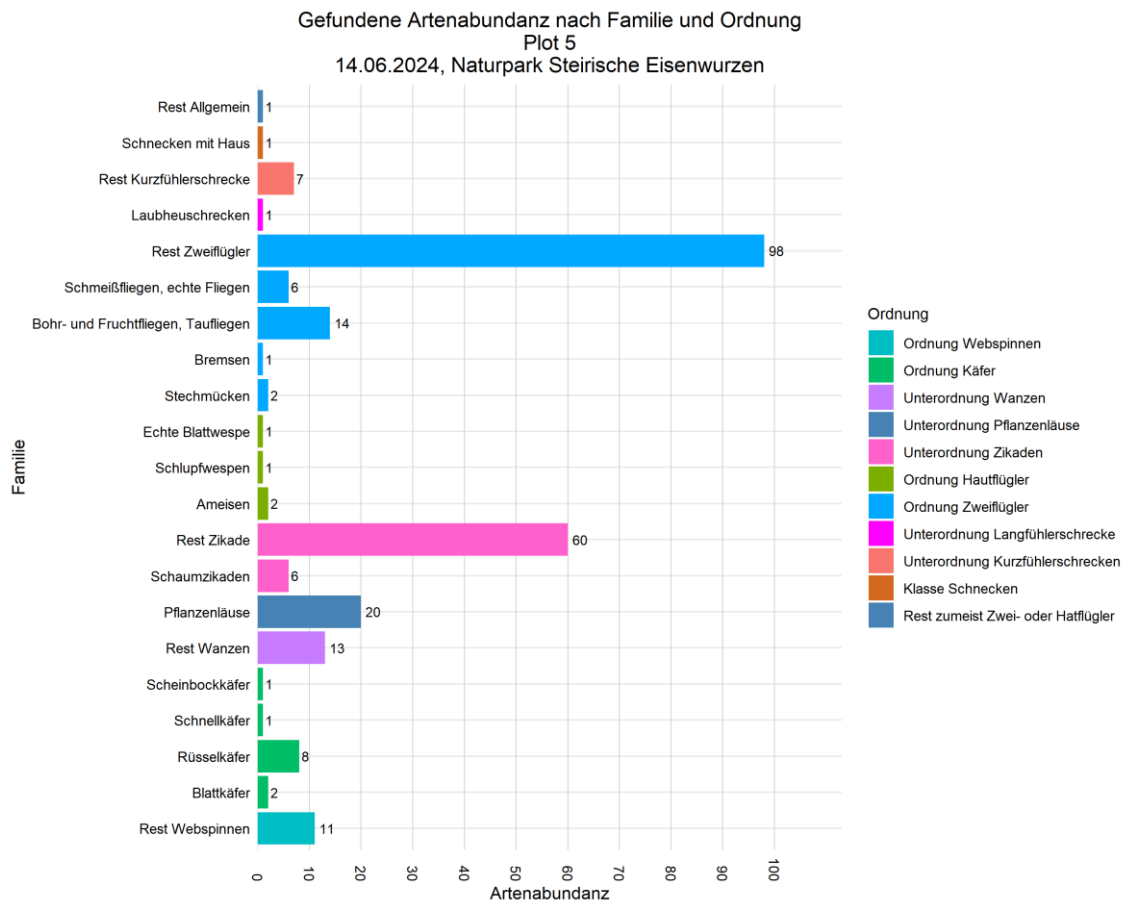


Abbildung 40: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 5 am 14.06.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurz.

Tabelle 11: Übersicht der bestimmten Arten Plot 5, 14.06.2024

Art	Vorkommen
Minzblattkäfer	1
Geglätteter Blattkäfer	1
Dunkelbraune Schnellkäfer	1
Variabler Schönbock	1
Wiesenschaumzikade	5
Gemeine Blutzikade	1
Rübsen-Blattwespe	1
Schmeißfliegen	3
Hornfliegen	3
Gemeine Rollassel	1

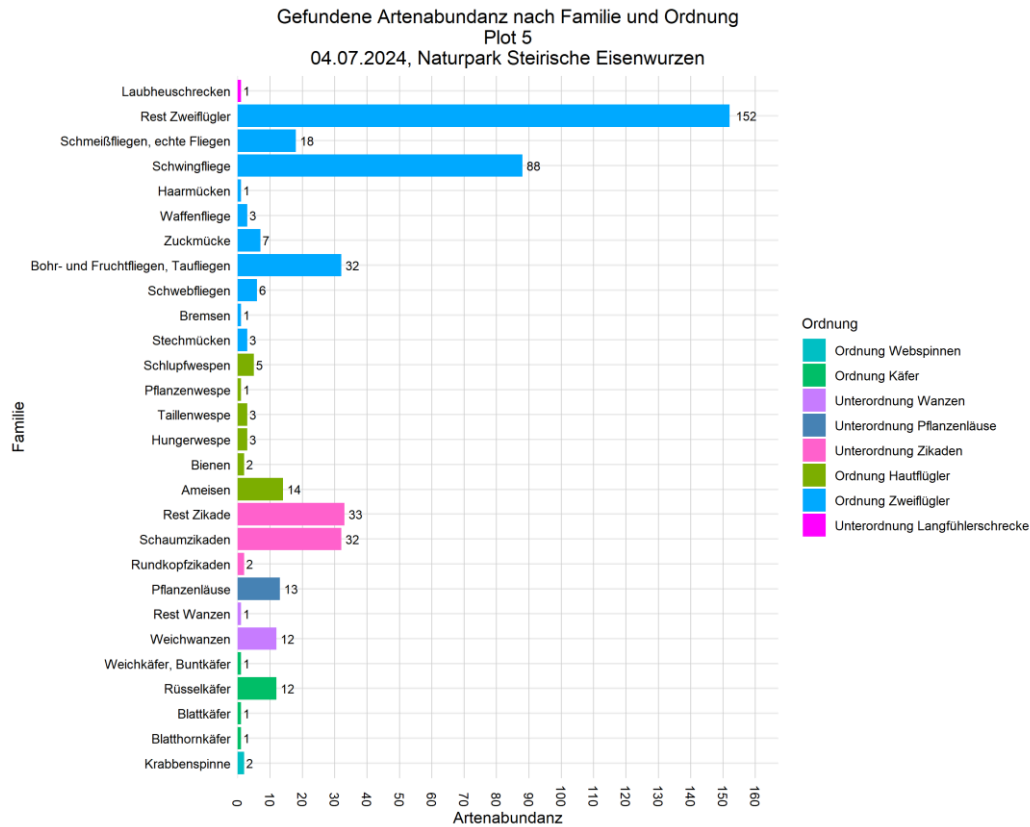


Abbildung 41: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 5 am 04.07.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurzten.

Tabelle 12: Übersicht der bestimmten Arten Plot 5, 04.07.2024

Art	Vorkommen
Prächtige Blattkäfer	1
Gewöhnlicher Blütenrüssler	1
Rotschwarze Weichkäfer	1
Graswanze	1
Gelbsaumzierwanze	5
Langhaarige Dolchwanze	1
Waldblumenwanze	1
Zwergzikaden	1
Wiesenschaumzikade	1
Brackwespe	1
Schwarzbäuchige Taufliege	9
Fruchtfliegen	21
Dungwaffenfliegen	1
Glänzende Schwingfliegen	1
Schmeißfliege	1
Dreipunkt Grasfliege	1
Schnepfenfliegen	2
Wadenstecher	5
Stubenfliege	5
Zwitscherschrecke	1

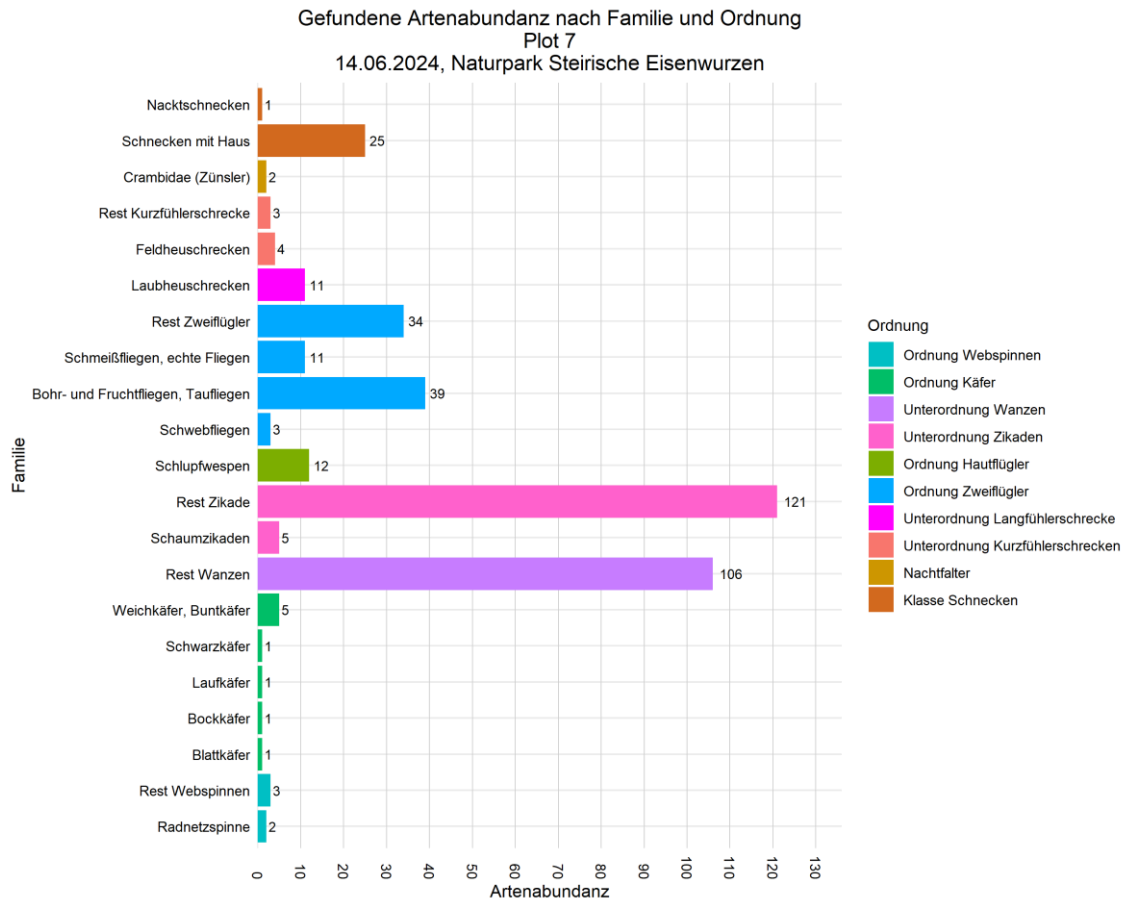


Abbildung 42: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 7 am 14.06.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurz.

Tabelle 13: Übersicht der bestimmten Arten Plot 7, 14.06.2024

Art	Vorkommen
Vierfleckkreuzspinne	1
Schwarze Schmalbock	1
Variable Weichkäfer	5
Wiesenschaumzikaden	3
Gemeine Blutzikaden	2
Gemeine Strauchschrecke	11

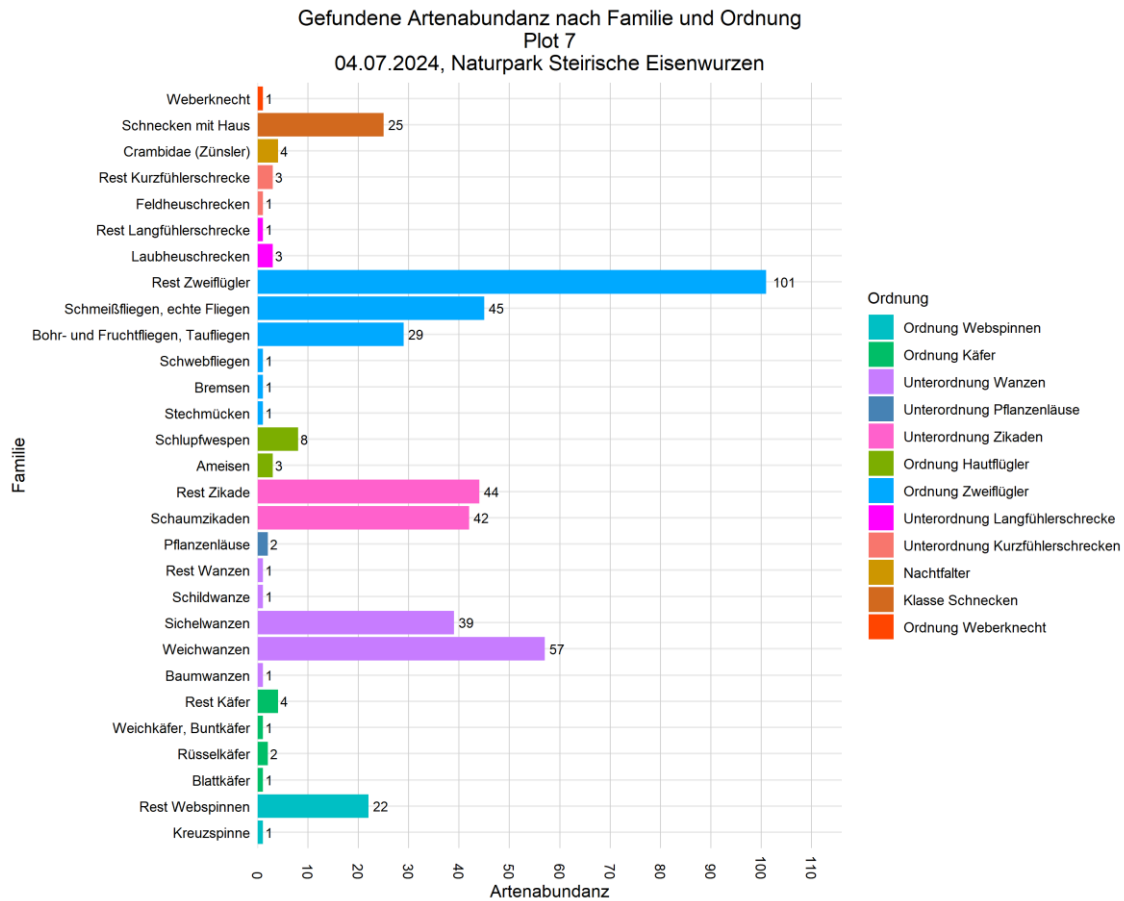


Abbildung 43: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 7 am 04.07.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurzen.

Tabelle 14: Übersicht der bestimmten Arten Plot 7, 04.07.2024

Art	Vorkommen
Roter Weichkäfer	1
Grüne Stinkwanze	1
Ameisen-Wanzen	4
Wiesenschaumzikaden	1
Schmeißfliegen	10
Hornfliegen	35
Gemeine Strauchschrecke	1
Kurzflügelige Beißschrecken	2

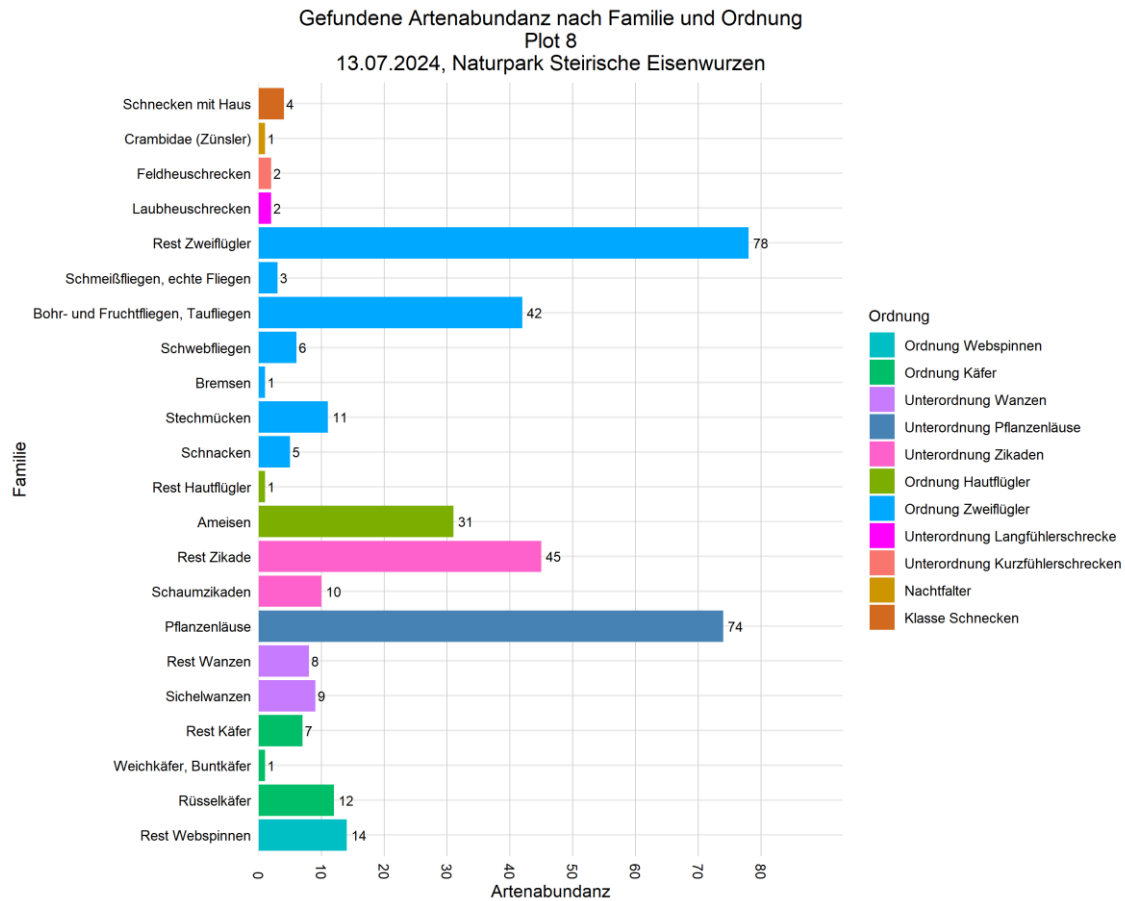


Abbildung 44: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 8 am 13.07.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurz.

Tabelle 15: Übersicht der bestimmten Arten Plot 8, 13.07.2024

Art	Vorkommen
Roter Weichkäfer	1
Wiesenschaumzikaden	1
Schmeißfliegen	1
Strauchschrecke	1

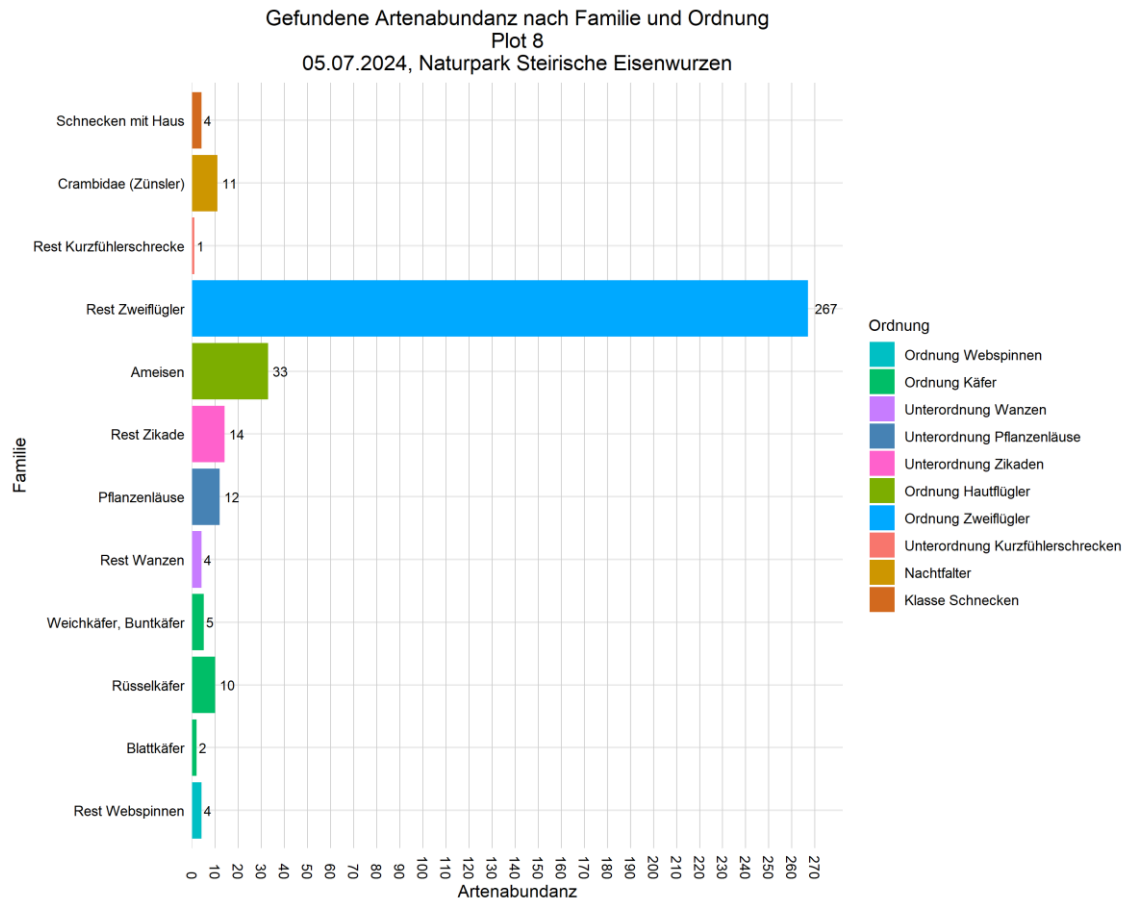


Abbildung 45: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 8 am 05.07.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurz.

Hier wurden keine spezifischen Arten bestimmt.

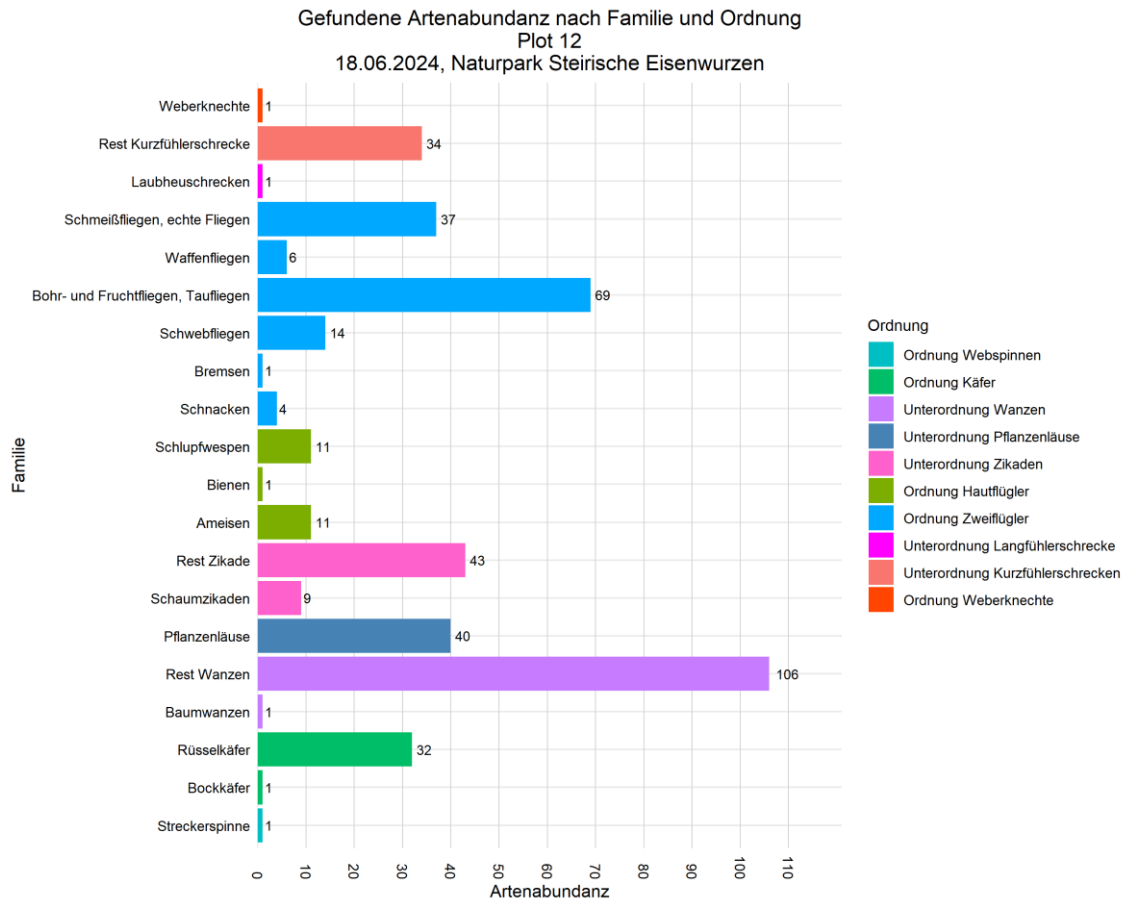


Abbildung 46: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 12 am 18.06.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurz.

Tabelle 16: Übersicht der bestimmten Arten Plot 12, 18.06.2024

Art	Vorkommen
Dickkieferspinn	1
Schmalbock	1
Grüne Stinkwanze	1
Wiesenschaumzikaden	1
Wiesenschnacke	1
Goldgrüne Waffenfliege	1
Hornfliegen	3
Goldgelbe Schnepfenfliege	1
Gemeine Schnepfenfliege	1
Gemeine Strauchschrecke	1

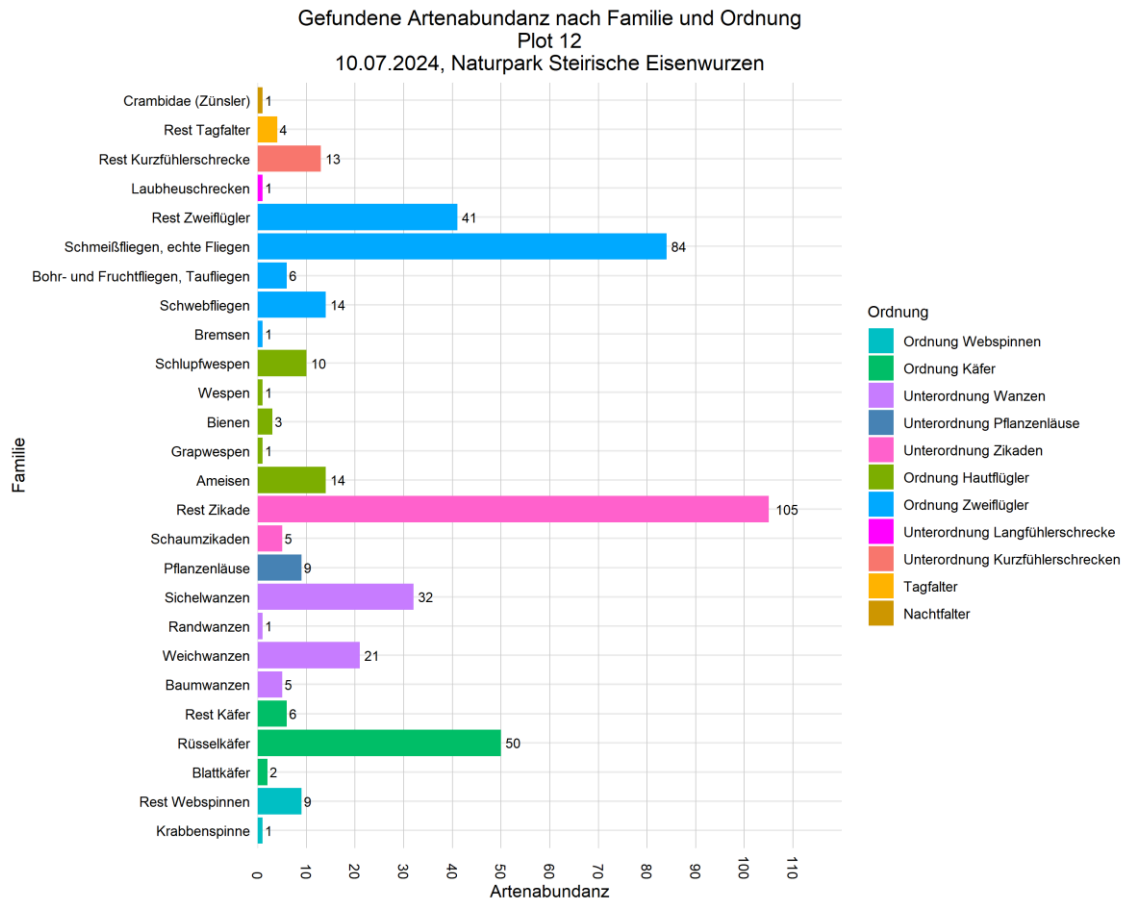


Abbildung 47: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 12 am 10.07.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurz.

Tabelle 17: Übersicht der bestimmten Arten Plot 12, 10.07.2024

Art	Vorkommen
Grüne Krabbenspinne	1
Querbindiger Fallkäfer	1
Grüne Stinkwanzen	4
Rote Weichwanze	13
Ameisen-Wanze	6
Lederwanze	1
Wiesenschaumzikaden	1
Gemeine Sandwespe	1
Schmeißfliegen	34
Hornfliegen	20
Fliegen	30
Roesel's Beißschrecke	1

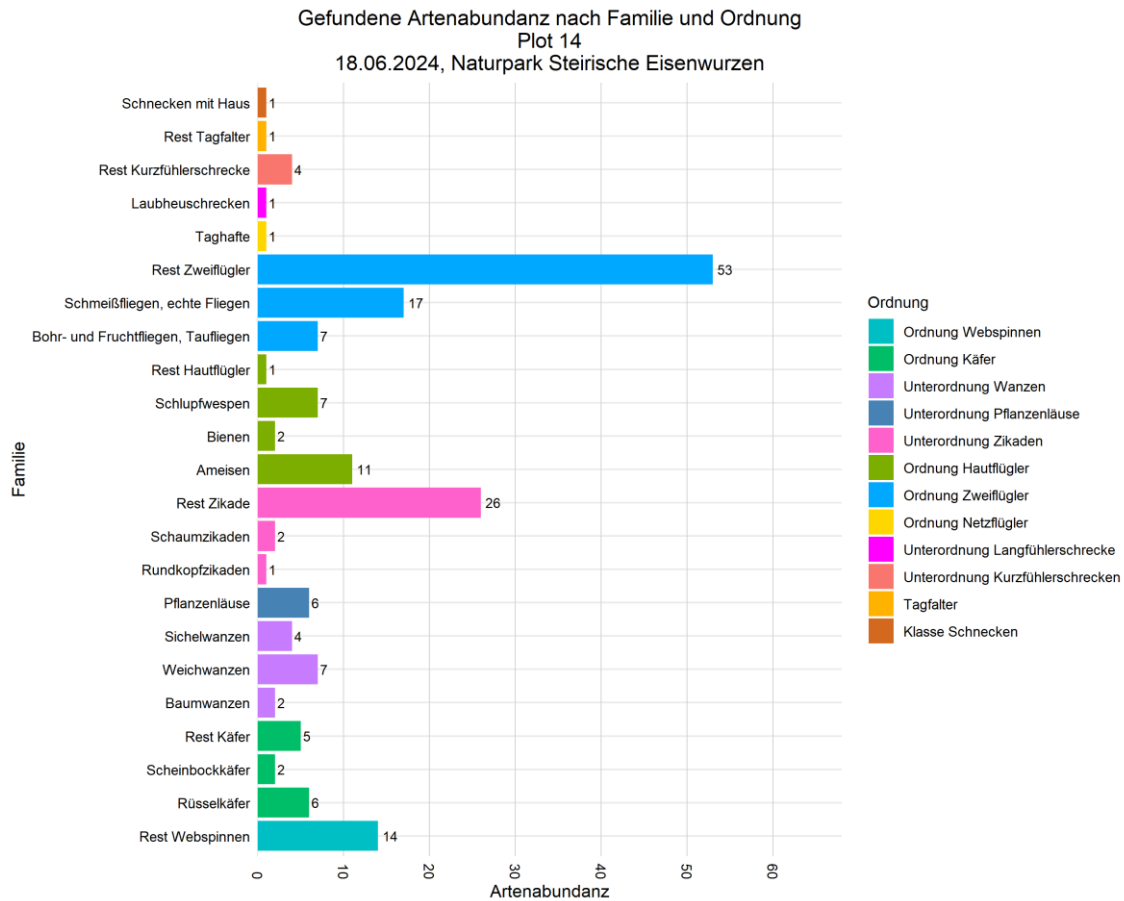


Abbildung 48: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 14 am 18.06.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurz.

Tabelle 18: Übersicht der bestimmten Arten Plot 14, 18.06.2024.

Art	Vorkommen
Gelbbeiniger Scheinbockkäfer	1
Grüne Stinkwanzen	2
Binsenschmuckzikade	1
Wiesenschaumzikade	1
Hornfliegen	13
Schmeißfliegen	3
Gefleckter Taghaft	1
Gemeine Strauchschrecke	1

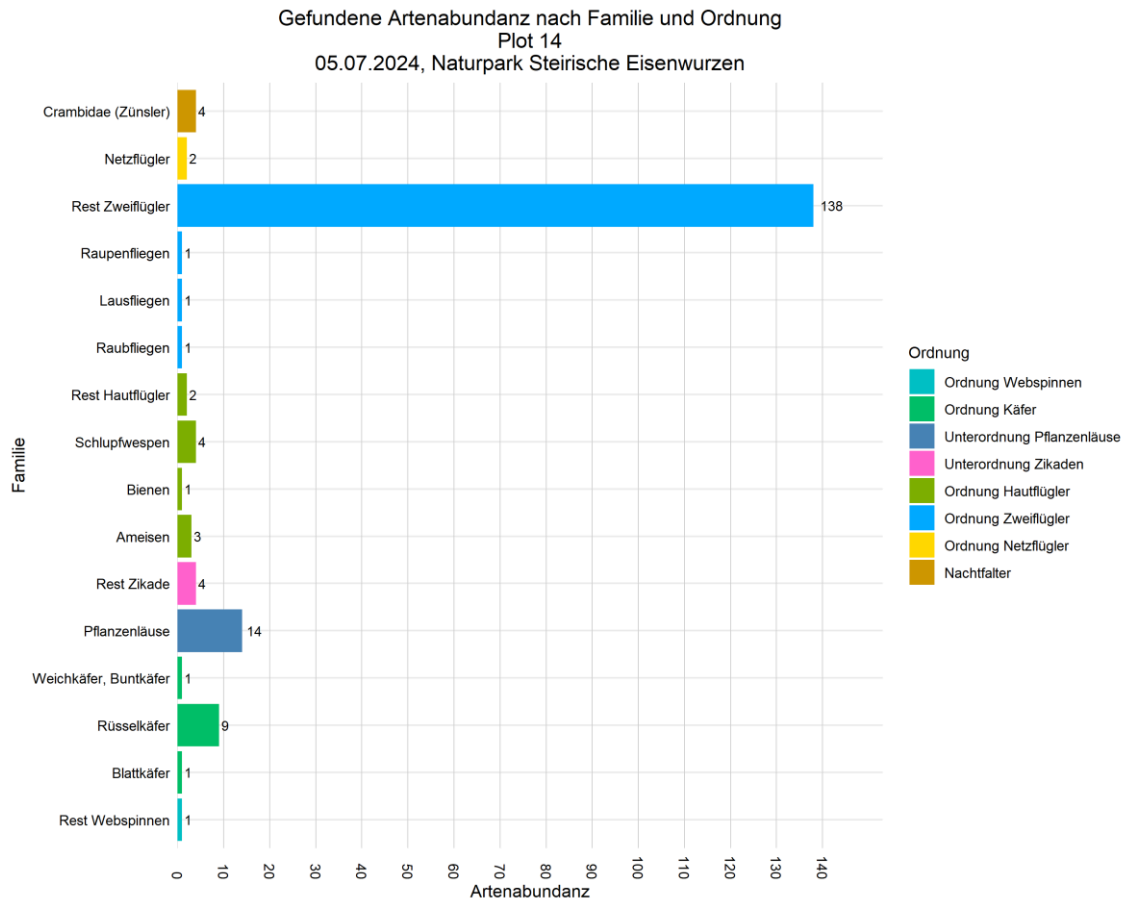


Abbildung 49: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 14 am 05.07.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurzten.

Hier wurden keine spezifischen Arten bestimmt.

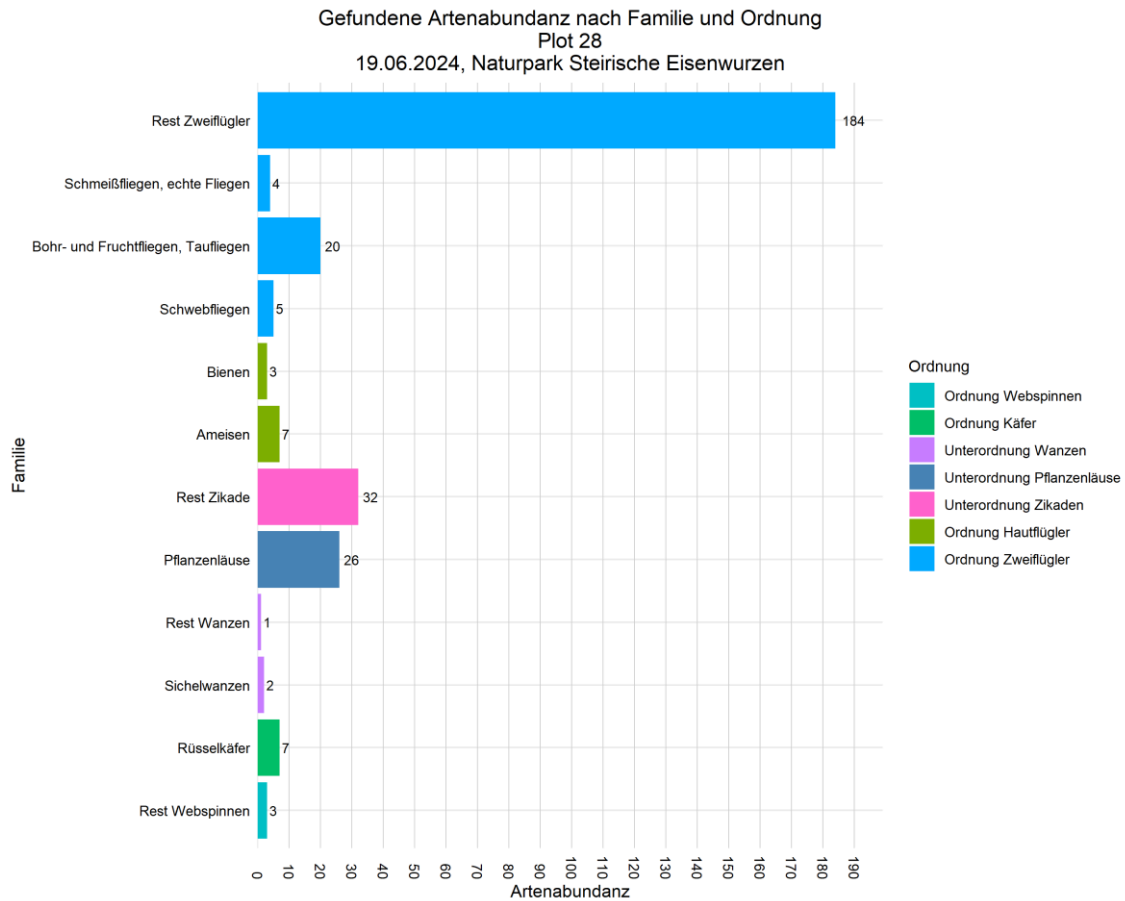


Abbildung 50: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 28 am 19.06.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurz.

Tabelle 19: Übersicht der bestimmten Arten Plot 28, 19.06.2024.

Art	Vorkommen
Schmeißfliegen	3
Hornfliege	1

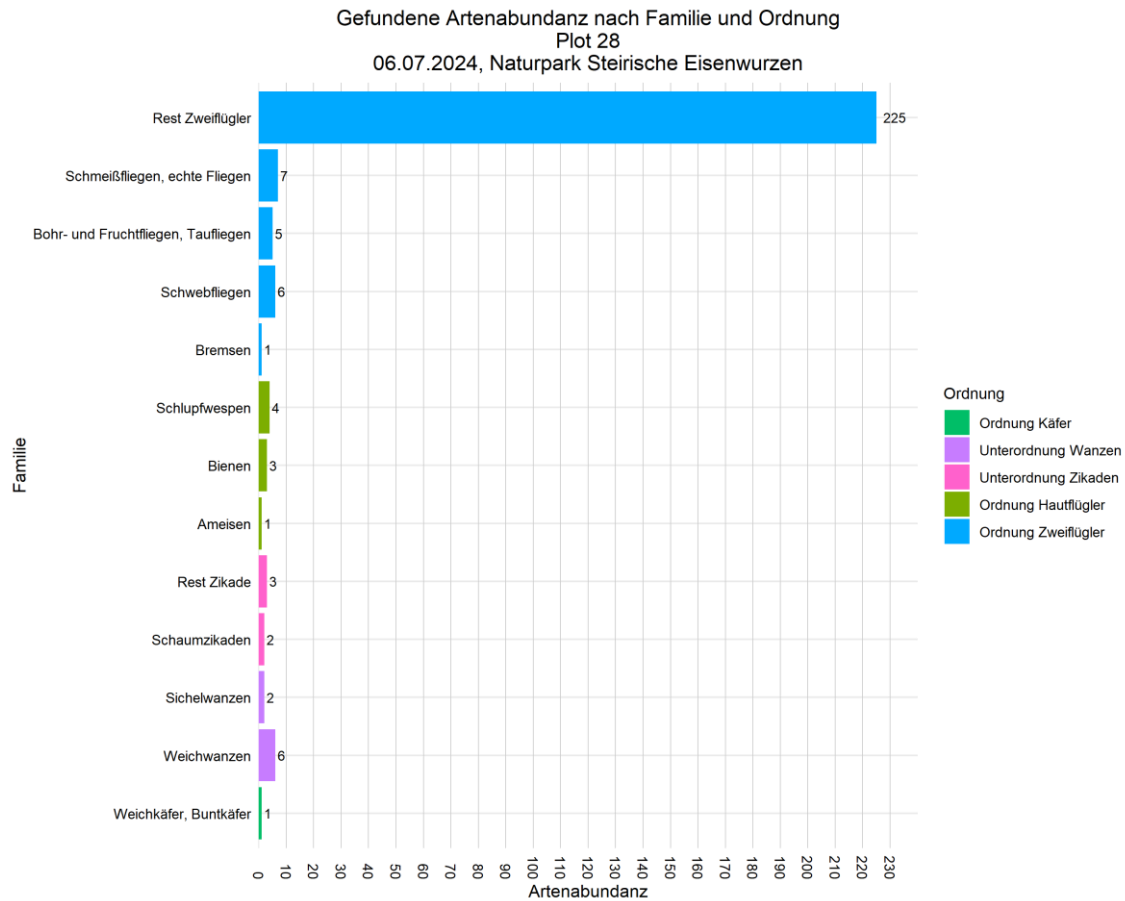


Abbildung 51: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 28 am 06.07.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurzen.

Tabelle 20: Übersicht der bestimmten Arten Plot 28, 06.07.2024.

Art	Vorkommen
Roter Weichkäfer	1
Ameisenwanze	1
Wiesenschaumzikaden	1
Schmeißfliegen	7

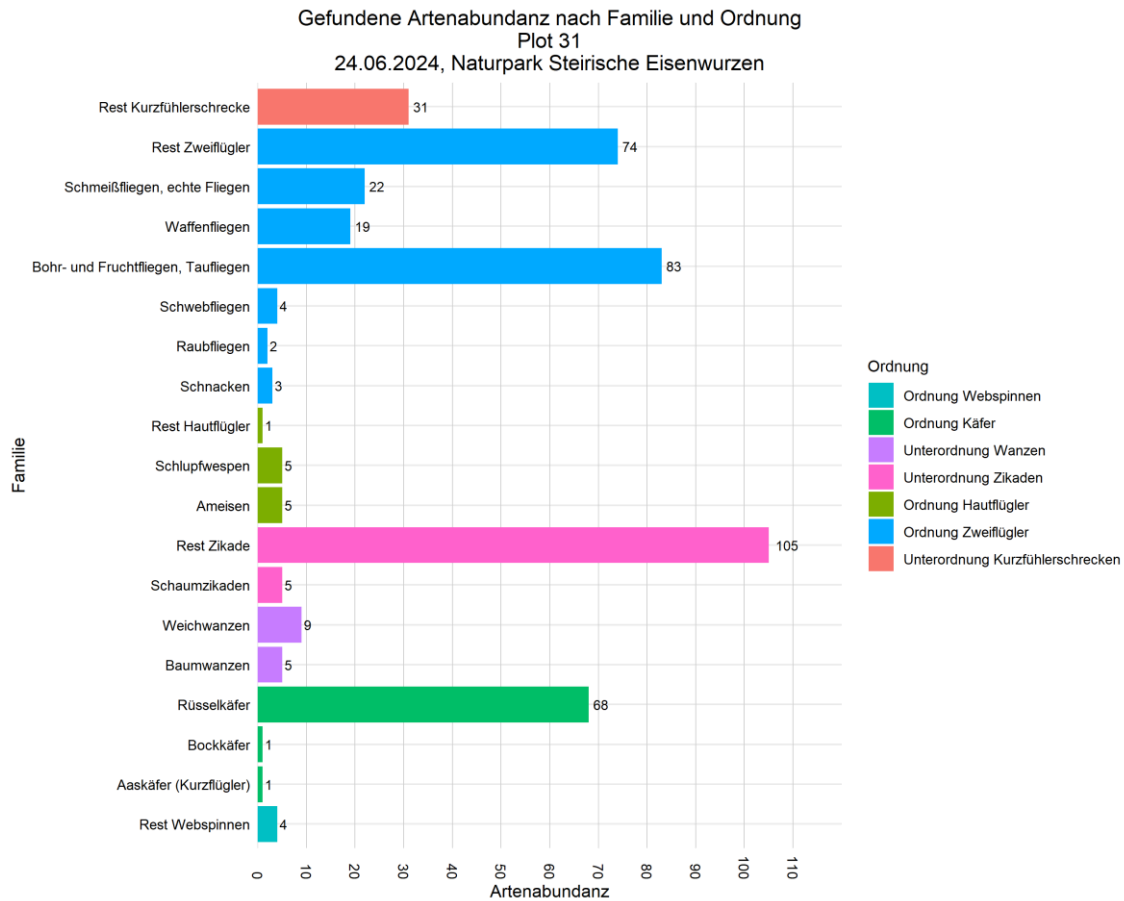


Abbildung 52: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 31 am 24.06.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurz.

Tabelle 21: Übersicht der bestimmten Arten Plot 31, 24.06.2024.

Art	Vorkommen
Variabler Schönbock	1
Grüne Stinkwanzen	5
Wiesenschaumzikaden	1
Gemeiner Strauchdieb	1
gestreifte Habichtsflye	1
Goldgrüne Waffenflye	1
Hornflyen	9

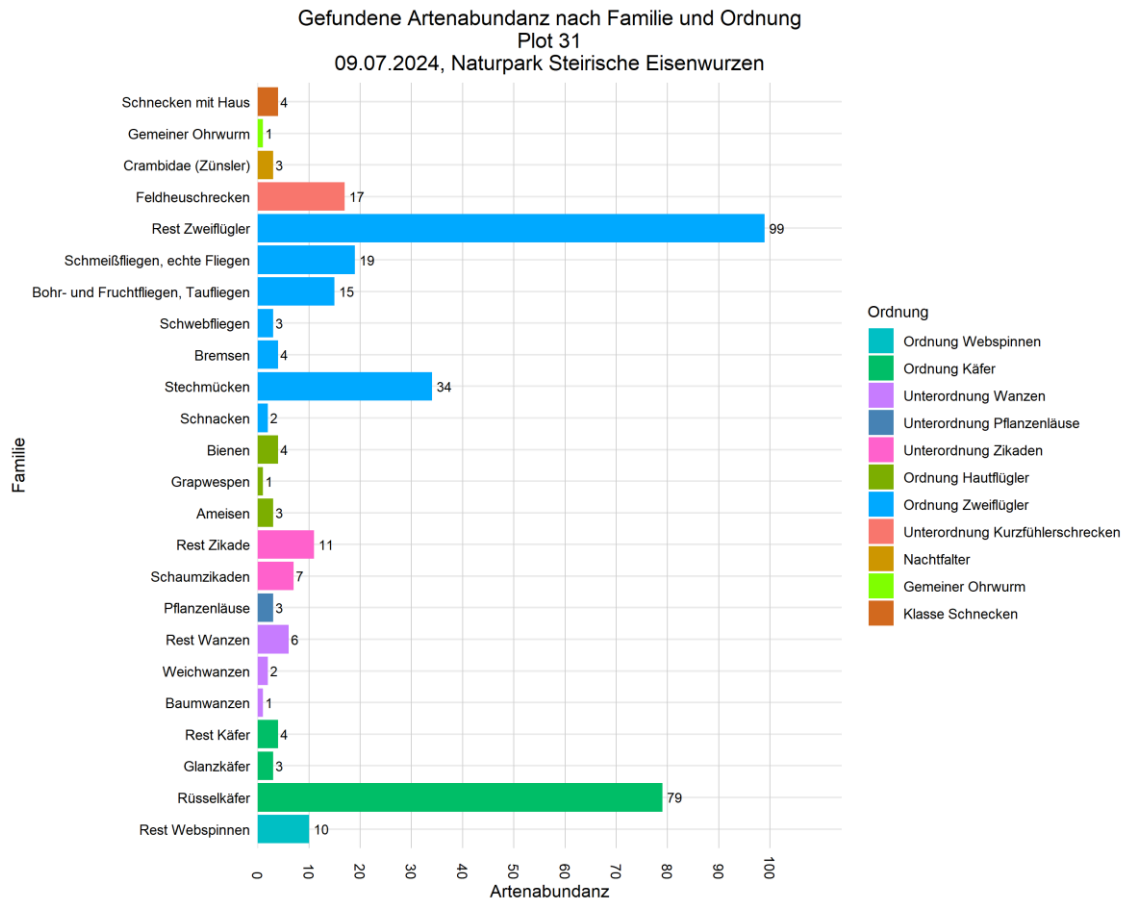


Abbildung 53: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 31 am 09.07.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurz.

Tabelle 22: Übersicht der bestimmten Arten Plot 31, 09.07.2024.

Art	Vorkommen
Grüne Stinkwanze	1
Wiesenschaumzikade	1
Schmeißfliegen	19

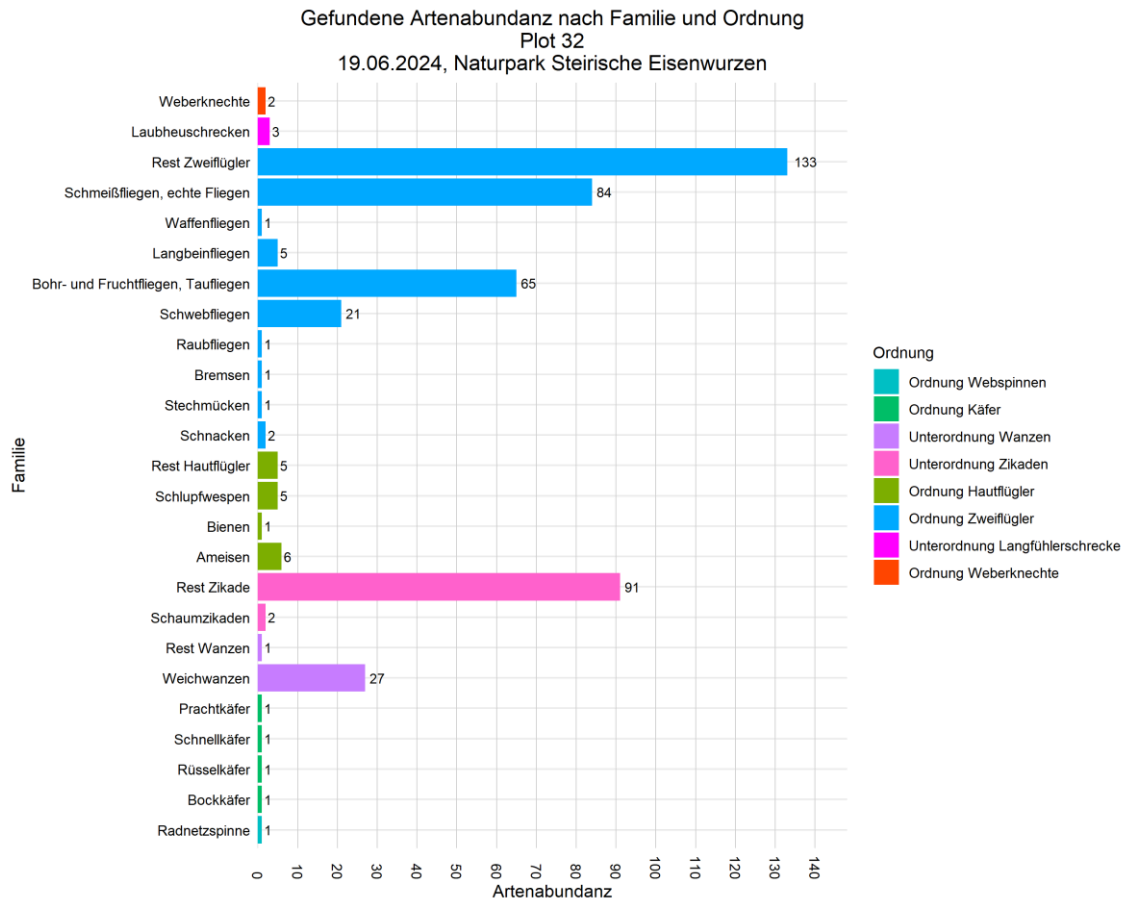


Abbildung 54: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 32 am 19.06.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurzen.

Tabelle 23: Übersicht der bestimmten Arten Plot 32, 19.06.2024.

Art	Vorkommen
Streckerspinne	1
Gemeiner Scheinbockkäfer	1
Mausgrauer Schnellkäfer	1
Goldgruben-Eichenprachtkäfer	1
Wiesenschaumzikaden	2
Gemeine Fenstermücke	1
Gemeine Habichtsfleige	1
Grüne Langbeinfliegen	1
Goldgrüne Waffenfliege	1
Schmeißfliegen	3
Hornfliegen	64
Roesel's Beißschrecke	3

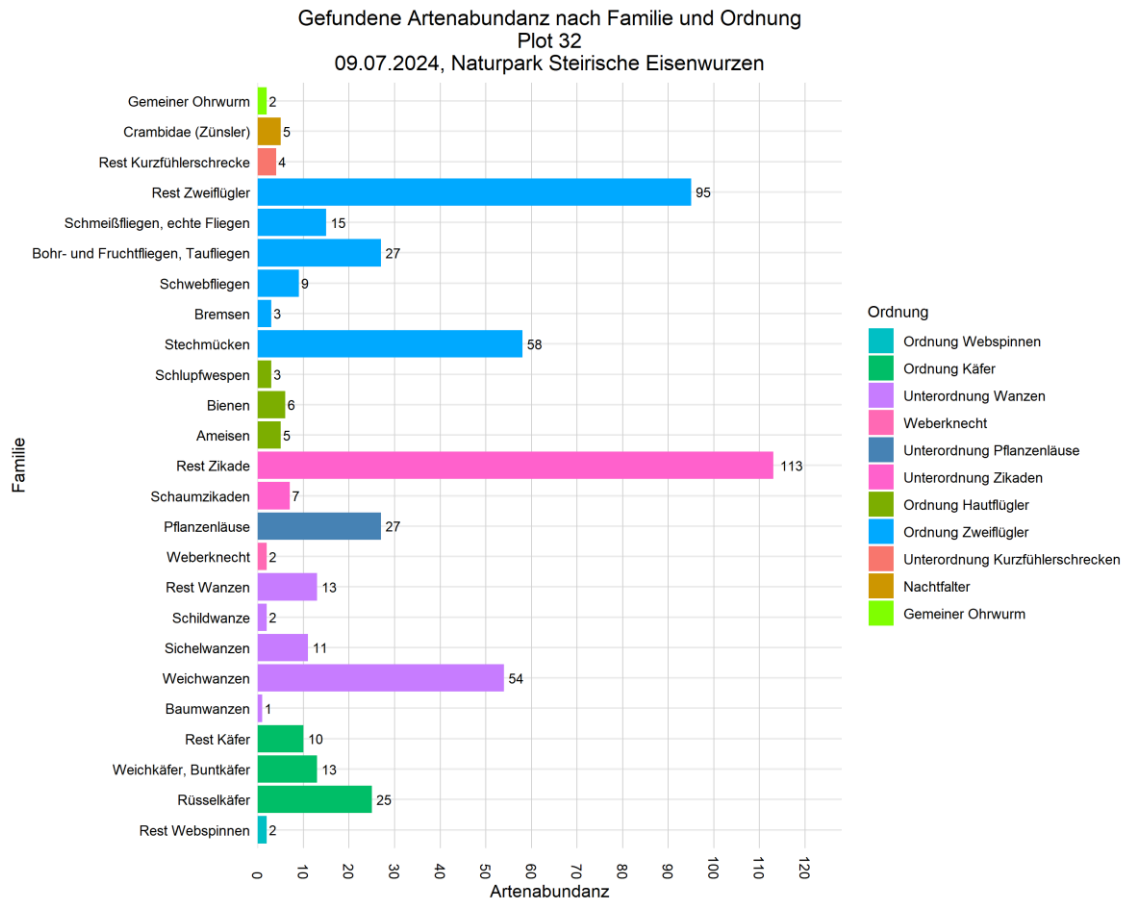


Abbildung 55: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 32 am 09.07.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurz.

Tabelle 24: Übersicht der bestimmten Arten Plot 32, 09.07.2024.

Art	Vorkommen
Roter Weichkäfer	1
Grüne Stinkwanze	1
Ameisen-Sichelwanze	3
Gras-Schildwanzen	1
Wiesenschaumzikade	1
Schmeißfliegen	15

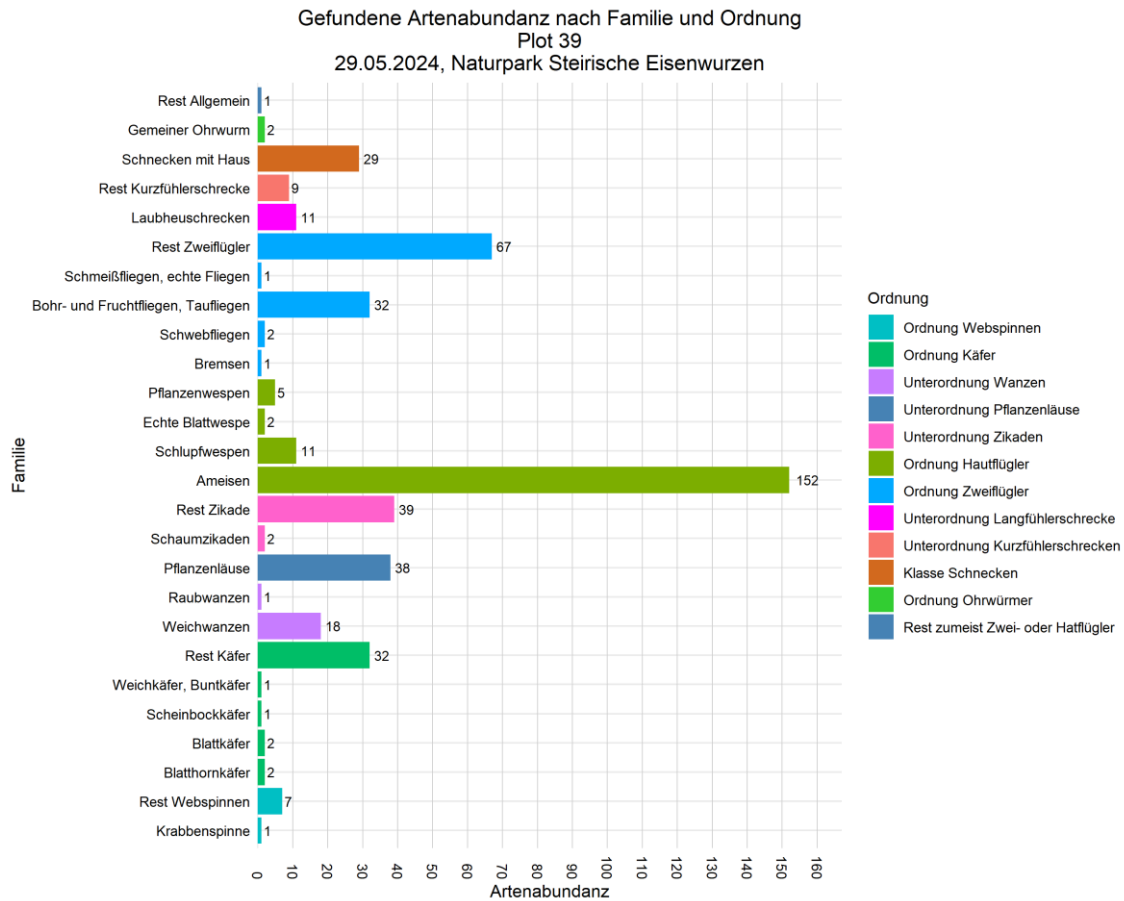


Abbildung 56: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 39 am 29.05.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurzen.

Tabelle 25: Übersicht der bestimmten Arten Plot 39, 29.05.2024.

Art	Vorkommen
Veränderliche Krabbenspinne	1
Gartenlaubkäfer	1
Grüner Schildkäfer	1
Graugelbe Weichkäfer	1
Zweifleckiger Zipfelkäfer	1
Wiesenschaumzikade	1
Blutzikade	1
Rübsen-Blattwespen	1
Getreidehalmwespen	4
Blauschwarze Rosen-Bürstenhornblattwespe	1
Gemeine Strauchschrecke	1
Assel	1

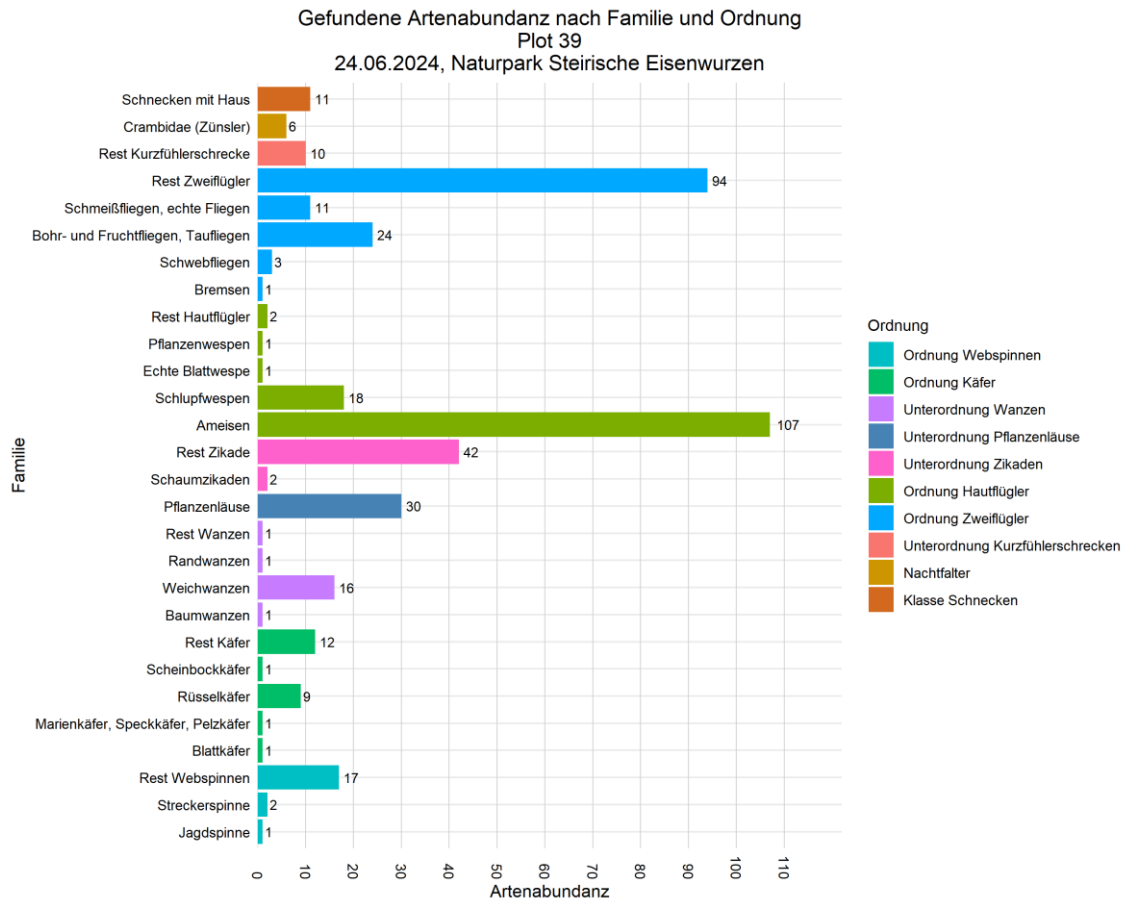


Abbildung 57: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 39 am 24.06.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurz.

Tabelle 26: Übersicht der bestimmten Arten Plot 39, 24.06.2024.

Art	Vorkommen
Listspinne	1
Gemeine Streckerspinnne	1
Querbindiger Fallkäfer	1
Variabler Schönbock	1
Grüne Stinkwanze	1
Gelbsaum Zierwanze	1
Rotbrauner Stachler	1
Wiesenschaumzikaden	2
Rübsen-Blattwespe	1
Schmeißfliegen	7
Hornfliegen	4

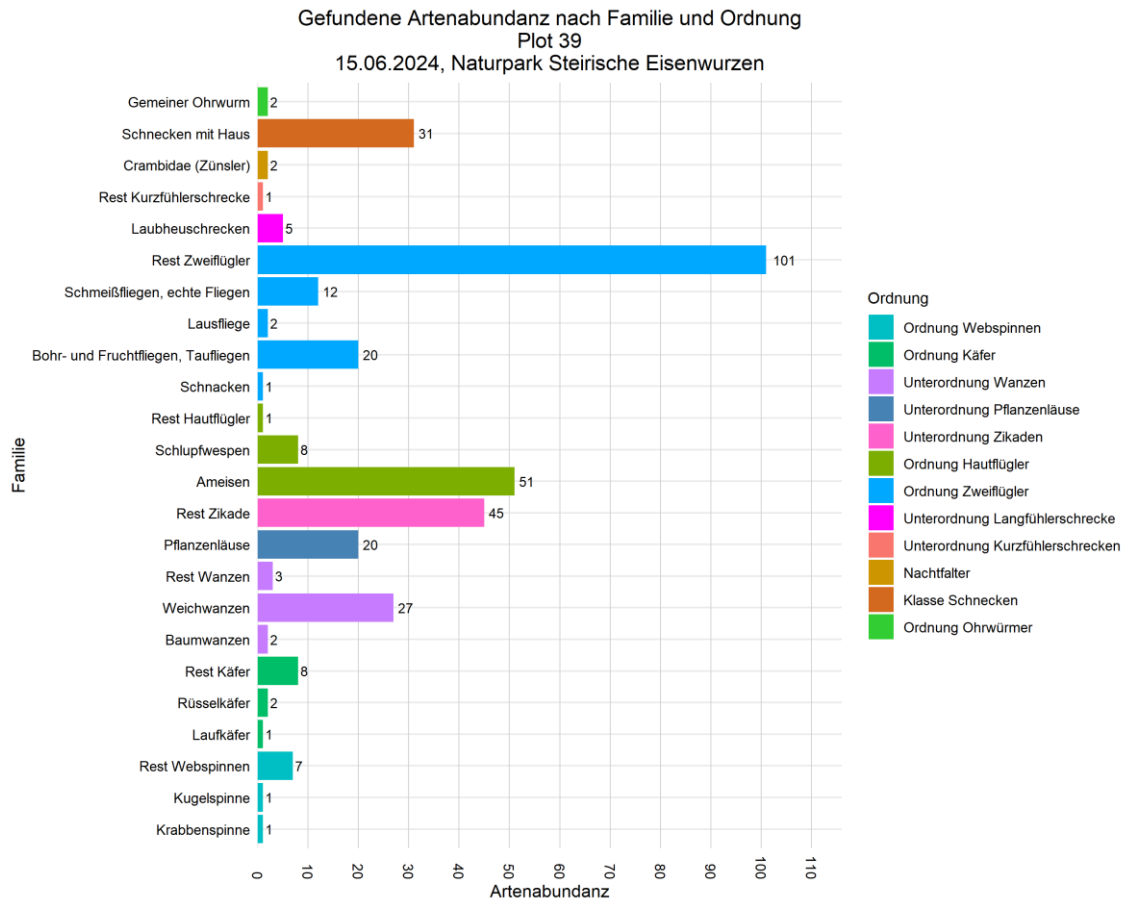


Abbildung 58: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 39 am 15.06.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurz.

Tabelle 27: Übersicht der bestimmten Arten Plot 39, 15.06.2024.

Art	Vorkommen
Rotgestreifte Kugelspinne	1
Lordithon lunulatus	1
Grüne Stinkwanzen	2
Hirschlausfliegen	1
Hornfliege	1
Gemeine Strauchschrecke	4
Zwitscherschrecke	1

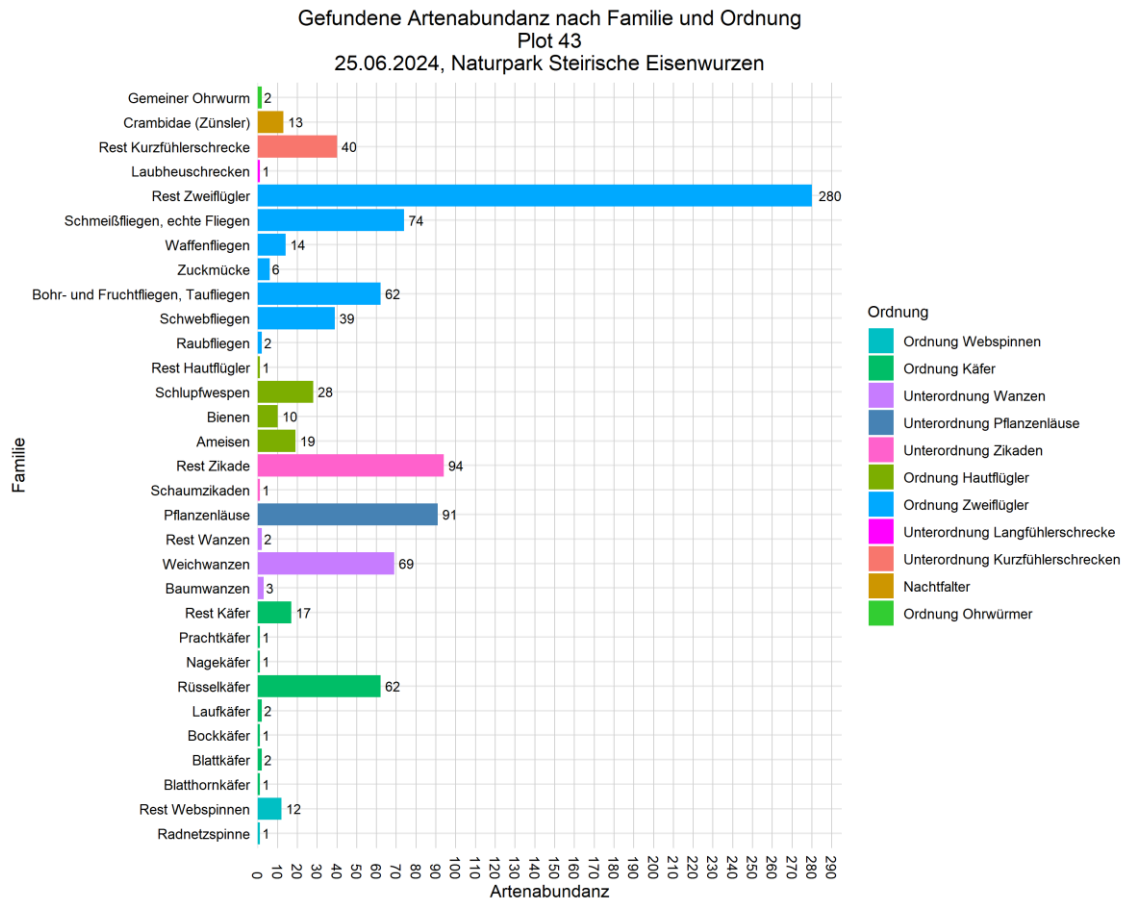


Abbildung 59: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 43 am 25.06.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurzen.

Tabelle 28: Übersicht der bestimmten Arten Plot 43, 25.06.2024.

Art	Vorkommen
Trauer Rosenkäfer	1
Querbindiger Fallkäfer	1
Gemeiner Scheinbockkäfer	1
Mennigroter Ampfer-Spitzmausrüssler	1
Tabakkäfer	1
Glänzender Blütenprachtkäfer	1
Grüne Stinkwanze	1
Purpur Fruchtwanzen	2
Wiesenschaumzikaden	1
Gemeine Habichtsflye	1
Hornfliegen	29
Schmeißfliegen	35
Schnepfenfliegen	2
Roesel's Beißschrecke	1

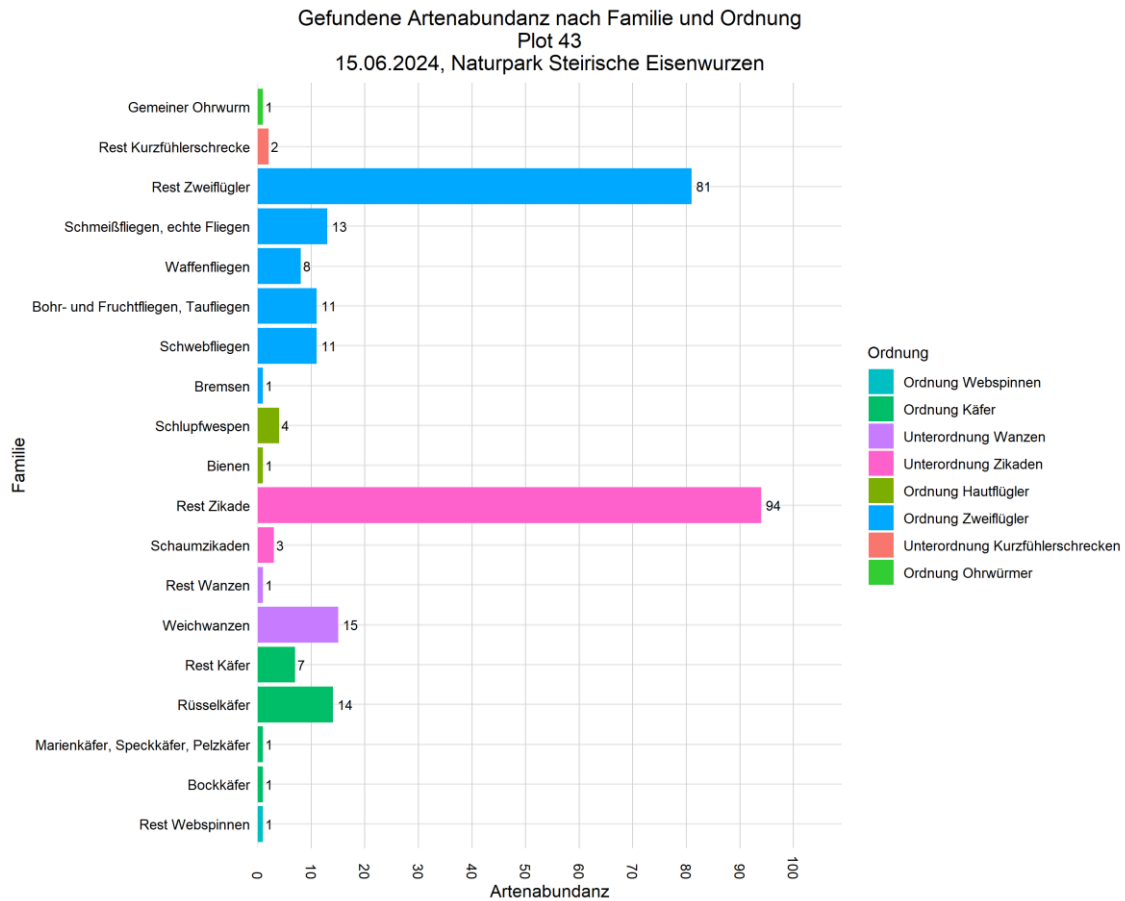


Abbildung 60: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 43 am 15.06.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurz.

Tabelle 29: Übersicht der bestimmten Arten Plot 43, 15.06.2024.

Art	Vorkommen
Scheinbockkäfer	1
Wiesenschaumzikaden	2
Gemeine Blutzikade	1
Hornfliegen	3

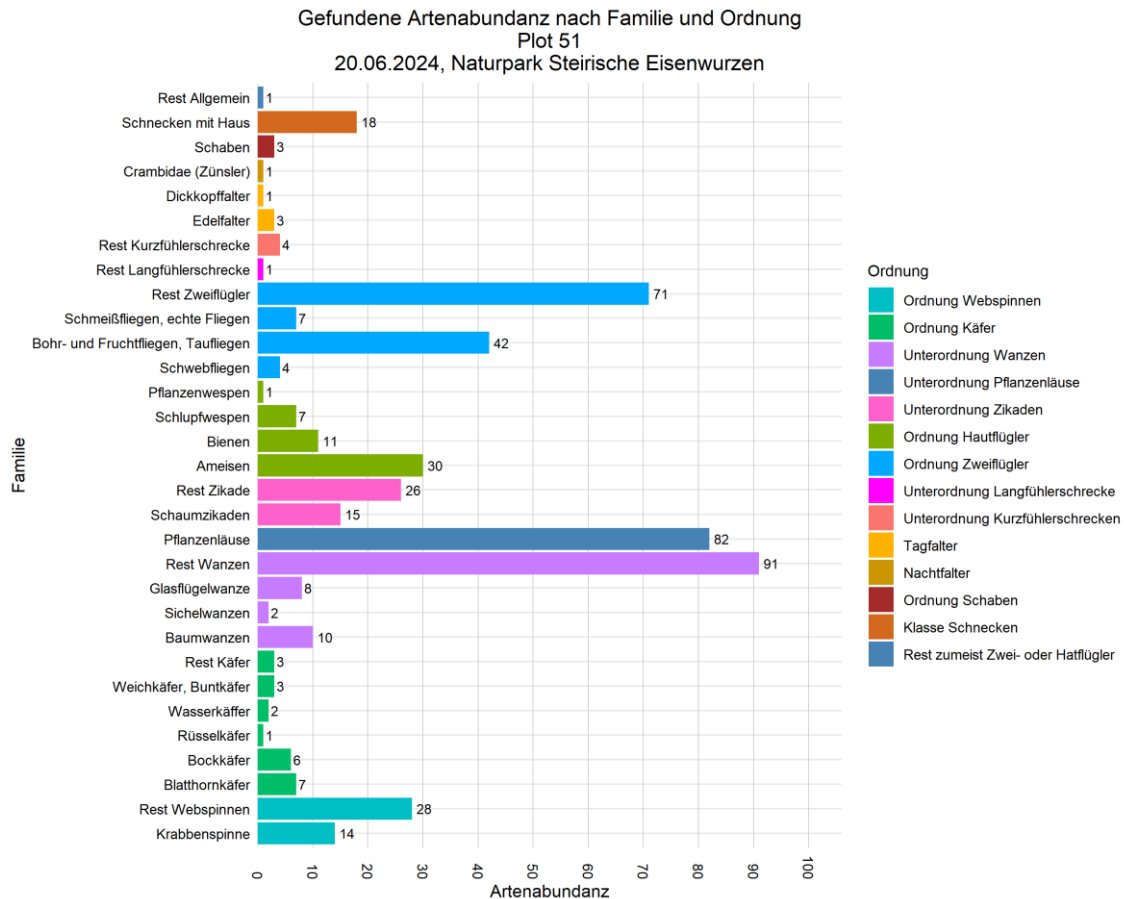


Abbildung 61: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 51 am 20.06.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurz.

Tabelle 30: Übersicht der bestimmten Arten Plot 51, 20.06.2024.

Art	Vorkommen
Echte Krabbenspinne	12
Veränderliche Krabbenspinne	2
Trauer-Rosenkäfer	6
Gemeine Schmalbock	4
Gefleckter Schmalbock	1
Kleine Schmalbock	1
Zottige Bienenkäfer	3
Zweifleckiger Zipfelkäfer	1
Streifenwanzen	7
Beerenwanze	2
Grüne Stinkwanze	1
Wiesenschaumzikaden	15
Schmeißfliegen	7
Roesel's Beißschrecke	1
Gemeine Waldschabe	1

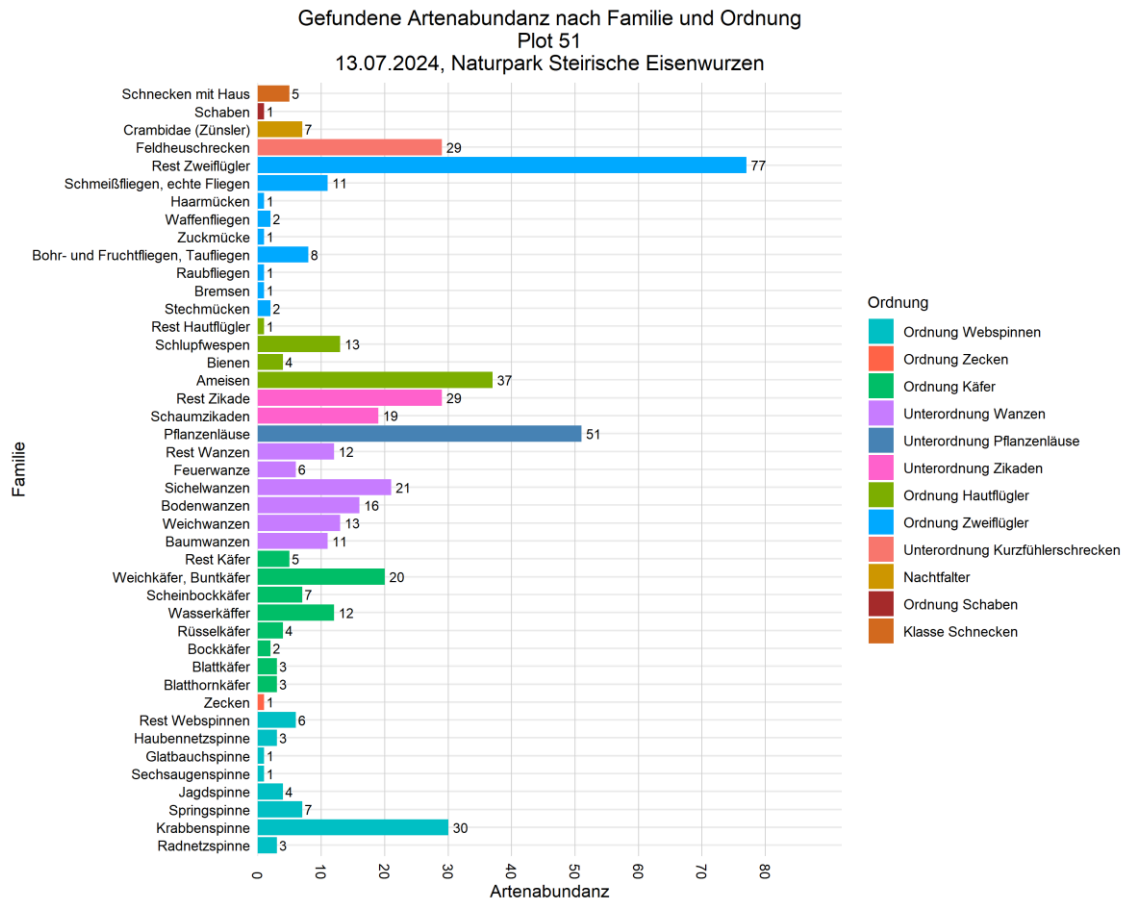


Abbildung 62: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 51 am 13.07.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurz.

Tabelle 31: Übersicht der bestimmten Arten Plot 51, 13.07.2024.

Art	Vorkommen
Eichblatt-Radspinne	1
Echte Radnetzspinne	1
Rosenkäfer	1
Gelber Pflaumenbock	1
Gemeiner Scheinbockkäfer	1
Roter Weichkäfer	1
Streifenwanze	1
Grüne Stinkwanze	1
Rote Weichwanze	1
Gemeine Dolchwanzen	2
Kiefernzapfenwanze	1
Gemeine Doldenwanze	1
Ameisensichelwanze	1
Viele Wanzen-Nymphen	
Wiesenschaumzikade	1
Honigwespe	1
Herbstfliege	1
Schmeißfliege	1
Schwingfliege	2

Gemeine Rasenhalmfliegen	3
Waldschabe	1

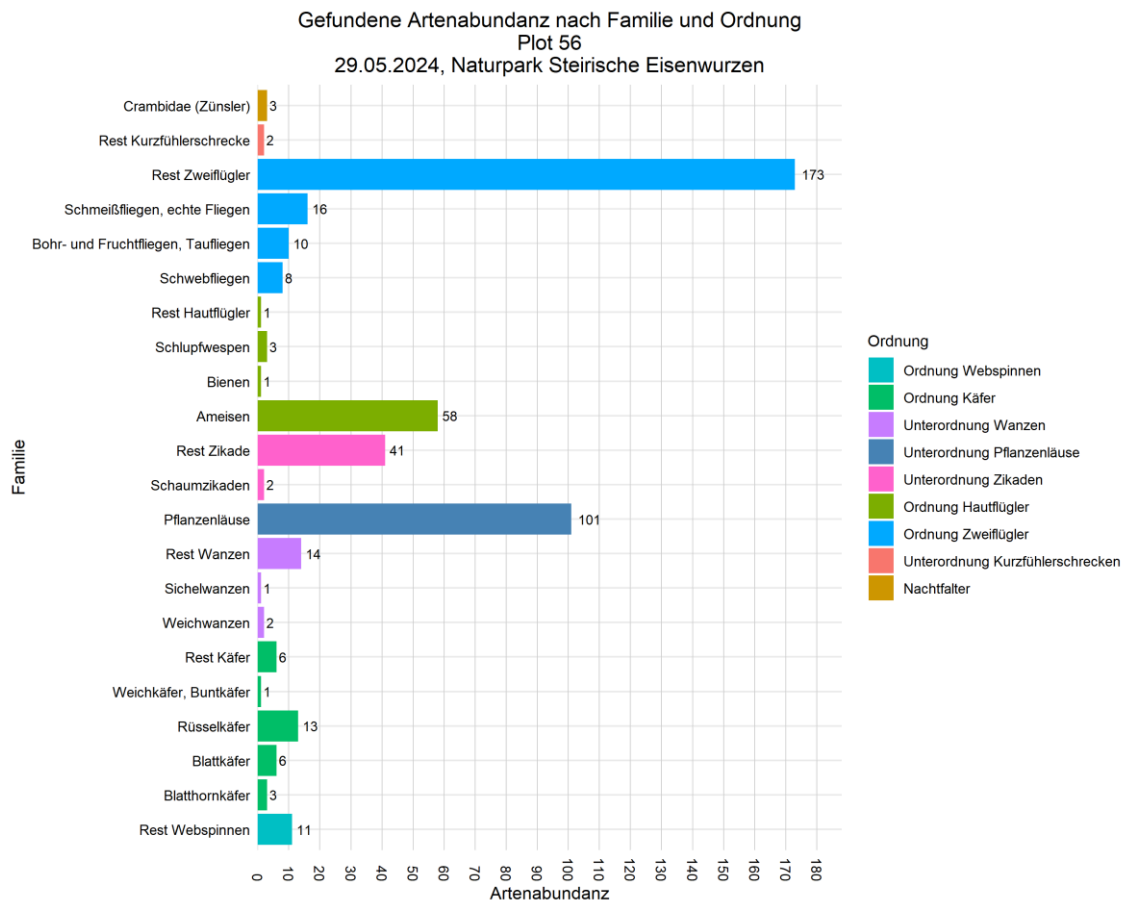


Abbildung 63: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 56 am 29.05.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurz.

Tabelle 32: Übersicht der bestimmten Arten Plot 56, 29.05.2024.

Art	Vorkommen
Gartenlaubkäfer	1
Rote Weichwanze	1
Gemeine Blutzikade	1
Schmeißfliegen	6
Hornfliegen	10

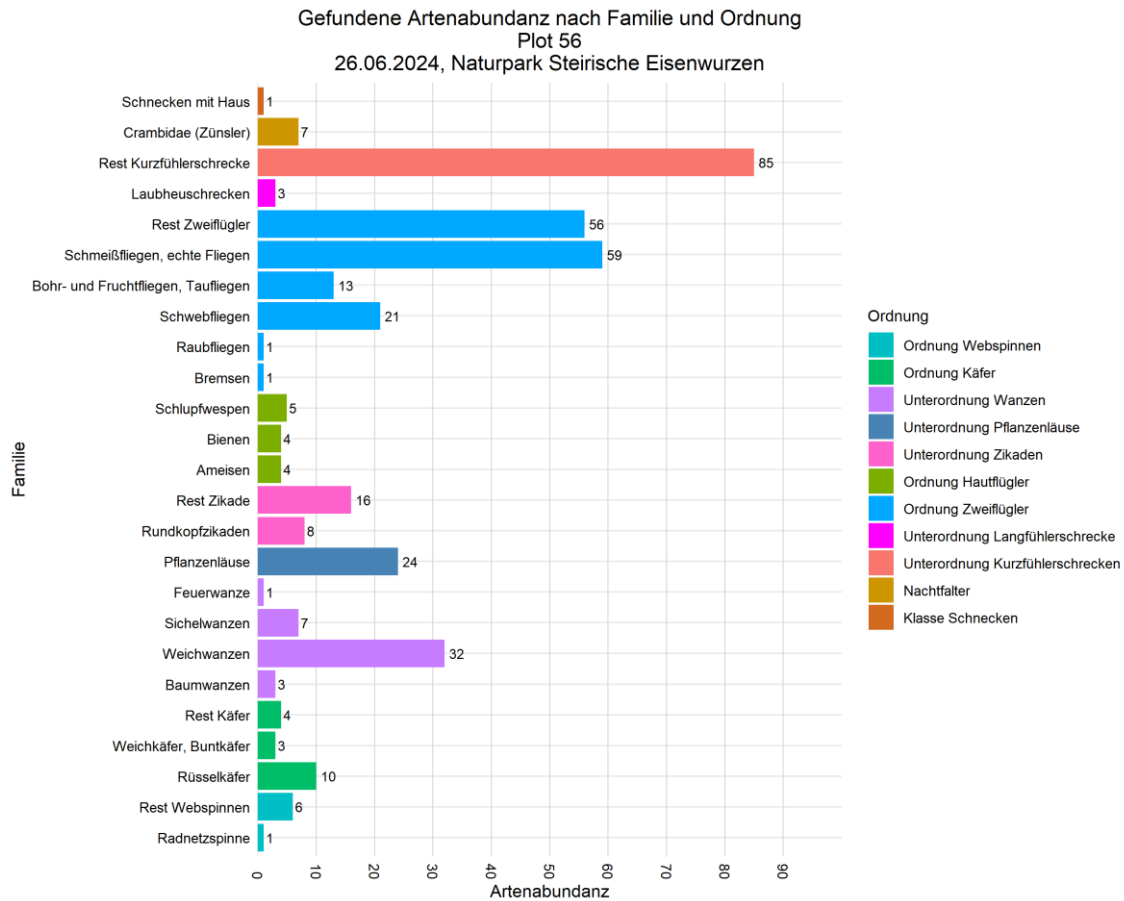


Abbildung 64: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 56 am 26.06.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurz.

Tabelle 33: Übersicht der bestimmten Arten Plot 56, 26.06.2024.

Art	Vorkommen
Eichblatt-Radnetzspinne	1
Roter Weichkäfer	1
Beerenwanze	1
Gras Schildwanze	2
Ameisen-Weichwanzen	3
Wiesenschaumzikade	1
Hornfliegen	55
Schmeißfliegen	4
Zwitscherschrecke	3

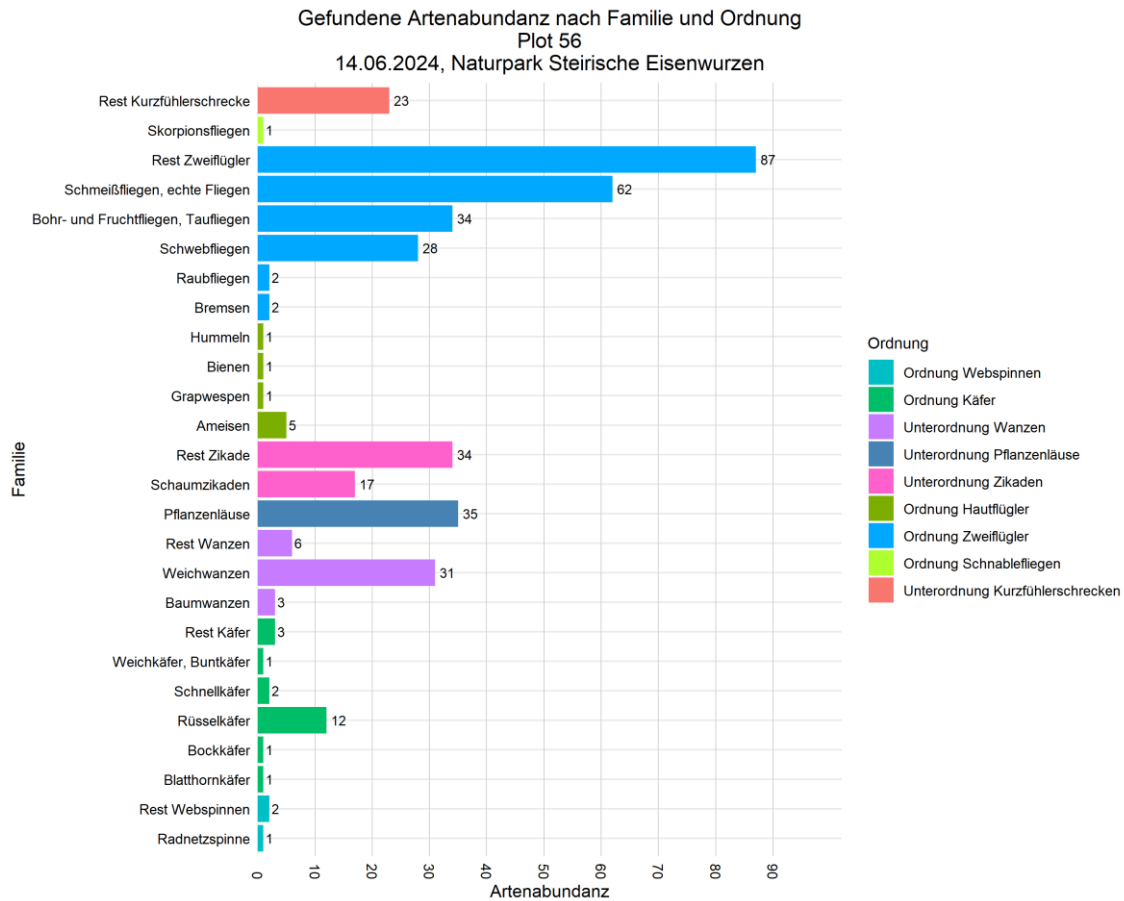


Abbildung 65: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 56 am 14.06.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurz.

Tabelle 34: Übersicht der bestimmten Arten Plot 56, 14.06.2024.

Art	Vorkommen
Eichblatt-Radnetzspinne	1
Gartenlaubkäfer	1
Gemeiner Scheinbockkäfer	1
Variabler Weichkäfer	1
Beerenwanzen	2
Getreidewanze	1
Wiesenschaumzikade	17
Gemeine Schlankfliegen	2
Schmeißfliegen	16
Hornfliegen	46
Gemeine Skorpionsfliege	1

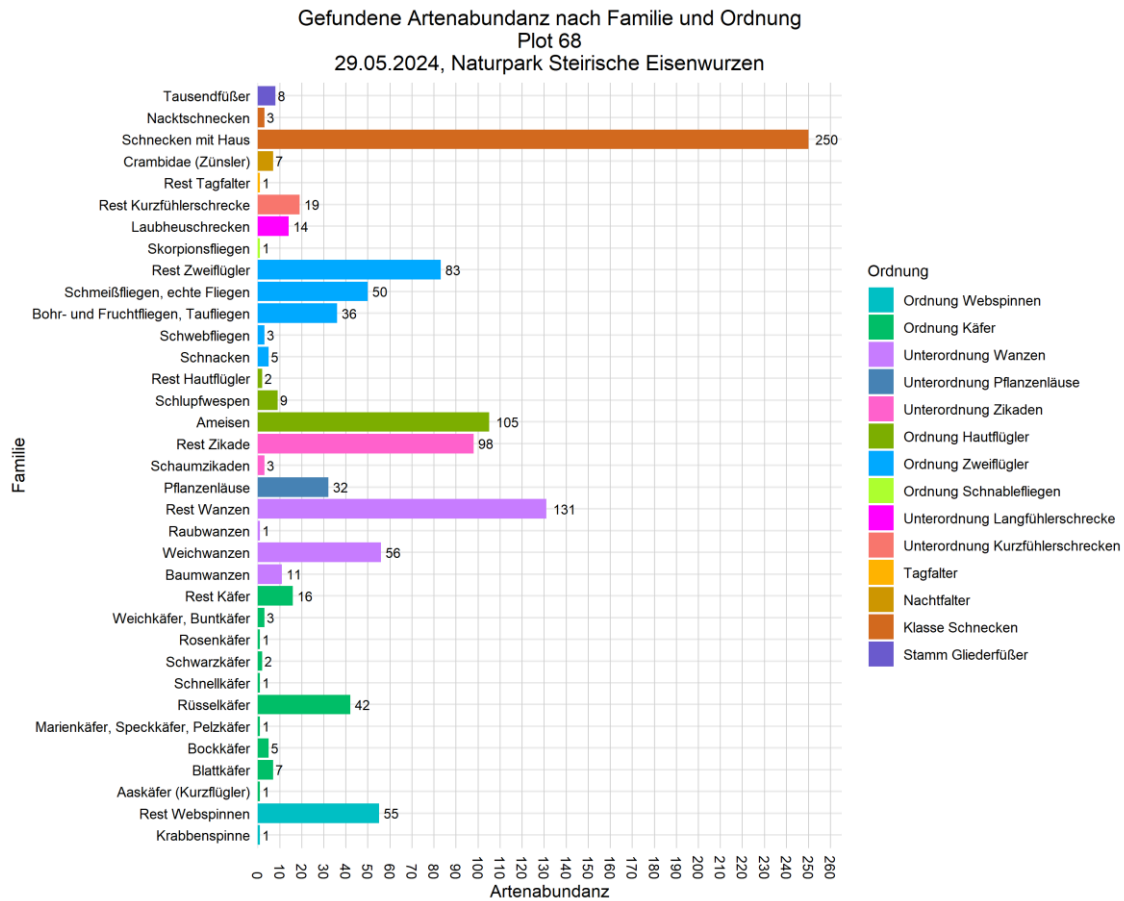


Abbildung 66: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 68 am 29.05.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurz.

Tabelle 35: Übersicht der bestimmten Arten Plot 68, 29.05.2024.

Art	Vorkommen
Grüne Krabbenspinne	1
Riesenkrabbenspinne	1
Starkgerippter Geradschienen Aaskäfer	1
Johanniskraut-Blattkäfer	1
Knöterichblattkäfer	3
Schwarze Schmalbock	5
Raustreifiger Dickmaulrüssler	1
Glanzschnellkäfer	1
Mehlkäfer	1
Goldglänzende Rosenkäfer	1
Rotschwarzer Weichkäfer	2
Roter Weichkäfer	1
Streifenwanzen	3
Beerenwanzen	3
Getreidewanze	1
Rotbeinige Baumwanzen	4
Grasschildwanze	1
Gemeine Blutzikaden	3
Hornfliege	41

Stubenfliege	1
Gemeine Skorpionsfliege	1
Alpen-Strauschschrecke	1
Gemeine Strauschschrecken	12
Zwitscherschrecke	1

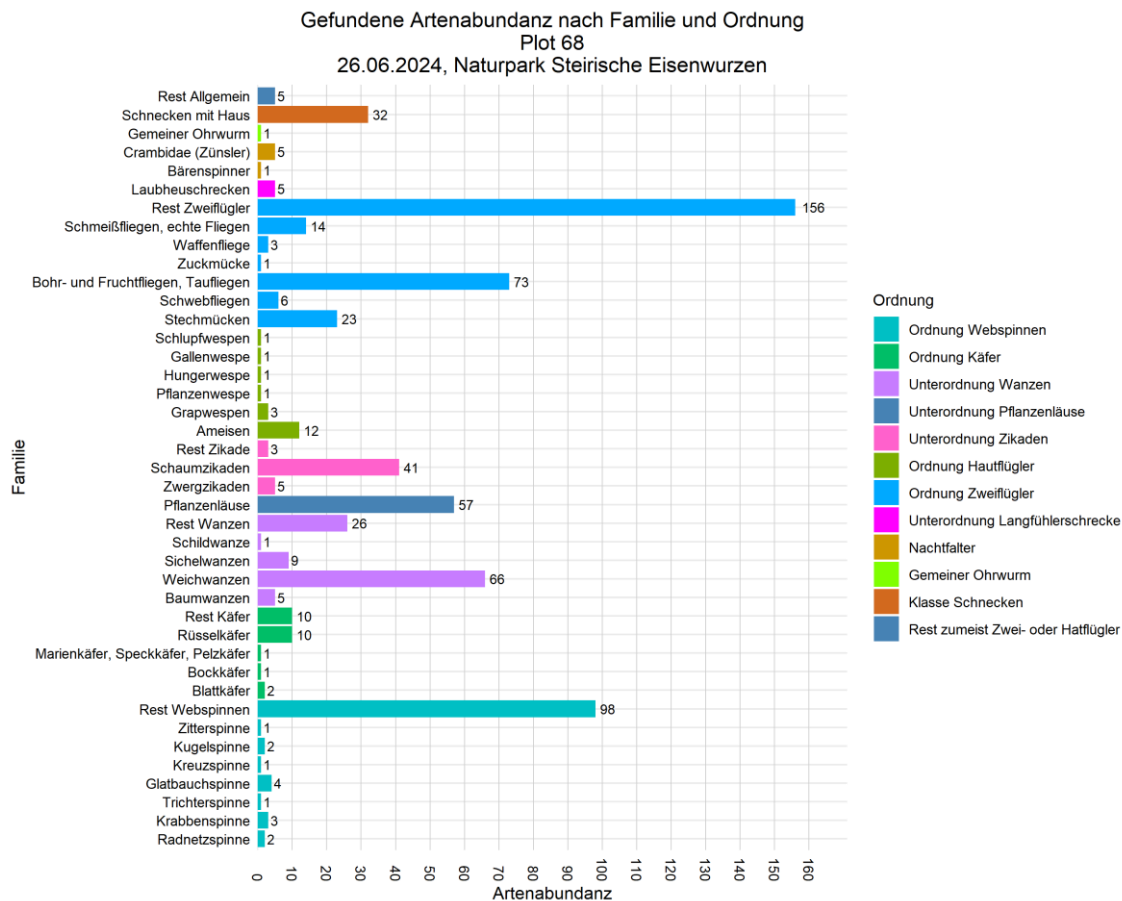


Abbildung 67: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 68 am 26.06.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurz.

Tabelle 36: Übersicht der bestimmten Arten Plot 68, 26.06.2024.

Art	Vorkommen
Halmkrabbenspinne	1
Enoplognatha	1
Dornfingerspinnen	1
Gemeiner Speckkäfer	1
Kratzdistelrüssler	1
Grüne Stinkwanzen	5
Langhaarige Dolchwanze	3
Zweifleck-Weichwanzen	29
Sumpfsichelwanzen	7
Baumsichelwanze	1
Gemeine Getreidewanze	1
Gold-Blattzikade	1
Wiesenschaumzikaden	1

Echte Blattwespe	1
Dungwaffenfliege	1
Schwingfliege	1
Dreipunkt Grasfliege	1
Hornfliege	1
Schmeißfliegen	16
Zwitscherschrecke	2
Roesel's Beißschrecken	3
Nadelwald Flechtenspinner	1

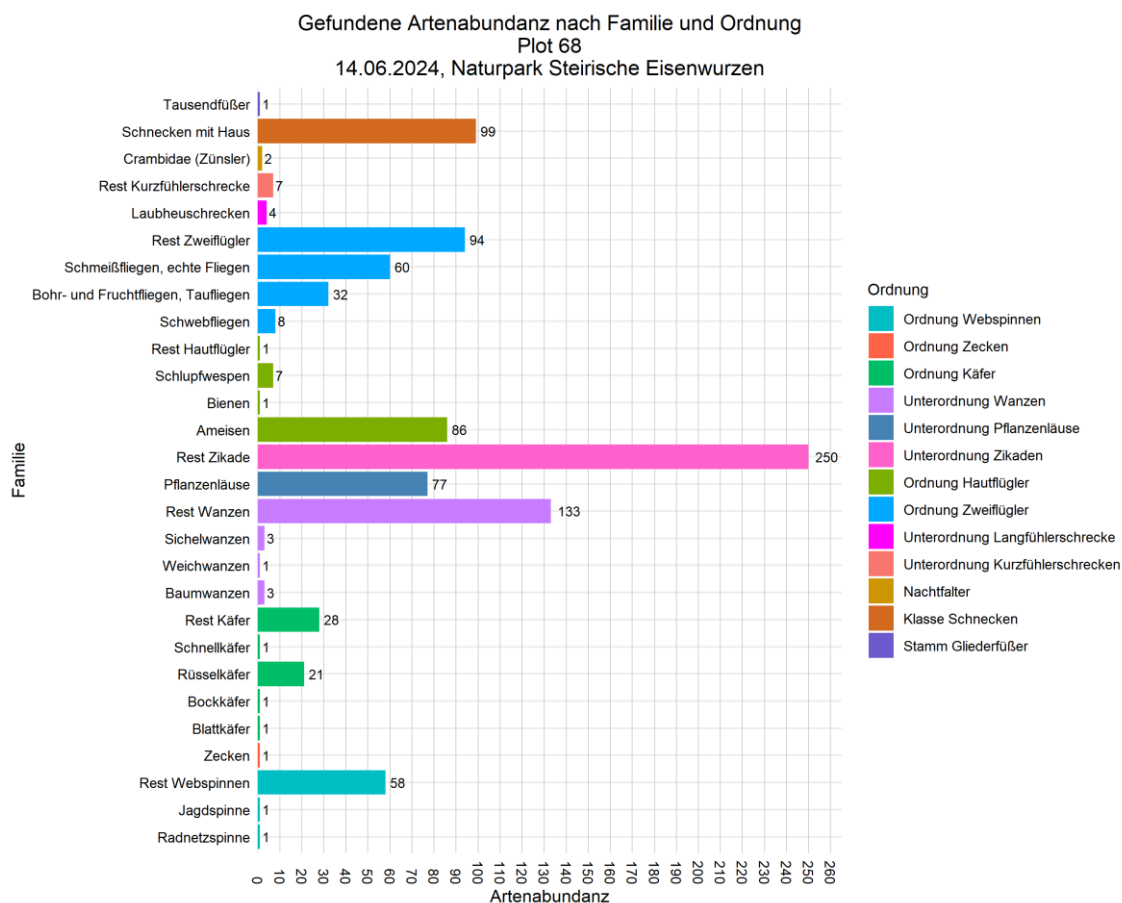


Abbildung 68: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 68 am 14.06.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurz.

Tabelle 37: Übersicht der bestimmten Arten Plot 68, 14.06.2024.

Art	Vorkommen
Dickkieferspinne	1
Listspinne	1
Gefleckte Schmalbock	1
Grüne Stinkwanze	1
Gemeine Getreidewanzen	2
Wiesenschaumzikade	1
Schmeißfliegen	16
Hornfliegen	31
Zwitscherschrecke	1

Roesel's Beißschrecken	2
Gemeine Strauchschrecke	1

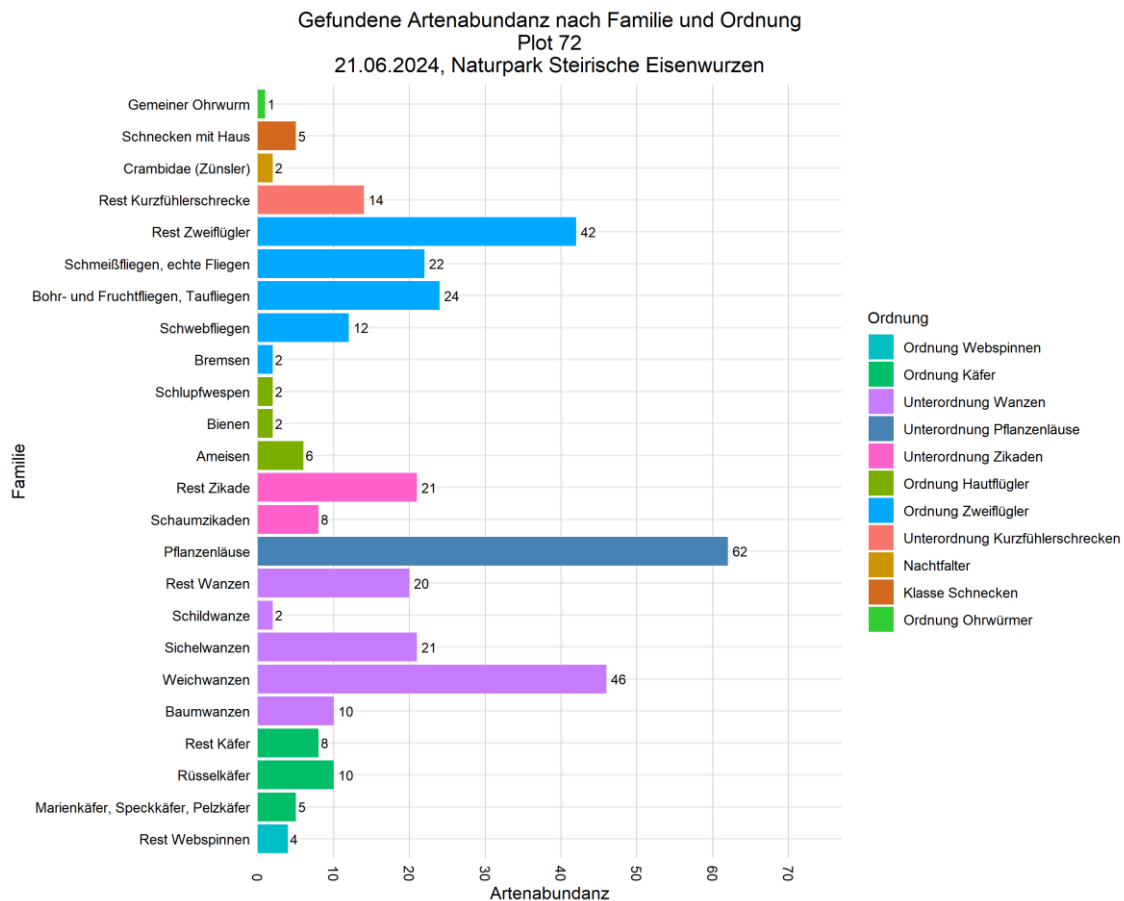


Abbildung 69: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 72 am 21.06.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurz.

Tabelle 38: Übersicht der bestimmten Arten Plot 72, 21.06.2024.

Art	Vorkommen
Streifenwanzen	8
Grüne Stinkwanze	2
Wiesenschaumzikade	1
Hornfliegen	17
Schmeißfliegen	5

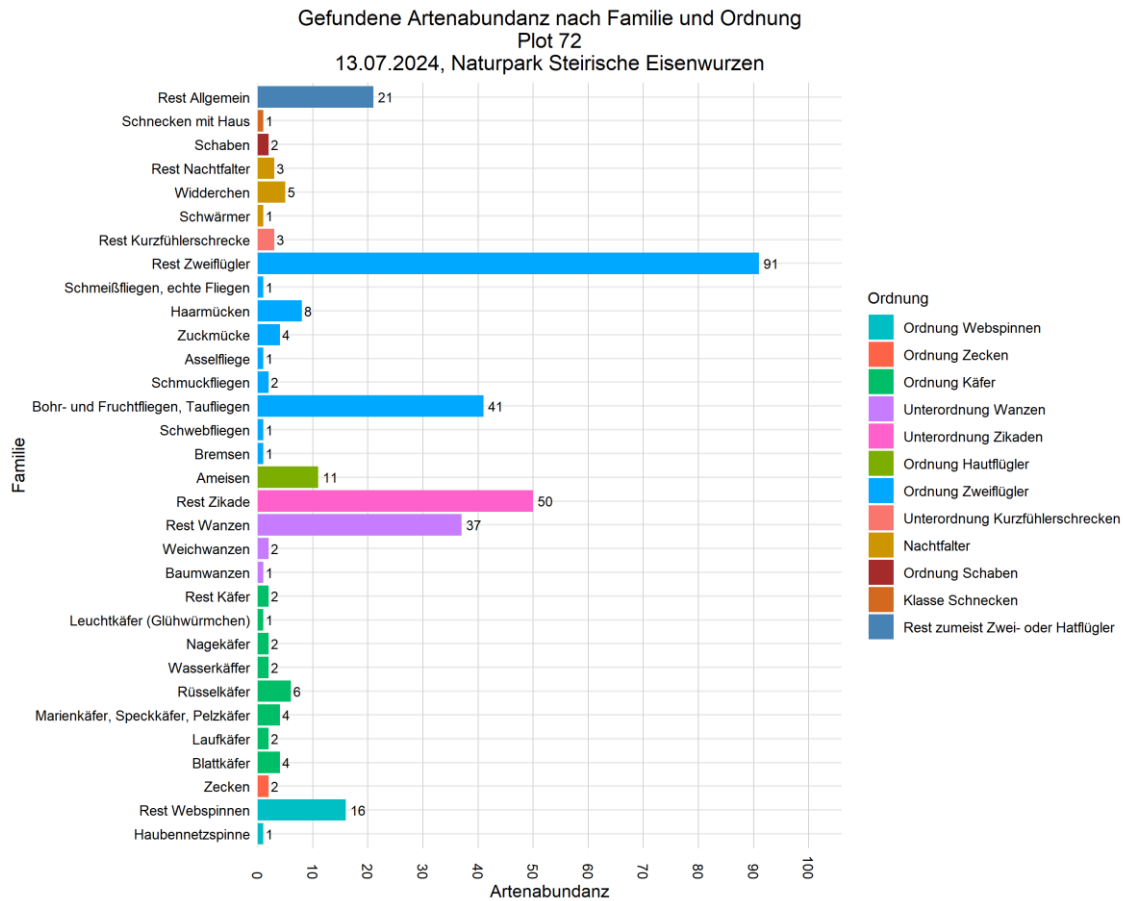


Abbildung 70: Gesamte Artenabundanz nach Familien und Ordnungen auf Plot 72 am 13.07.2024 im Naturpark Steirische Eisenwurz.

Hier wurden keine spezifischen Arten bestimmt.

Literaturverzeichnis

Amler, K.; Bahl, A.; Henle, K.; Kaule, G.; Poschlod, P.; Settele, J. (Hg.) (1999): Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren. Stuttgart: Eugen Ulmer.

ARGE Streuobst (2017): Streuobst – Definition für Österreich. In: *Fachorgan des Österr. Bundes-Obstbauverbandes*.

Bader, R., Holler, C. (2013): Extensiver Obstbau in Österreich: Erfassung in der Statistik und Entwicklung seit 1930.

Bayerisches Landesamt für Umwelt (2024): Biotopverbund; Fachliche Grundlagen. Online verfügbar unter https://www.lfu.bayern.de/natur/bayaz/biotopverbund/fachliche_grundlagen/index.htm, zuletzt geprüft am 23.02.2024.

Bernkopf, Siegfried (1994): Geschichte des österreichischen Obstbaues. In: *Alte Obstsorten und Streuobstbau in Österreich*. Wien: Bundesministerium für Umwelt, S. 41–102.

BirdLife International. (2023): Species factsheets. Online verfügbar unter <https://www.birdlife.org>, zuletzt geprüft am 20.09.2024.

Blab, Josef (1986): Biologie, ökologie und Schutz von Amphibien: Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie (18).

Blab, Josef; Klein, Manfred; Ssymank, Axel (1999): Biodiversity—Its Levels and Relevance for Nature Conservation in Germany. In: *Biodiversity in ecosystems: principles and case studies of different complexity levels*, S. 199–214.

Braun, M. & U. Häussler (2003): Braunes Langohr *Plecotus auritus* (Linnaeus, 1758), Graues Langohr *Plecotus austriacus* (Fischer, 1829). S. 463–483. –In: Braun, M. & F. DiErlEn (Hrsg.): Die Säugetiere Baden-Württembergs. Band 1. –Verlag Eugen Ulmer GmbH, Stuttgart: 687 S.

Breinesberger, J., Holler, C. (2022): Streuobstanbau in Österreich. Hintergrunddokument zur Bewerbung um Aufnahme in das österreichische Verzeichnis des immateriellen Kulturerbes.

Das Land Steiermark (2008): Biototypenkatalog der Steiermark. Naturschutz in der Steiermark, S. 343.

Diamond, Jared M. (1975): The island dilemma: Lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. In: *Biological Conservation* 7 (2), S. 129–146. DOI: 10.1016/0006-3207(75)90052-X.

Dirzo, Rodolfo; Young, Hillary S.; Galetti, Mauro; Ceballos, Gerardo; Isaac, Nick J. B.; Collen, Ben (2014): Defaunation in the Anthropocene. In: *Science (New York, N.Y.)* 345 (6195), S. 401–406. DOI: 10.1126/science.1251817.

Eeraerts, Maxime; Smagghe, Guy; Meeus, Ivan (2019): Pollinator diversity, floral resources and semi-natural habitat, instead of honey bees and intensive agriculture, enhance pollination service to sweet cherry. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 284, S. 106586. DOI: 10.1016/j.agee.2019.106586.

Egli, Lukas; Meyer, Carsten; Scherber, Christoph; Kreft, Holger; Tscharnke, Teja (2018): Winners and losers of national and global efforts to reconcile agricultural intensification and biodiversity conservation. In: *Global change biology* 24 (5), S. 2212–2228. DOI: 10.1111/gcb.14076.

Erlach, Alexander (1994): Ökologie des Streuobstbaues. In: *Alte Obstsorten und Streuobstbau in Österreich*. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt 7.

- Fahrig, Lenore (2020): Why do several small patches hold more species than few large patches? In: *Global Ecology and Biogeography* 29 (4), S. 615–628.
- Fiedler, Wolfgang; Illi, A.; Adler-Eggli, H. U. (2004): Raumnutzung, Aktivität und Jagdhabitat von Fransenfledermäusen (*Myotis nattereri*) im Hegau (Südwestdeutschland) und angrenzendem Schweizer Gebiet. In: *Nyctalus* 9, S. 215–235.
- Firbank, Les G.; Petit, Sandrine; Smart, Simon; Blain, Alasdair; Fuller, Robert J. (2008): Assessing the impacts of agricultural intensification on biodiversity: a British perspective. In: *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* 363 (1492), S. 777–787. DOI: 10.1098/rstb.2007.2183.
- Fletcher, Robert J.; Didham, Raphael K.; Banks-Leite, Cristina; Barlow, Jos; Ewers, Robert M.; Rosindell, James et al. (2018): Is habitat fragmentation good for biodiversity? In: *Biological Conservation* 226, S. 9–15. DOI: 10.1016/j.biocon.2018.07.022.
- Foith, T. (2011): Entwicklung von Kenngrößen zur Bestandescharakterisierung und Sicherung von Streuobstbeständen unter besonderer Berücksichtigung des Bundeslandes Kärnten. Dissertation: Universität für Bodenkultur Wien.
- Gusenleitner, Fritz; Schwarz, Max; Mazzucco, Karl (2012): Apidae (Insecta: Hymenoptera). In: *Biosystematics and ecology series* 29, S. 9–129.
- Haddad, Nick M.; Brudvig, Lars A.; Clobert, Jean; Davies, Kendi F.; Gonzalez, Andrew; Holt, Robert D. et al. (2015): Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. In: *Science advances* 1 (2), e1500052. DOI: 10.1126/sciadv.1500052.
- Henle, K.; Hüttner, M.; Kasperidus, H.; Krämer, J.; Rösler, M.; Bartelt, S. et al. (2024): Streuobstbestände in Deutschland. Naturschutzfachliche Bedeutung, Bestandssituation und Handlungsempfehlungen. In: *BfN-Schriften* (679), 1–156.
- Henle, Klaus; Alard, Didier; Clitherow, Jeremy; Cobb, Paul; Firbank, Les; Kull, Tiiu et al. (2008): Identifying and managing the conflicts between agriculture and biodiversity conservation in Europe—A review. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 124 (1-2), S. 60–71. DOI: 10.1016/j.agee.2007.09.005.
- Henn, Dagmar (2024): Die Entwicklung der Agrarstruktur in Österreich seit den 1950-er Jahren. Hg. v. LKO Statistik. Landwirtschaftskammer Österreich. Online verfügbar unter <https://www.lko.at/die-entwicklung-der-agrarstruktur-in-%C3%B6sterreich-seit-den-1950-er-jahren+2400+3945305>, zuletzt aktualisiert am 15.01.2024, zuletzt geprüft am 01.02.2024.
- Hofmann, Thomas (2019): Die Fledermäuse (Chiroptera) von Streuobstwiesen in Sachsen-Anhalt. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (2), S. 389–395.
- Höhne, E.; M. Dietz (2012): Was finden Fledermäuse an Streuobstwiesen? In: *Petermann, R., Bühner-Kässer, B. & S. Balzer*, S. 107–126.
- Höhne, E. & M. Dietz (2012): Was finden Fledermäuse an Streuobstwiesen?: Fledermäuse zwischen Kultur und Natur.—Naturschutz und Biologische Vielfalt, 128: 107-126. (Petermann, R., Bühner-Kässer, B. & S. Balzer).
- IUCN Red List (2023): The IUCN Red List of Threatened Species. Online verfügbar unter <https://www.iucnredlist.org>, zuletzt geprüft am 20.09.2024.
- Jagel, A., Buch, C., Schmidt, C. (2020): Artenvielfalt auf einer Obstwiese – Eine Bestandsaufnahme in Bochum/Nordrhein-Westfalen., S. 96–170.

Jedicke, Eckard (1990): Biotopverbund. Grundlagen und Maßnahmen einer neuen Naturschutzstrategie.

Kajtoch, Łukasz (2017): The importance of traditional orchards for breeding birds: The preliminary study on Central European example. In: *Acta Oecologica* 78, S. 53–60. DOI: 10.1016/j.actao.2016.12.010.

Kevan, Peter G. (1999): Pollinators as bioindicators of the state of the environment: species, activity and diversity. In: *Invertebrate biodiversity as bioindicators of sustainable landscapes*: Elsevier, S. 373–393.

Kleijn, David; Rundlöf, Maj; Scheper, Jeroen; Smith, Henrik G.; Tscharntke, Teja (2011): Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? In: *Trends in ecology & evolution* 26 (9), S. 474–481. DOI: 10.1016/j.tree.2011.05.009.

Kruess, Andreas; Tscharntke, Teja (2002): Grazing intensity and the diversity of grasshoppers, butterflies, and trap-nesting bees and wasps. In: *Conservation Biology* 16 (6), S. 1570–1580.

Lécuyer, L.; Alard, D.; Calla, S.; Coolsaet, B.; Fickel, T.; Heinsoo, K. et al. (2021): Conflicts between agriculture and biodiversity conservation in Europe: Looking to the future by learning from the past. In: *The Future of Agricultural Landscapes, Part III*, Bd. 65: Elsevier (Advances in Ecological Research), S. 3–56.

Lichtenberg, Elinor M.; Kennedy, Christina M.; Kremen, Claire; Batáry, Péter; Berendse, Frank; Bommarco, Riccardo et al. (2017): A global synthesis of the effects of diversified farming systems on arthropod diversity within fields and across agricultural landscapes. In: *Global change biology* 23 (11), S. 4946–4957. DOI: 10.1111/gcb.13714.

MacArthur, Robert H.; Wilson, Edward O. (1963): An equilibrium theory of insular zoogeography. In: *Evolution*, S. 373–387.

MacArthur, Robert H.; Wilson, Edward O. (1967): *Island biogeography*: Princeton University Press, Princeton, NJ.

Mader, Hans-Joachim (1990): Die Isolation von Tier- und Pflanzenpopulationen als Aspekt einer europäischen Naturschutzstrategie. In: *Natur und Landschaft* 65 (1), S. 9–12.

Margules, C.; Higgs, A. J.; Rafe, R. W. (1982): Modern biogeographic theory: are there any lessons for nature reserve design? In: *Biological Conservation* 24 (2), S. 115–128.

McCoy, Earl D. (1983): The application of island-biogeographic theory to patches of habitat: how much land is enough? In: *Biological Conservation* 25 (1), S. 53–61.

Michalek, Klaus; Dillinger, Barbara; Ockermüller, Esther; Staufer, Martina; Schlögl, G. (2014): Wegränder als Hotspots der Biodiversität im Naturpark Geschriebenstein-Írótkő – Naturschutzfachliche Erhebungen und Managementvorschläge für die Pflege von Wegrändern. In: *Naturschutzbund Burgenland*, 78 pp.

Müller, E. (2003): Bechsteinfledermaus *Myotis bechsteinii* (Kuhl, 1817). S. 378–385. Die Säugetiere Baden-Württembergs. Band 1. -Verlag Eugen Ulmer GmbH, Stuttgart. In: *Braun, M. & F. Dieterlen*, S. 687.

Naturparke Steiermark: Naturpark-Karte. Steiermark das grüne Herz Österreichs. Online verfügbar unter https://www.naturparke.at/fileadmin/Verein_Naturparke_Steiermark/publikationen_naturparke-steiermark/Naturparke-Steiermark-Faltkarte.pdf, zuletzt geprüft am 01.02.2024.

Naturschutzbund Deutschland (NABU) (2023): Vögel in Deutschland. Online verfügbar unter <https://www.nabu.de>, zuletzt geprüft am 20.09.2024.

Ockermüller, E.; Schwarz, M. (2015): Erfassung der Wildbienenfauna (Apidae) auf dem Hochwasserschutzdamm Machland (Oberösterreich) in den Jahren 2014 und 2015. In: *Unveröffentlichter Projektbericht im Auftrag der MDB-Machland-Damm Betriebs GmbH*, 94 pp.

Ockermüller, E.; Zettel, H. (2016): Faunistische Erfassung der Wildbienen-Diversität (Hymenoptera: Apidae) in Ritzing (Österreich, Burgenland) mit besonderer Berücksichtigung der Wegränder. In: *Entomologica Austriaca* (23), S. 29–62.

Ockermüller, Mag Esther (2018): Erhebung der Wildbienenfauna (Apidae) in Streuobstwiesen im Naturpark Obst-Hügel-Land (Oberösterreich).

Pachinger, B. (2022): Erfassung der Wildbienen in Österreich. Online verfügbar unter https://forschung.boku.ac.at/fis/suchen.projekt_uebersicht?sprache_in=de&menue_id_in=300&id_in=15005.

Pascher, K.; Hainz, C.; Sachslehner, L.; Frank, T.; Pachinger, B. (2017): BINATS II–Erfassung der Biodiversität in den österreichischen Ackerbaugebieten anhand der Indikatoren Landschaftsstruktur, Gefäßpflanzen, Heuschrecken, Tagfalter und Wildbienen-2: Erhebungsdurchgang.

Pe'er, G.; Dicks, L. V.; Visconti, P.; Arlettaz, R.; Báldi, A.; Benton, T. G. et al. (2014): Agriculture policy. EU agricultural reform fails on biodiversity. In: *Science (New York, N.Y.)* 344 (6188), S. 1090–1092. DOI: 10.1126/science.1253425.

POTTS, Simon; DAUBER, Jens; HOCHKIRCH, Axel; OTEMAN, Bas; ROY, David; AHNRE, Karin et al. (2021): Proposal for an EU pollinator monitoring scheme. In: 92762385.

Riecken, U.; Ries, U.; Susymank, A. (Hg.) (1994): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland (Schr.R. f Landschaftsplanung und Naturschutz, 41).

Riecken, Uwe; Ullrich, Karin; Finck, Peter (2014): Biotopverbund. In: Ulrich Hampicke, Reinhard Böcker und Werner Konold (Hg.): *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege*. Weinheim, Germany: Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, S. 1–20.

Sattler, Cornelia; Schrader, Julian; Hüttner, Marie-Luise; Henle, Klaus (2024): Effects of management, habitat and landscape characteristics on biodiversity of orchard meadows in Central Europe: A brief review. In: *NC* 55, S. 103–134. DOI: 10.3897/natureconservation.55.108688.

Saure, Christoph (2016): Streuobstwiesen in Sachsen-Anhalt und ihre Bedeutung für Bienen, Wespen und Schwebfliegen (Hymenoptera part.; Diptera: Syrphidae). In: *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt* 53, S. 3–54.

Schäfer, Björn; Pschorn, Andreas (2019): Die Brutvögel(Aves) vonStreuobstwiesen in Sachsen-Anhalt. In: *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt* (2), S. 367–388.

Schindler, Stefan; Banko, Gebhard; Neuwirth, Martin; Grillmayer, Stefan Lackner Roland; Paternoster, David; Schindler, S. et al. (2021): Österreichisches Biodiversitätsmonitoring ÖBM – Kulturlandschaft.Vienna, Austria.

Schmitzberger, M. Prinz-C Renetzeder-I; Wrba, A. Stocker-Kiss-T (2007): Obstbaumwiesen als Schlüsselemente zur Erhaltung und Förderung der natürlichen Vielfalt in österreichischen Agrikulturlandschaften.

- Schuboth, Jörg; Krummhaar, Birgit (2019): Untersuchungen zu den Arten der Streuobstwiesen in Sachsen-Anhalt: Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt.
- Siemers, B. M., Kaipf, I. & H. U. Schnitzler (1999): The use of day roosts and foraging grounds by Natterer's bats (*Myotis nattereri* Kuhl, 1818) from a colony in southern Germany.
- Stadelmaier, H. (1993): Die Avizönose der traditionellen Kulturlandschaft am südwestlichen Schönbuchrand zwischen Tübingen und Herrenberg unter besonderer Berücksichtigung der Streuobstwiesen. Teil II: Fohlensteige bei Entringen bis Gemarkungsgrenze Kayh (Lkr. Böblingen). Unveröff. Werkvertragsarbeit, Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Tübingen., 29 S. + Karten-Anhänge.
- Statistik Austria (2022): Landwirtschaftlicher Extensivobstbau 2020.
- StMELF (2024): Förderung: Bayerischer Streuobstpakt und aktuelle Förderprogramme für Streuobst in Bayern. Hg. v. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft. Online verfügbar unter <https://www.lfl.bayern.de/iab/kulturlandschaft/030830/index.php>, zuletzt geprüft am 17.04.2024.
- Stuart, Simon N.; Chanson, Janice S.; Cox, Neil A.; Young, Bruce E.; Rodrigues, Ana S. L.; Fischman, Debra L.; Waller, Robert W. (2004): Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. In: *Science (New York, N.Y.)* 306 (5702), S. 1783–1786. DOI: 10.1126/science.1103538.
- Südbeck, P.; H. Andretzke; S. Fischer; K. Gedeon; T. Schikore; K. Schröder; C. Sudelfeld (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brurvögel Deutschlands. Radolfzell.
- Tietze, Wolf; Settele, Josef; Margules, Chris; Poschlod, Peter; Henle, Klaus (1996): Species Survival in Fragmented Landscapes. Dordrecht: Springer Netherlands (35).
- Tscharntke, Teja; Clough, Yann; Wanger, Thomas C.; Jackson, Louise; Motzke, Iris; Perfecto, Ivette et al. (2012): Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. In: *Biological Conservation* 151 (1), S. 53–59. DOI: 10.1016/j.biocon.2012.01.068.
- Umweltbundesamt: Sonstige Schutzgebiete. Naturparke. Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.at/umweltthemen/naturschutz/schutzgebiete/sonstigeschutzgebiet_e#c5188, zuletzt geprüft am 01.02.2023.
- Umweltbundesamt (2017): Rote Liste der Vögel in Österreich. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.at>, zuletzt geprüft am 20.09.2024.
- Umweltbundesamt (2020): Status und Trends. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.at/insekten-status-trends>, zuletzt geprüft am 16.04.2024.
- VNÖ. Online verfügbar unter <https://www.naturparke.at/startseite>, zuletzt geprüft am 01.02.2024.
- Vogelwarte Sempach (Schweiz) (2023): Artenportraits. Online verfügbar unter <https://www.vogelwarte.ch>, zuletzt geprüft am 20.09.2024.
- Vowinkel, Klaus (2017): Die Avizönose einer Streuobstwiese am Schönbuch: Ergebnisse einer Siedlungsdichte-Untersuchung 2016 im Vergleich mit 1993. In: *Ornithol. Jh. Bad.-Württ* 33, S. 45–57.
- Wegener, Uwe (2020): Streuobstwiesen und ihre Artenvielfalt unter Bewirtschaftungsbedingungen – ein Erfahrungsbericht. In: *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt* 57, S. 67.
- Weller, Friedrich (1986): Untersuchungen über die Möglichkeiten zur Erhaltung des landschaftsprägenden Streuobstbaues in Baden-Württemberg.

Werneck, T. (1949): Ur- und frühgeschichtliche Kultur- und Nutzpflanzen in den Ostalpen und am Rande des Böhmerwaldes.: OÖ Landesverlag Wels.

Westrich, P. (2024): Pollensammeln: Oligolektie; Pollensammeln: Polylektie. Online verfügbar unter <https://www.wildbienen.info/bluetenbesuch/polylektie.php>, zuletzt geprüft am 16.04.2024.

WIESENINITIATIVE (2024): Informationen zur Streuobstwiesenförderung in der neuen Öpul-Förderperiode ab 2023. Hg. v. Verein zur Erhaltung und Förderung ländlicher Lebensräume. Online verfügbar unter https://www.streuobstwiesn.at/fileadmin/user_upload/oepul_neu_-_Streuobst.pdf, zuletzt geprüft am 17.04.2024.

ZEHNDER, M., Weller, F. (2006): Streuobstbau: Obstwiesen erleben und erhalten. Stuttgart: Ulmer.

11 Eidesstattliche Erklärung