



Fachbereich 1 – Life Sciences and Engineering

Studiengang Landwirtschaft und Umwelt (M.Sc.)

**Fördern Agroforstsysteme die Biodiversität? – am Beispiel der
hohlraumnistenden Wildbienen, Wespen und ihrer Gegenspieler**

Masterarbeit

vorgelegt am 03.11.2025

von

Pia Bergknecht



Department 1 – Life Sciences and Engineering

Master Program Agriculture and Environment (M.Sc.)

Do agroforestry systems promote biodiversity? – using the example of cavity-nesting wild bees, wasps, and their antagonists

Masterthesis

Date: 03.11.2025

Presented by

Pia Bergknecht

Abgabedatum: 03.11.2025

abgegeben bei:

(Name)

Arbeit angenommen:

Bingen, den

(TH Bingen, Prof. Dr. Elke Hietel)

Betreuer (TH): Prof. Dr. Elke Hietel und Mareike Rest

Abstract

The agroforestry system is a sustainable land use type, which includes cultivation of crops and trees and shrubs. Trap nests were used to measure their effect on biodiversity, in particular cavity-nesting wild bees, wasps and their antagonists. To implement this, four agroforestry systems (in Rhineland-Palatinate and Hesse) were examined and compared with reference systems. In the summer of 2024 each system was sampled with eight trap nests. In Addition to the cavity nesting insects, vegetation data and the surrounding landscape were also included in the analysis. The evaluation shows that agroforestry systems promote wild bee abundance and species diversity. Wasps do not show this trend. The occurrence of antagonists is closely linked to the occurrence of hosts (wild bees and wasps). The differences in species are greatest between the four locations. The differences in species between agroforestry und reference systems are minor, although there is a slight trend towards higher species diversity in agroforestry systems. The colonization by cavity-nesting species is influenced by landscape parameters and surface condition. Overall, agroforestry systems are more sensitive to the surrounding landscape than reference systems. The study underscores the importance of sustainable land use systems for cavity-nesting wild bees, but it also shows how unique each agroforestry system is and how colonization by cavity-nesting species depends on many environmental factors.

Zusammenfassung

Mit der Agroforstwirtschaft wird eine nachhaltige Landnutzung durch den kombinierten Anbau von Kulturpflanzen und Gehölzen gefördert. Mit Hilfe von Nisthilfen wurde deren Wirkung auf die Biodiversität, insbesondere auf hohlraumnistende Wildbienen und Wespen sowie ihrer Gegenspieler (parasitisch lebende Insekten), untersucht. Dafür wurden insgesamt vier Agroforstflächen (in Rheinland-Pfalz und Hessen) untersucht und jeweils mit Referenzflächen verglichen. Jede Fläche wurde im Sommer 2024 mit acht Nisthilfen beprobt. Neben den darin nistenden Wildbienen, Wespen und Gegenspielern wurden auch Daten zum Zustand der Flächen und zu der umgebenden Landschaft mit in die Analyse genommen. Es konnte festgestellt werden, dass die Wildbienenabundanz und -artenzahl durch die Agroforstflächen gefördert wird. Bei den Wespen zeigt sich kein so klares Bild. Das Vorkommen der Gegenspieler hängt wiederum eng mit dem Vorkommen der Wirte (Wildbienen und Wespen) zusammen. Die Artenunterschiede sind zwischen den Standorten am größten. Zwischen den Agroforst- und Referenzflächen sind die Artenunterschiede geringfügig, die Agroforstflächen weisen tendenziell mehr Arten auf. Die Landschaftsparameter und der Zustand der Agroforstfläche haben einen wesentlichen Einfluss auf die Besiedlung durch die hohlraumnistenden Arten. Die Agroforstflächen reagieren insgesamt sensibler auf die umgebende Landschaft. Die Untersuchung untermauert die Bedeutung nachhaltiger Landnutzungssysteme für hohlraumnistende Insekten, sie zeigt jedoch auch wie individuell jede Agroforstfläche ist und wie die Besiedlung durch hohlraumnistende Arten von vielen Umweltfaktoren abhängig ist.

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich allen Danken, die zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben. Mein besonderer Dank gilt Mareike Rest und Prof. Dr. Elke Hietel, die mir die Bearbeitung dieser Fragestellung ermöglicht und mich während der Anfertigung dieser Arbeit fachlich unterstützt haben. Darüber hinaus möchte ich mich bedanken, bei Miriam Winzer, die mir ihren Datensatz zu den Landschaftsparametern und Vegetationsaufnahmen zur Verfügung gestellt hat, für Fragen immer zur Verfügung stand und mir zusammen mit Leonie Hummel bei dem Aufschneiden der 12.500 Schilfröhrchen sowie beim Präparieren tatkräftig unterstützt hat; bei Dana Nicklas, die mir geholfen hat einen Überblick über meine Ergebnisse zu bewahren und auch wertvolle Hinweise gegeben hat sowie bei Robin Ender der mich mit hilfreichen Anmerkungen unterstützt hat und mir zu jeder Zeit den Rücken gestärkt hat.

Inhaltsverzeichnis

Abstract	III
Zusammenfassung	IV
Danksagung	V
Inhaltsverzeichnis	VI
Abbildungsverzeichnis	VII
1. Einleitung	1
2. Material und Methoden	5
2.1. Untersuchungsgebiete.....	5
2.1.1. Wiesbaden, Hessen.....	6
2.1.2. Bad Vilbel, Hessen	6
2.1.3. Klein-Winternheim, Rheinland-Pfalz	6
2.1.4. Wittlich, Rheinland-Pfalz	7
2.2. Erhebungsmethoden und Materialeinsatz	7
2.2.1. Nisthilfen.....	7
2.2.2. Bestimmung und Auswertung	8
2.2.3. Erfassung der Vegetation und der Landschaftsparameter	8
2.3. Statistische Auswertung	9
3. Ergebnisse	10
3.1. Artenreichtum, Abundanz und Rote-Liste-Arten.....	10
3.2. Einfluss von lokalen und landschaftlichen Parametern	15
4. Diskussion	20
4.1. Ergebnisdiskussion	20
4.2. Methodendiskussion.....	25
5. Fazit und Ausblick	27
Literaturverzeichnis.....	VIII
Anhangsverzeichnis.....	XII
Anhang	XIII

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: links: Lageübersicht der vier Standorte in Hessen und Rheinland Pfalz, oben rechts: Pfahl mit zwei Niströhren, unten links: Übersicht der Nisthilfenpositionen in Klein-Winternheim	5
Abbildung 2: Artenreichtum, Individuenabundanz und Nestabundanz der Wildbienen im Median und mit Interquartilsabstand und acht Nisthilfen pro Fläche	11
Abbildung 3: Artenreichtum, Individuenabundanz und Nestabundanz der Wespen im Median und mit Interquartilsabstand und acht Nisthilfen pro Fläche	12
Abbildung 4: Artenreichtum, Individuenabundanz und Nestabundanz der Gegenspieler im Median und mit Interquartilsabstand und acht Nisthilfen pro Fläche	13
Abbildung 5: Verteilungsmuster von Gegenspielern (Parasiten) und Wirten (hohlraumnistende Wildbienen und Wespen) über alle Niströhrchen. (a) Gegenüberstellung der Nestabundanz, (b) Gegenüberstellung des Artenreichtums	14
Abbildung 6: Absolute Nestabundanz aller Arten, aufgeteilt nach ihrem Vorkommen auf den acht Flächen	15
Abbildung 7: (a) Verteilungsmuster vom Anteil weiblicher Bienen und der Gesamtblütendeckung, (b) Verteilungsmuster vom Geschlechterverhältnis der Wildbienen und dem Niströhrendurchmesser	16
Abbildung 8: NMDS zur Untersuchung der Artenunterschiede zwischen den Flächen	17

1. Einleitung

Die Agroforstwirtschaft ist keine neue Entwicklung, sondern geht auf traditionelle Landnutzungssysteme zurück, die bereits seit Jahrhunderten praktiziert werden. Angesichts des aktuellen Rückgangs der Biodiversität gewinnt sie jedoch wieder zunehmend an Bedeutung in Wissenschaft und Forschung (Mallesh et al., 2025). Ziel der Agroforstwirtschaft ist eine nachhaltige Landnutzung, die den Anbau von Kulturpflanzen, Gehölzen und Sträuchern auf derselben Fläche kombiniert. Dabei sollen sich die Wechselwirkungen zwischen den unterschiedlichen Pflanzen gegenseitig positiv beeinflussen und so die ökologische Stabilität der Fläche verbessern.

Die Gehölzstreifen in den Agroforstsystemen unterliegen einer mehrjährigen Nutzung. Grundsätzlich erfordern mehrjährige Anbausysteme weniger Bewirtschaftung als einjährige Ackerkulturen, zum Beispiel durch weniger Maschineneinsatz und Düngung (Pimentel et al. 2012, zitiert bei (Fan et al., 2024)). Auch bei der Umwandlung von Semi-natürlichen Lebensräumen hin zu landwirtschaftlichen Nutzflächen zeigen perennierende Kulturen, wie der Obst- und Nussanbau, geringere Einbrüche im Artenreichtum als annuelle Kulturen wie, Halm oder Hackfrüchte (Fan et al., 2024). Die Etablierung von Agroforstsystemen in der Agrarlandschaft wirkt sich auf die Bereitstellung von Ökosystemleistungen aus. Die Bodenfruchtbarkeit, der Erosionsschutz, die Kohlenstoffbindung, die Eindämmung von Klimawandelprozessen, die Wasserregulierung oder der Wasserrückhalt können durch die Agroforstwirtschaft verbessert werden (Mallesh et al., 2025). Die Ökosystemstabilität und Funktionalität ist ebenfalls eng an ein funktionierendes Interaktionsnetzwerk gekoppelt (Staab et al., 2018). Eine Kulturlandschaft mit Hecken, verschiedenen Gehölzarten und einem floristisch artenreichen Unterwuchs fördert Bestäuber und natürliche Feinde, wodurch die Bestäuberleistung und die Wechselwirkungen zwischen verschiedenen trophischen Ebenen gestärkt werden (Garratt et al., 2017). In den Gehölzen und Sträuchern können Bestäuber Nahrungs- und vor allem Nistressourcen finden. Im Gegensatz zu der Ackerkultur stehen diese über das ganze Jahr als Rückzugsraum zur Verfügung. Nistmöglichkeiten sind neben den Nahrungsressourcen einer der limitierenden Faktoren für das Überleben von solitär lebenden Bestäubern (Gathmann & Tscharntke, 2002). Während die Hauptblütezeit der Ackerkultur auf einen bestimmten Zeitraum beschränkt ist, beherbergen die Gehölzstreifen sowohl im zeitigen Frühjahr als auch nach dem Abblühen der Kulturpflanzen Blühressourcen und somit eine zusätzliche Nektar- und

Pollenquelle (Kay et al., 2020). So können Agroforstsysteme eine signifikant höhere Abundanz an bestäubenden Wildbienen und Schwebfliegen aufweisen als vergleichbare Agrarflächen ohne Gehölzstreifen (Varah et al., 2020). Auch Gegenspieler von Schädlingen können hier einen Rückzugsraum finden. Wespen und Spinnen sind beispielsweise wichtige Prädatoren für Pflanzenschädlinge, sie nutzen die Gehölzstreifen als Rückzugsort und gehen auf benachbarten Ackerflächen auf Beutejagd (Garratt et al., 2017). Agroforstsysteme können die Biodiversität in der Agrarlandschaft erhöhen. Um das volle ökologische Potenzial dieser nachhaltigen Landnutzungsform zu erfassen, sind jedoch weitere vertiefende Untersuchungen erforderlich (Kessler et al., 2011). Besonders interessant ist hier der Aspekt, dass die Agroforstfläche auf kleinem Raum sowohl Nistmöglichkeiten als auch Nahrungs- und Bauressourcen bereitstellen und damit die vielfältigen Ansprüche von hohlraumnistenden Insekten erfüllen können. Es liegt also nahe, diese funktionelle Gruppe gezielt zu untersuchen. Hierfür eignen sich insbesondere Nisthilfen, sogenannte „Trap-Nests“, mit denen stängelnistende Wespen, Wildbienen und deren Gegenspieler untersucht werden können.

Nisthilfen bieten Forschungsmöglichkeiten, die durch andere Erfassungsmethoden, wie zum Beispiel Farbschalen oder Sicht- und Kescherfänge, nur bedingt realisiert werden können. Zu diesen Möglichkeiten gehört die Erfassung trophischer Interaktionen durch die Identifizierung von Ressourcennutzungen oder Parasitenbefall. Die Parasitierung durch Gegenspieler hängt beispielsweise stark von der Struktur und Zusammensetzung der Wirtsgemeinschaften der Wildbienen und Wespen ab (Osorio et al., 2015). Mayr et al. (2020) fanden heraus, dass auf jeder trophischen Ebene unterschiedliche Umweltfaktoren die Biodiversität beeinflussen – was wiederum zu differenzierten Reaktionen auf Entwicklungen wie den Klimawandel führen kann. Nisthilfen bieten auch den Vorteil, dass nur sich reproduzierende Arten erfasst und flüchtige Arten ausgeschlossen werden (Staab et al., 2018). Sie können aber auch gezielt manipuliert werden, sodass nur eine Auswahl von Zielorganismen angesprochen wird. Das kann beispielsweise durch die Wahl bestimmter Niströhrendurchmesser erfolgen (Gathmann & Tschardt, 1999). Zaragoza-Trello et al. (2021) haben Nisthilfen mit Schilfröhrchen von 9 mm Durchmesser eingesetzt, um gezielt die Reproduktion von *Osmia bicornis* (rote Mauerbiene) zu untersuchen und wie sich die Landschaft und der Klimawandel auf diese Spezies auswirken. Sie fanden heraus, dass sich selbst bei guten Nahrungsbedingungen hohe Temperaturen negativ auf die Körpergröße von weiblichen Individuen auswirken.

Mit Hilfe von Nisthilfen können wichtige Einblicke in die Auswirkung von lokalen und landschaftlichen Faktoren in Bezug auf die Insektenfauna gewonnen werden. Wie diese Strukturen das Nistverhalten von hohlraumnistenden Insekten beeinflussen, wird in vielen Studien diskutiert. Die Komplexität der Landschaft hat einen Einfluss auf das Geschlechterverhältnis, das fanden Eeraerts et al. (2022) heraus und kamen zu dem Schluss, dass mit zunehmender Landschaftskomplexität der Anteil weiblicher Nachkommen hohlraumnistender Arten zunahm. Hohlraumnistende Insekten bevorzugen jedoch auch Landschaften in denen reichhaltige und vielfältigere Nahrungsquellen in der Umgebung vorhanden sind (Haider-Khan et al., 2024). Letzten Endes ist das Zusammenspiel aus lokalen und landschaftlichen Strukturen entscheidend, lokale Biodiversitätsmaßnahmen können in strukturreicheren Landschaften größere Effekte auf Bestäuber haben als in strukturreichen Gebieten (Garratt et al., 2017). Gathmann & Tschardtke (2002) gehen davon aus, dass lokale Lebensraumstrukturen wichtiger sind als großräumige Landschaftsstrukturen, da die Nähe zwischen Nistplatz und Futterpflanze entscheidend ist, ob Nistplätze tatsächlich angenommen werden und auch wie lange die Weibchen für die Futtersuche brauchen (Klein et al., 2004). Wie wichtig Nistmöglichkeiten für hohlraumnistende Insekten sind, haben auch Diekötter et al. (2014) in ihren Untersuchungen mit Nisthilfen in Rapsfeldern festgestellt. Blütenreiche Kulturen können den Artenreichtum von Wildbienen und Wespen fördern, jedoch ist dabei entscheidend das Semi-natürliche Lebensräume in der Nähe zur Verfügung stehen. Diese bieten Bau- und Nistressourcen aber auch Blütenpflanzen, in den Zeiten, in denen die Rapsfelder nicht blühen. Eine besondere Bedeutung kommt auch Flächen mit Obstbäumen zu, da diese von hohlraumnistenden Arten gegenüber obstbaumfreien Flächen bevorzugt werden. Sie bieten die notwendigen Nist- und Nahrungsressourcen in unmittelbarer Nähe und schaffen damit optimale Lebensbedingungen (Gathmann & Tschardtke, 1999). Neben dem Einsatz von Nisthilfen als Erfassungsmethode werden sie auch gezielt zur Förderung von Bestäubern eingesetzt. Als künstliche Nisthilfen können sie beispielsweise auf Apfelplantagen Bestäuber-Populationen fördern (Hyjazie & Forrest, 2024).

Bisher werden Nisthilfen selten zur ökologischen Untersuchung von Agroforstsystem genutzt, obwohl diese gut geeignet sind, um Aussagen über die Effektivität von Biodiversitätsmaßnahmen zu treffen. Nach Gathmann & Tschardtke (1999) eignen sie sich besonders gut um die Wirkung von Lebensraumunterschieden zu erfassen. Agroforstsysteme bieten theoretisch ideale Bedingungen für hohlraumnistende Insekten, weshalb diese Arten als aussagekräftige Indikatorgruppe für die Bewertung

solcher Systeme betrachtet werden können. Mit dieser Forschungsarbeit soll geklärt werden, ob Agroforstsysteme das Vorkommen von hohlraumnistenden Wildbienen, Wespen und ihre Gegenspieler fördern. Um dieses Ziel zu konkretisieren, wurden vier Hypothesen aufgestellt:

(H1) Die Abundanz, Artenvielfalt und die Anzahl an Rote-Liste-Arten von hohlraumnistenden Wildbienen und Wespen auf den Agroforstflächen ist höher als auf den Referenzflächen.

(H2) Mit der Artenvielfalt und Abundanz der Gegenspieler von hohlraumnistenden Wildbienen und Wespen steigt auch die Artenvielfalt und Abundanz der Wirte.

(H3) Auf den Agroforstflächen kommen mehr weibliche Individuen der hohlraumnistenden Wildbienen vor, da hier das Nahrungsangebot größer ist als auf den Referenzflächen.

(H4) In einer strukturarmen Landschaft haben Agroforstsysteme einen größeren Effekt auf hohlraumnistende Hymenopteren als in strukturreichen Landschaften.

2. Material und Methoden

Die Untersuchungen fanden im Rahmen des Projekts „Agroforst RLP“ der technischen Hochschule Bingen statt. Ziel des Projektes ist die Bewertung der Agroforstversuchsflächen im Hinblick auf ihren Beitrag zum Schutz der Biodiversität und den natürlichen Ressourcen.

2.1. Untersuchungsgebiete

Die Nisthilfen wurden an vier Standorten in Rheinland-Pfalz und Hessen aufgebaut. Jeder Standort verfügt über eine Agroforstfläche und eine vergleichbare Referenzfläche. Hierbei wurde auf eine möglichst geringe Distanz zwischen den Flächenpaaren geachtet, damit landschafts- und standortspezifische Effekte und deren Auswirkungen auf die Nisthilfen-bewohnenden Insekten vergleichbar sind. Auf jeder Fläche wurden acht Nisthilfen aufgebaut. Auf den Agroforstflächen wurden vier Nisthilfen in den Baumreihen und vier in den Ackerstreifen platziert. Über alle vier Standorte (insgesamt acht Flächen) kamen somit 64 Nisthilfen zum Einsatz (Abbildung 1).

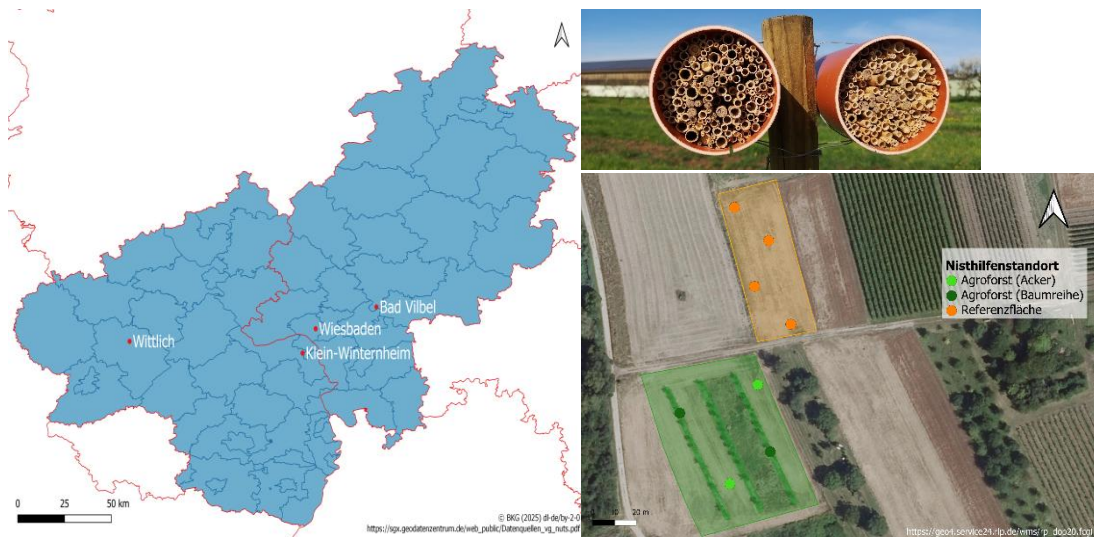


Abbildung 1: links: Lageübersicht der vier Standorte in Hessen und Rheinland Pfalz, oben rechts: Pfahl mit zwei Niströhren, unten links: Übersicht der Nisthilfenpositionen in Klein-Winternheim (ein Punkt sind immer zwei Nisthilfen, wie im oberen Bild erwähnt)

Die vier Versuchsstandorte verfügen über unterschiedliche Flächencharakteristika, die im Folgenden zusammengefasst werden.

2.1.1. Wiesbaden, Hessen

Das Agroforstsystem hat eine Größe von 0,35 ha mit zwei Baumreihen, die jeweils 4 m breit sind. Sie weist eine vielfältige Vegetation mit verschiedenen angepflanzten Gehölzen, Stauden und angebautem Gemüse auf. Ruhnau (2024) bezeichnet die Fläche als blütenreich und den Pflegezustand als sehr gut. Das Flächenpaar grenzt direkt aneinander. Auf den Ackerflächen wurden im Untersuchungsjahr verschiedene Kürbissorten angebaut. Während der Standzeit der Nisthilfen konnte eine durchschnittliche Tagestemperatur von 15,7 °C und eine durchschnittliche Tages-Niederschlagsmenge von 2,5 mm gemessen werden.

2.1.2. Bad Vilbel, Hessen

Das Agroforstsystem hat eine Größe von 2,5 ha mit einer 1,5 m breiten Baumreihe, die über eine geringe Pflanzenvielfalt mit kaum blühenden Pflanzen im Unterwuchs verfügt und einen durchschnittlichen Pflegezustand aufweist (Ruhnau, 2024). Die Ackerflächen wurden mit Roggen bestellt. Das Flächenpaar liegt 75 m Luftlinie voneinander entfernt. Während der Standzeit der Nisthilfen konnte eine durchschnittliche Tagestemperatur von 14,2 °C und eine durchschnittliche Tages-Niederschlagsmenge von 2,1 mm gemessen werden.

2.1.3. Klein-Winternheim, Rheinland-Pfalz

Das Agroforstsystem hat eine Größe von 0,4 ha mit drei 2 m breiten Baumreihen, die ebenfalls über eine geringe Pflanzendiversität im Unterwuchs verfügen. Die Baumreihen werden von kleinen Sträuchern dominiert, die mit Gräsern und Brennnesseln überwuchert werden. Der Pflegezustand ist eher schlecht und es sind kaum blühende Pflanzen im Unterwuchs vorhanden (Ruhnau, 2024). Auf den Ackerflächen wird Sommergerste angebaut. Zwischen zwei Baumreihen der Agroforstfläche, wurde eine Wetterstation aufgebaut und drumherum eine Klee grasbrache angelegt. Die Agroforst- und Referenzfläche liegen Luftlinie 6 m voneinander entfernt. Während der Standzeit der Nisthilfen konnte eine durchschnittliche Tagestemperatur von 16,2 °C und eine durchschnittliche Tages-Niederschlagsmenge von 1,9 mm gemessen werden.

2.1.4. Wittlich, Rheinland-Pfalz

Das Agroforstsystem hat eine Größe von 2,4 ha und verfügt über eine 3,5 m breite Baumreihe. Die Baumreihe wurde in ihrer kompletten Länge eingezäunt, wodurch sich im Unterwuchs eine vielfältige und blütenreiche Vegetationsschicht entwickeln konnte. Sowohl die Vielfalt an Gehölzarten als auch die der Unterpflanzung ist sehr hoch, ihr Pflegezustand wird als sehr gut bezeichnet (Ruhnau, 2024). Stellenweise wurde der Agroforst auch gärtnerisch (kleinflächiger Anbau von Gemüse und Zierblumen) genutzt. Auf den Ackerflächen wurde eine Gründüngung (Klee gras) angesät, die zum Versuchszeitraum mit Kühen extensiv beweidet wurde. Die Flächen liegen Luftlinie 1.500 m voneinander entfernt. Während der Standzeit der Nisthilfen konnte eine durchschnittliche Tagestemperatur von 14,8 °C und eine durchschnittliche Tages-Niederschlagsmenge von 2,5 mm gemessen werden.

2.2. Erhebungsmethoden und Materialeinsatz

2.2.1. Nisthilfen

Die Nisthilfen bestehen aus einem 20 cm langen PVC-Rohr, welche mit durchschnittlich 180 Schilfrohren (*Phragmites australis*) befüllt sind. Da unterschiedliche Schilfrohr-durchmesser auch von unterschiedlich großen Arten besiedelt werden (MacIvor, 2017), wurde bei der Auswahl der Schilfrohre auf eine gleichmäßige Verteilung der Durchmesser von 1 mm bis 12 mm geachtet. Die Nisthilfen wurden mit den Öffnungen in Ost-West-Richtung ausgerichtet, sodass die Sonneneinstrahlung in den Morgenstunden die Aktivität der wechselwarmen Nisthilfen-bewohner erleichtert (Staab et al., 2018). Durch die Anbringung der Nisthilfen in einer Höhe von 1,50 m Höhe soll eine Bedeckung durch die Vegetation vermieden werden (MacIvor, 2017).

Die Standzeit der Nisthilfen orientierte sich an der Hauptblütezeit und der Flugzeit der Bestäuber. Somit fand der Aufbau im Feld Mitte März 2024 statt, der Abbau war für Anfang Oktober 2024 geplant, was auch an drei der vier Standorte realisiert werden konnte. Lediglich in Bad Vilbel mussten die Nisthilfen bereits Anfang Juli abgebaut werden, da die Bewirtschaftungsplanung kurzfristig geändert wurde. Die Nisthilfen in Klein-Winternheim wurden Ende Juli ohne Absprache mit der Projektleitung von der Fläche entfernt und konnten erst Anfang August wieder aufgebaut werden.

2.2.2. Bestimmung und Auswertung

Nach dem Abbau der Nisthilfen konnte mit der Präparation der Schilfröhrchen begonnen werden. Hierzu wurden alle Schilfröhrchen der 64 Nisthilfen der Länge nach aufgeschnitten und untersucht, ob diese von Insekten besiedelt wurden. Bei einem Positivbefund wurde eine individuelle Nest-ID vergeben und Parameter wie zum Beispiel die Brutzellenanzahl, die Niströhrenbreite oder auch das Geschlechterverhältnis erfasst (Datenerfassung angelehnt an Tabellenstruktur von Staab et al. (2018)) sowie eine Pollenprobe genommen, falls Pollen vorhanden war. Anschließend wurden die Nester in ein Reagenzglas überführt und mit Watte verschlossen. Die Arten *Osmia bicornis* (rote Mauerbiene), *Osmia cornuta* (gehörnte Mauerbiene) und *Isodontia mexicana* (stahlblauer Grillenjäger) konnten durch ihren charakteristischen Nestbau bereits im Larvenstadium auf Artenebene mit den Bestimmungsschlüsseln von Gathmann & Tscharrnke (1999) und Lindermann et al. (2023) sicher bestimmt werden. Für die anderen Arten musste die Entwicklungsphase von der Larve hin zum adulten Tier abgewartet werden, sodass ein Einfangen der adulten Tiere möglich war. Hierfür wurden die gelagerten Schilfröhrchen im Zeitraum von März 2025 bis August 2025 dreimal wöchentlich auf geschlüpfte Individuen hin überprüft. Für die Bestimmung dieser Arten musste mindestens ein Individuum pro Nest eingefangen, abgetötet und präpariert werden (Klaus et al., 2024). Für die Bestimmung der Familien und Gattungen wurde der Bestimmungsschlüssel von Goulet & Huber (1993) verwendet. Für die Wildbienen wurden die Bestimmungsschlüssel von Amiet et al. (2004) und Amiet et al. (2014) und für die Wespen und Gegenspieler von Benson (1952), Dollfuss (1991), Gusenleitner & Gusenleitner (1994), Jacobs (2007), Neumeyer (2019), Schmid-Egger (1994), Wiesbauer et al. (2020) und Wolf (1972) genutzt. Die Gruppen *Megachile partim* (Blattschneiderbienen-Arten) und *Trypoxylon spec.* (Grabwespen-Arten) mussten für die Artenbestimmung an einen Experten geschickt werden. Zum Zeitpunkt der Fertigstellung der hier vorliegenden Arbeit konnten die entsprechenden Gruppen nur auf Gattungsebene mit in die Auswertung genommen werden, da die Nachbestimmung noch nicht abgeschlossen war.

2.2.3. Erfassung der Vegetation und der Landschaftsparameter

Die Erfassung der Gehölze sowie eine naturschutzfachliche Einschätzung der Gehölzstreifen erfolgte durch (Ruhnau, 2024). Die Vegetationsaufnahmen für die krautigen Arten der Agroforst- und Referenzflächen wurden von Winzer et al. (2024)

durchgeführt. Die vier Standorte wurden zusätzlich von Winzer (2025) hinsichtlich ihrer landschaftlichen Ausprägung im Umkreis von 250 m und 1000 m untersucht und eine Vielzahl an Parametern zur Bewertung der Landschaft erstellt. Konkrete Erläuterungen zu einzelnen Parametern sind aus der Originalarbeit zu entnehmen. Für die vorliegende Ausarbeitung wurde eine Auswahl dieser Parameter verwendet – basierend darauf, ob eine signifikante Korrelation mit den Daten zu den hohlraumnistenden Insekten bestand (Anhang A1, Tabellen 5 und 6).

2.3. Statistische Auswertung

Für die statistischen Analysen wurde das Statistikprogramm R mit der Version 4.4.0 verwendet ('R Core Team', 2025). Unter Verwendung von den R-Paketen *car*, *FSA*, sowie dem Basispaket *stats* wurden die Signifikanztests durchgeführt. Für die Darstellung der Abundanzen und dem Artenreichtum der Wildbienen, Wespen und Gegenspieler wurden Balkendiagramme gewählt die den Median und zusätzlich den oberen und unteren Interquartilsabstand zeigen. Diese Darstellung wurde gewählt, da die Daten innerhalb der einzelnen Untersuchungsgruppen nicht normalverteilt sind, die Darstellung mit dem Mittelwert hätte ein verzerrtes Bild abgegeben. Mithilfe des Pakets *vegan* wurde die Analyse für die Artenverteilung und die Darstellung der NMDS umgesetzt. Die Korrelationsanalyse (Spearman) wurde ebenfalls mit dem Basispaket *stats* durchgeführt. Die Spearman-methode wurde gewählt, da diese im Gegensatz zur Pearson-methode keine Normalverteilung voraussetzt und auch gegenüber kleineren Datensätze robuster ist. Nach der Korrelationsanalysen wurden diese auf Basis ihrer Korrelationsverhalten und der Flächenschwerpunkte zu Clustern zusammengefasst. Alle Grafiken wurden mit dem R-Paket *ggplot2* und *vegan* erstellt. Bei der Optimierung der R-Skripte wurde teilweise auf die Unterstützung durch ein KI-gestütztes Sprachmodell (ChatGPT, OpenAI) zurückgegriffen.

Für die statistische Auswertung wurden verschiedene Niströhren systematisch von der Analyse ausgeschlossen:

- Alle Niströhren, die keine adulten Individuen hervorgebracht haben – das waren 33% aller belegten Niströhren (siehe Kap. 3).
- Alle Niströhren, die keine fertig gebauten Brutzellen aufwiesen oder bereits leer waren.
- Sowie alle Niströhren, in denen nur Spinnenweben erfasst wurden.

3. Ergebnisse

3.1. Artenreichtum, Abundanz und Rote-Liste-Arten

Die 64 Niströhren beinhaltenen insgesamt 12.358 Schilfröhrchen, welche auf angelegte Nester überprüft wurden. Es konnten 1.041 belegte Schilfröhrchen, die als Nester identifiziert wurden, festgestellt werden. Da jedoch aus 33 % der Nester keine adulten Individuen hervorgegangen sind, wurde zunächst überprüft, ob diese Mortalitätsrate durch den Einfluss bestimmter Umweltvariablen erklärt werden kann. Dabei zeigte sich, dass es weder zwischen den zwei Flächentypen (Agroforst- und Referenzflächen) noch zwischen den Strukturtypen auf den Agroforstflächen (Baumreihe und Acker) signifikante Unterschiede in der Mortalitätsrate gab. Lediglich der Vergleich der Standorte wies zwischen den Standorten Wiesbaden und Bad Vilbel signifikante Unterschiede ($p\text{-value} = 0,003$) auf (Anhang A1, Tabelle 1), mit signifikant mehr Mortalität in Wiesbaden. Diese Ergebnisse zeigen, dass sich die Mortalitätsrate über alle Untersuchungsflächen verteilte und keine der Umweltvariablen allein dafür verantwortlich war. In den nachfolgenden Analysen werden alle Nester mit einer 100 % Mortalität ausgeschlossen.

Insgesamt haben 39 Arten und Artengruppen in den Niströhren ihre Nester angelegt und erfolgreich gebrütet. Neben 12 Wespen- und 12 Bienenarten und Artengruppen kommen auch 15 Gegenspieler vor, die die Nestgelege der hohlraumnistenden Wespen und Bienen parasitieren (Anhang A1, Tabelle 3). Für die Gegenüberstellung der Agroforst- und Referenzflächen, wurden die Messgrößen Artenvielfalt, Individuenabundanz, Nestabundanz und das Vorkommen von Rote-Liste-Arten überprüft und aufgeschlüsselt nach den funktionellen Gruppen der Wildbienen, Wespen und Gegenspieler analysiert. Insgesamt konnten zwei Rote-Liste-Arten identifiziert werden. *Pseudoanthidium nanum* (östliche Zwergwollbiene, Rote Liste Deutschland und Rheinland-Pfalz: Status 3) wurde mit nur einem Nest auf der Agroforstfläche in Klein-Winternheim festgestellt und *Osmia brevicornis* (Schöterich-Mauerbiene, Rote Liste Deutschland: Status Ungefährdet, und Rheinland-Pfalz: Status 3) mit zwei Nestern ebenfalls in Klein-Winternheim auf der Agroforstfläche und mit drei Nestern auf der Referenzfläche am gleichen Standort. Diese Art kommt auch mit zwei Nestern in Hessen (Agroforstfläche in Wiesbaden) vor, sie ist jedoch nur auf der rheinland-pfälzischen Roten Liste als gefährdet eingestuft. Bei den Rote-Liste-Arten konnten hinsichtlich der Flächentypen keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden.

Wildbienen

Die Individuen- und die Nestabundanz ist bei den Wildbienen signifikant höher als bei den Wespen ($p\text{-value} < 0,001$). Ein ähnlicher Trend (nicht signifikant) ergibt sich bei der Artenvielfalt. Bei den Wildbienen (Abbildung 2) sticht die Agroforstfläche in Klein-Winternheim mit der größten Individuenabundanz hervor, ihre Referenzfläche hat signifikant weniger ($p\text{-value} = 0,04$) Individuen. Auch an den Standorten Bad Vilbel und Wiesbaden verfügen die Referenzflächen über niedrigere Individuenabundanzen als die Agroforstflächen. Ähnlich verhält es sich mit der Nestabundanz und der Artenvielfalt. Nur in Wittlich verhält es sich bei der Individuenabundanz andersherum. Die Arten *Osmia bicornis* (rote Mauerbiene) und *Osmia cornuta* (gehörnte Mauerbiene) sind die mit Abstand häufigsten Arten, die auch über alle Standorte hinweg vorkommen. Diese machen auf allen Flächen einen Großteil der Nest- und Individuenabundanz aus (Abbildung 6).

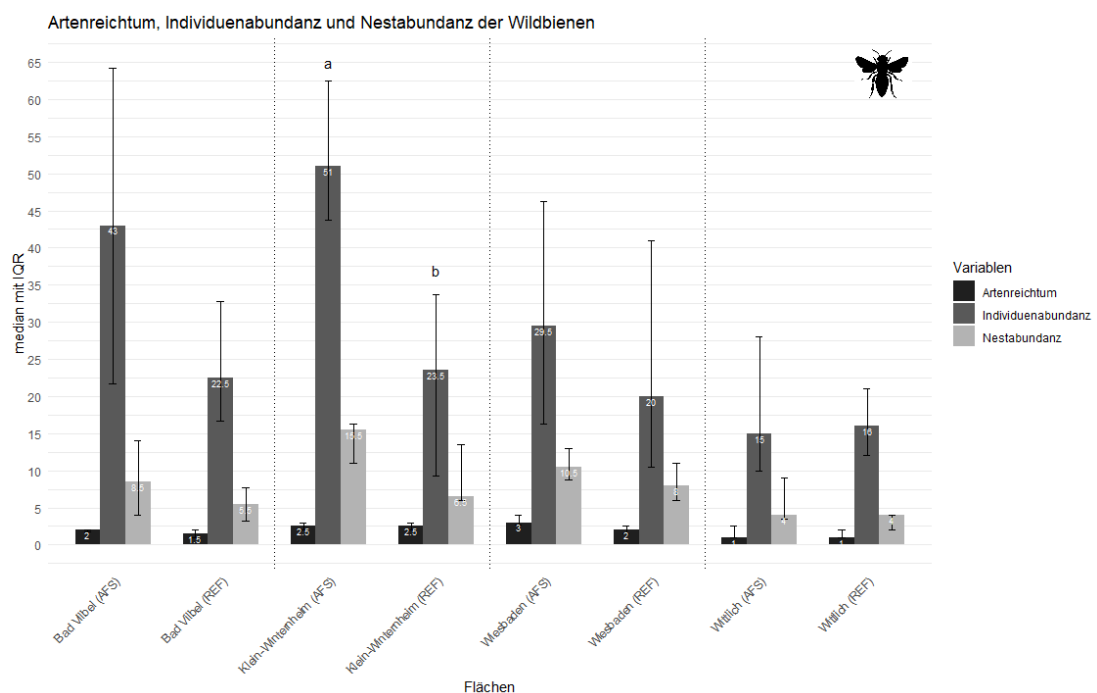


Abbildung 2: Artenreichtum, Individuenabundanz und Nestabundanz der Wildbienen im Median und mit Interquartilsabstand und acht Nisthilfen pro Fläche (a-b mit $p=0,04$), AFS – Agroforstfläche, REF – Referenzfläche

Wespen

Die Wespen machen den kleineren Teil des Datensatzes aus. Sie kommen in geringeren Mengen und in Bad Vilbel gar nicht vor (Abbildung 3). Nur in Wiesbaden

ist die Individuen- und Nestabundanz auf den Agroforstflächen höher als auf den Referenzflächen. In Klein-Winternheim und Wittlich verhält es sich andersherum. Obwohl insgesamt 15 Wespenarten erfasst wurden, ist der Artenreichtum über alle Flächen sehr gering und unterscheidet sich kaum zwischen den Referenz- und Agroforstflächen. Die Nestabundanz fällt bei den Wespen so niedrig aus, da die Arten nur vereinzelt in den Nisthilfen vorkommen und einzelne Arten auch nur an bestimmten Standorten vorkommen (Abbildung 6). Bei den Wespen ist *Trypoxylon spec.* (Grabwespen) die häufigste Artengruppe, diese kommen jedoch nur in Wittlich und Klein-Winternheim vor. In Wiesbaden ist die häufigste Wespenart *Isodontia mexicana* (stahlblauer Grillenjäger), ein Neozoon aus Amerika.

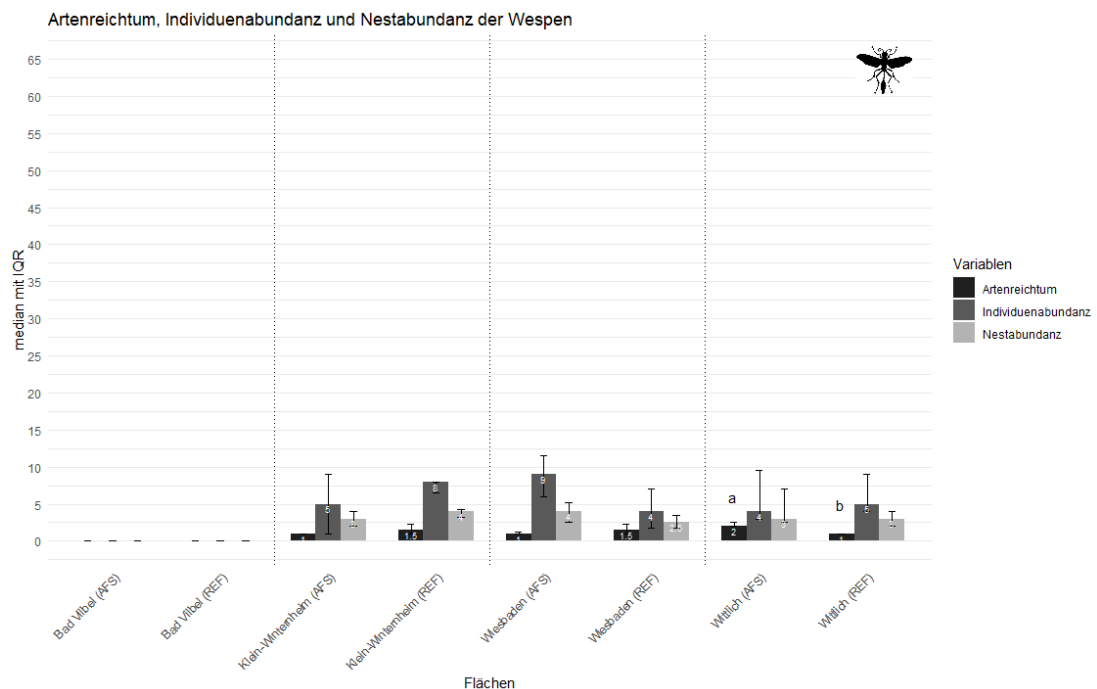


Abbildung 3: Artenreichtum, Individuenabundanz und Nestabundanz der Wespen im Median und mit Interquartilsabstand und acht Nisthilfen pro Fläche, AFS – Agroforstfläche, REF – Referenzfläche

Da die Nisthilfen auf den Agroforstflächen nicht nur in den Baumreihen, sondern auch in den Ackerstreifen dazwischen aufgestellt wurden (Abbildung 1), wurden auch diese zwei Standorttypen hinsichtlich der Messgrößen innerhalb des Agroforstes miteinander verglichen werden. Es ist ein Trend zu erkennen, in dem der Acker im Median eine höhere Individuen- und Nestabundanz und auch mehr Arten aufweisen. Diese Unterschiede sind jedoch nicht signifikant.

Gegenspieler

Bei einem Blick auf die Gegenspieler sticht in erster Linie die hohe Individuenabundanz hervor (Abbildung 4). Diese ist vor allem auf das Parasitierungsverhalten von *Cacoxenus indagator* (Mauerbienen-Taufliege) und *Melittobia acasta* (Erzwespen-Art) zurückzuführen. *Cacoxenus indagator* (Mauerbienen-Taufliege) ist zum einen der häufigste Gegenspieler (Anhang A1, Tabelle 4) in diesem Datensatz und zum anderen hat er bis zu 40 Larven pro parasitiertes Nest abgelegt. *Melittobia acasta* (Erzwespen-Art) ist der hier zweithäufigste Parasit mit bis zu 100 Larven pro parasitierte Brutzelle. Neben den zwei Parasiten haben auch *Psocoptera* spec. (Staubläuse) und *Monodontomerus aeneus* (Erzwespen-Art) mehrere Larven pro Brutzelle abgelegt, diese kommen mit vier und sechs Nestern nicht so häufig vor. Die anderen elf Parasiten haben immer pro parasitierte Brutzelle eine Larve abgelegt. Insgesamt ist die Artenvielfalt auf den Agroforstflächen geringfügig höher als auf den Referenzflächen. Die Agroforstflächen weisen auch eine höhere Individuen- und Nestabundanz auf, allerdings sind die Schwankungsbereiche (Interquartilsabstand) hier so groß, dass es zu keinen signifikanten Unterschieden zu den Referenzflächen kommt.

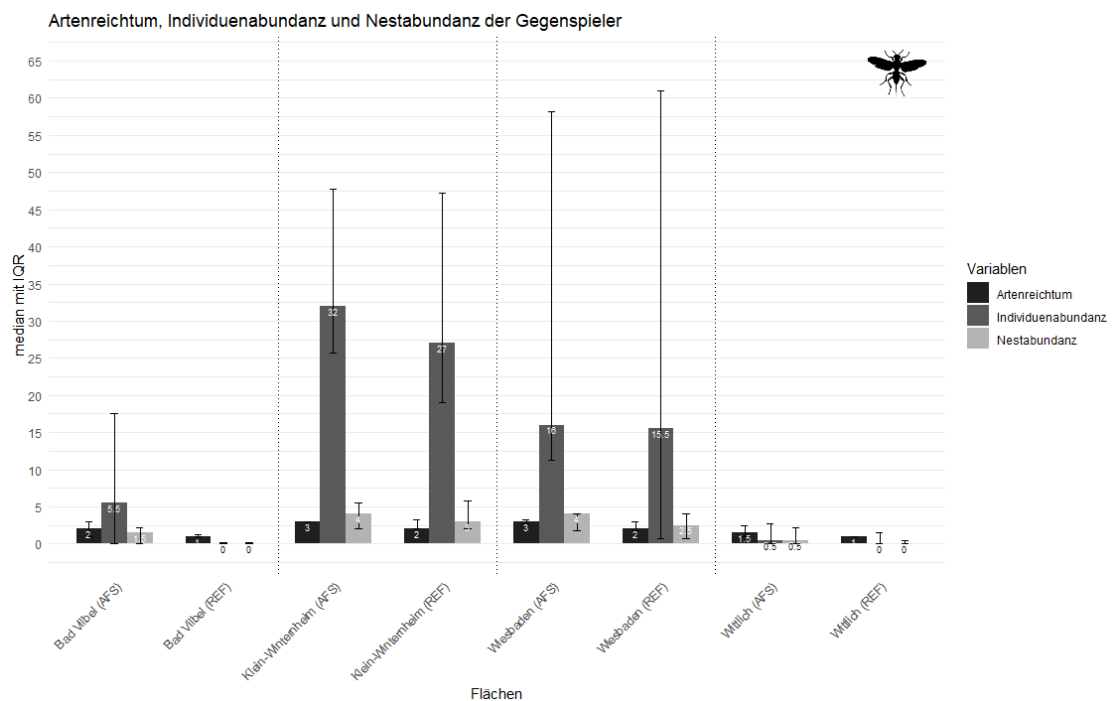


Abbildung 4: Artenreichtum, Individuenabundanz und Nestabundanz der Gegenspieler im Median und mit Interquartilsabstand und acht Nisthilfen pro Fläche, AFS – Agroforstfläche, REF – Referenzfläche

Cacoxenus indagator (Mauerbienen-Taufliege) war der mit Abstand häufigste Parasit. Er parasitierte 110 Niströhren von *Osmia bicornis* (rote Mauerbiene) und *O. cornuta* (gehörnte Mauerbiene). *Melittobia acasta* (Erzwespen-Art) war der zweithäufigste Parasit und parasitierte 13 Niströhren von *Osmia partim* (pflanzenmörtel-bauende Mauerbienen), *O. bicornis* (rote Mauerbiene), *O. cornuta* (gehörnte Mauerbiene), *Passaloecus spec* und *Trypoxylon spec.* (Grabwespen). Die dritthäufigste Gegenspieler Art war *Sapyga quinquepunctata* (Keulenwespe) mit 10 parasitierten Niströhren von *Osmia brevicornis* (Schöterich-Mauerbiene), *O. partim* (pflanzenmörtel-bauende Mauerbienen), *O. caerulea* (blaue Mauerbiene), *O. bicornis* (rote Mauerbiene), *O. spec* (Mauerbienen-Arten) und *Megachile partim* (Blattschneiderbienen-Arten) (Anhang A1, Tabelle 4).

Um das Verhältnis zwischen Gegenspieler und Wirtsarten zu überprüfen, wurde die Artenvielfalt und die Nestabundanz dieser Gruppen gegenübergestellt. Bei beiden Messgrößen zeigt sich eine Zunahme der Antagonisten, wenn auch die Anzahl an Wirtsarten und -nestern steigen (Abbildung 5a und b).

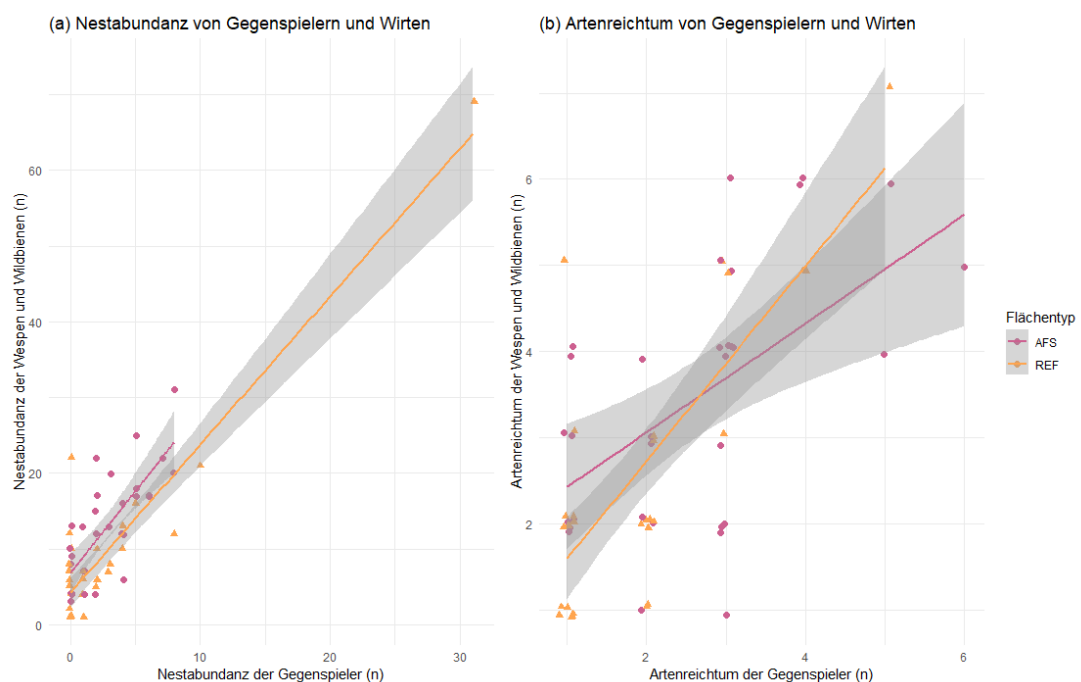


Abbildung 5: Verteilungsmuster von Gegenspielern (Parasiten) und Wirten (hohlraumnistende Wildbienen und Wespen) über alle Niströhren. (a) Gegenüberstellung der Nestabundanz, (b) Gegenüberstellung des Artenreichtums, AFS – Agroforstfläche, REF – Referenzfläche

Artenverteilung

Die vier Standorte weisen unterschiedliche Artenvorkommen auf. Es gibt jedoch einige Arten die explizit an einem Standort vorkommen (Abbildung 6). So hat die Agroforstfläche in Wittlich mit neun Arten, die meisten Arten die nur dort vorkommen. Auch in Wiesbaden sind neun Arten vertreten, die nur dort vorkommen. Diese sind jedoch nicht nur auf der Agroforstfläche, sondern auch auf der Referenzfläche zu finden. Klein-Winternheim hat drei „eigene“ Arten auf der Agroforstfläche und eine auf der Referenzfläche. Lediglich Bad Vilbel hat kein eigenes Arteninventar, hier kommen fünf Arten vor, zwei davon nur auf der Agroforstfläche. Insgesamt sind drei Arten auf allen Flächen an allen Standorten vorzufinden, das sind *Osmia bicornis* (rote Mauerbiene), *Osmia cornuta* (gehörnte Mauerbiene) und der Klektoparasit *Cacoxenus indagator* (Mauerbienen-Taufliege).

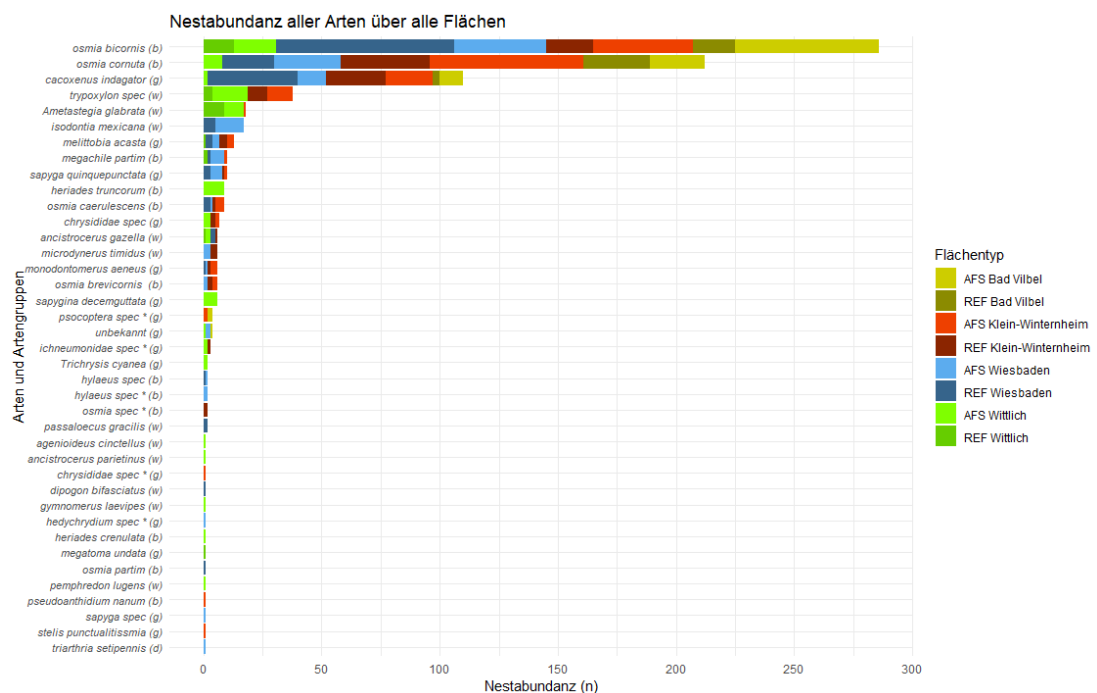


Abbildung 6: Absolute Nestabundanz aller Arten, aufgeteilt nach ihrem Vorkommen auf den acht Flächen, AFS – Agroforstfläche, REF – Referenzfläche

3.2. Einfluss von lokalen und landschaftlichen Parametern

Die Gesamtblütendeckung ist an fast allen Standorten auf den Agroforstflächen höher als auf den Referenzflächen (Abbildung 7a). Nur in Bad Vilbel ist die Gesamtblütendeckung auf der Referenzfläche größer. In Zusammenhang mit dem Anteil weiblicher Wildbienen zeigt sich an den Standorten Bad Vilbel, Klein-

Winternheim und Wiesbaden, dass mit Zunahme der Gesamtblütendeckung auch der Anteil weiblicher Wildbienen steigt. In Wittlich ist dieser Trend nicht zu vernehmen, hier ist der Anteil weiblicher Wildbienen trotz geringerer Gesamtblütendeckung auf der Referenzfläche höher als auf der Agroforstfläche. Der Anteil weiblicher Wildbienen nimmt aber auch mit zunehmenden Niströhrendurchmesser zu (Abbildung 7b).

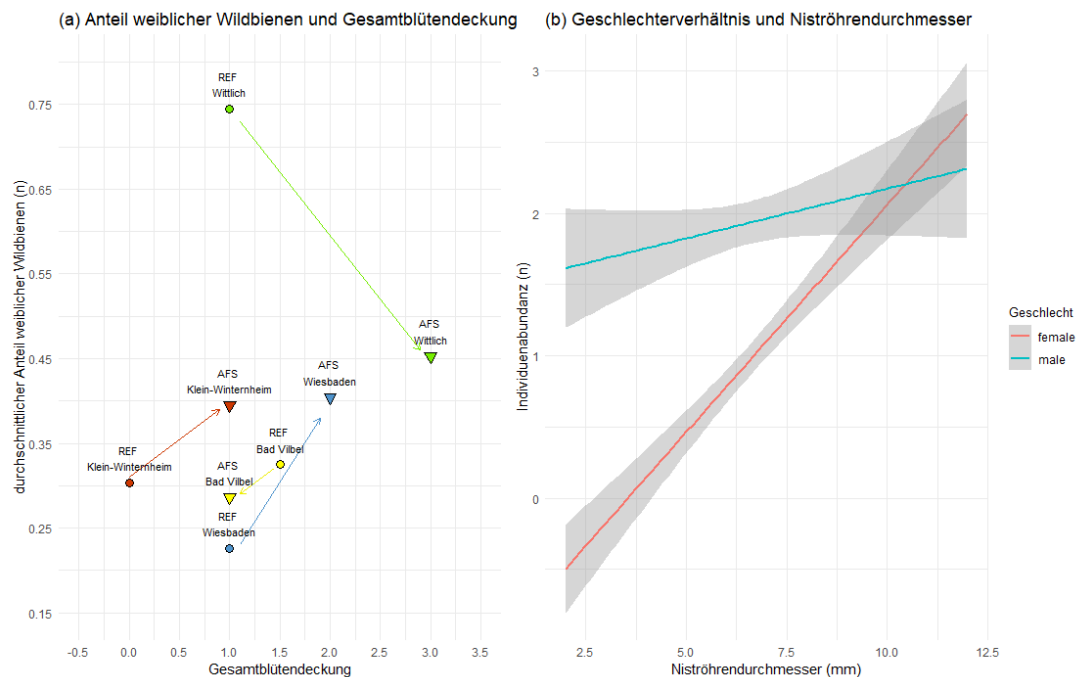


Abbildung 7: (a) Verteilungsmuster vom Anteil weiblicher Bienen und der Gesamtblütendeckung, (b) Verteilungsmuster vom Geschlechterverhältnis der Wildbienen und dem Niströhrendurchmesser, Gesamtblütendeckung: 0.0 – 1%, 1.0 – 1-10%, 2.0 – 11-40%, 3.0 – >40%, AFS – Agroforstfläche, REF – Referenzfläche

Die Analyse der Artenverteilungen der hohlraumnistenden Hymenopteren erfolgt über die NMDS. Die Distanzen konnten am besten durch eine zweidimensionale NMDS repräsentiert werden (Stresswert = 0,052). Die einzelnen Arten werden durch die kleineren schwarzen Punkte dargestellt, die größeren farbigen Symbole sind die acht Untersuchungsflächen. Je näher die farbigen Punkte aneinander liegen, desto ähnlicher sind sich die einzelnen Standorte in ihrer Artenzusammensetzung. Je näher die kleineren schwarzen Punkte an den Standort-punkten liegen, desto häufiger kommt diese Art dort vor. Um zu überprüfen ob und in welcher Stärke verschiedene lokale und landschaftliche Parameter mit der Anordnung der Punkte in der Ordination zusammenhängen wurden diese auf Korrelationen getestet. Die lokalen Parameter

sind die von Winzer et al. (2024) und Ruhnau (2024) erfassten Vegetationsdaten und setzen sich aus der Anzahl an Gehölz- und Krautarten, der Gehölzabundanz, der Krautabundanz und der Gesamtblütendeckung zusammen sowie die Angaben zu Standort (Wiesbaden, Wittlich, Klein-Winternheim oder Bad Vilbel), Fläche (Agroforst oder Referenzfläche) und Struktur (betrifft nur Agroforstflächen: Baum- oder Ackerfläche). Die Landschaftsparameter sind die von Winzer (2025) berechneten Parameter für einen Umkreis von 250 m und 1000 m.

Die NMDS (Non-metric Multidimensional Scaling) zeigt eine deutliche Clusterung (Abbildung 8), die sich durch die unterschiedlichen Standorte erklären lassen ($p\text{-value} = 0,01$). Die Artenzusammensetzung zwischen Referenz- und Agroforstfläche in Bad Vilbel ist nahezu identisch, daher liegen die Standortpunkte hier übereinander. Auch die Flächen am Standort Klein-Winternheim und Wiesbaden haben einen großen gemeinsamen Artenpool. Die Agroforst und die Referenzflächen in Wittlich liegen am weitesten voneinander entfernt, diese unterscheiden sich faunistisch stärker voneinander (Abbildung 6).

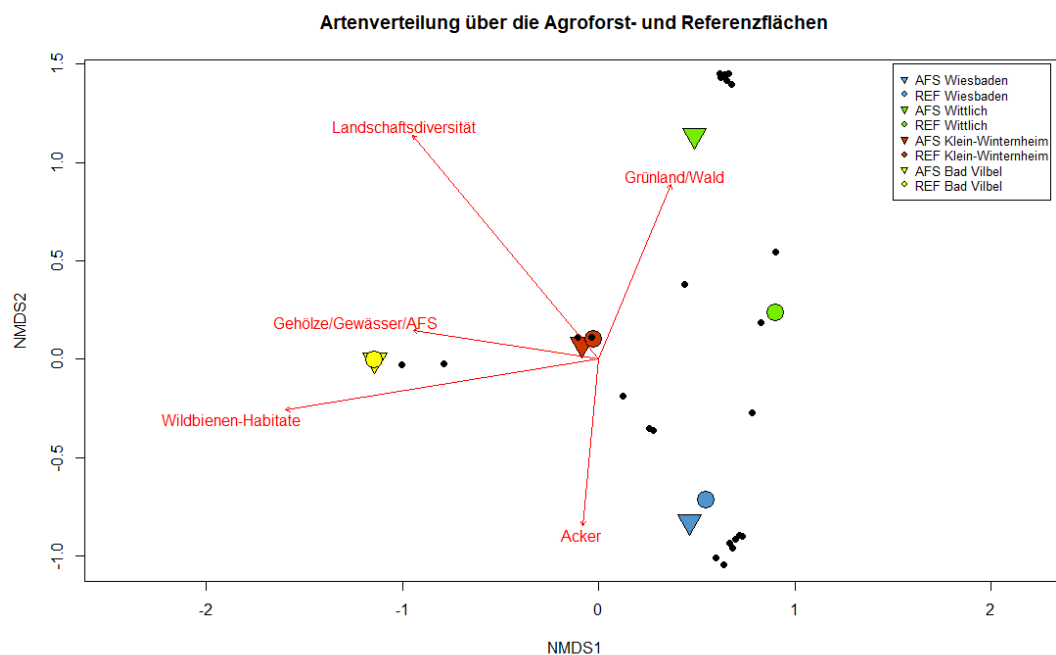


Abbildung 8: NMDS zur Untersuchung der Artenunterschiede zwischen den Flächen, AFS – Agroforstfläche, REF – Referenzfläche (Artenzahlen: AFS Bad Vilbel (5), REF Bad Vilbel (3), AFS K.-Winternheim (16), REF K.-Winternheim (16), AFS Wiesbaden (19), REF Wiesbaden (15), AFS Wittlich (18), REF Wittlich (17))

Die Vegetationsdaten zeigen hingegen keinen statistisch signifikanten Zusammenhang mit der faunistischen Artenverteilung. Im Gegensatz dazu haben die Landschaftsparameter teilweise einen signifikanten Einfluss auf die Struktur in der Ordination. Für einen besseren Überblick wurden diese nach ähnlichem Korrelationsverhalten geclustert (Anhang A1, Tabelle 5, inklusive *p-values*). Der *shannon index* und *proportion of wild bee habitat* sind zwei Cluster, deren Parameter signifikant mit der Artenverteilung korrelieren. Beide Parameter weisen in Bad Vilbel die höchsten Werte auf. Die *various parameters* setzen sich unter anderem aus dem Anteil an Streuobstwiesen, urbanem Grün und Anteil an Gewässern zusammen. Auch hier sind die Parameter in Bad Vilbel mit Abstand am stärksten ausgeprägt. Unter *grassland* fallen alle extensiv- und intensiv genutzten Grünlandflächen, diese sind in Wittlich am stärksten ausgeprägt. Auch der Anteil an Wäldern (auch im cluster *grassland* enthalten) zeigt einen signifikanten Zusammenhang mit der Artenverteilung – wobei hier nur der Standort Wittlich im Umkreis von 250 m über Waldflächen verfügt.

Die lokalen und landschaftlichen Parameter wurden auch hinsichtlich einer Korrelation mit der Artenvielfalt und Nestabundanz der hohlraumnistenden Insekten auf den Agroforst- und Referenzflächen überprüft. Hierfür wurde mittels Spearman-Korrelation geprüft, ob ein Zusammenhang zwischen den Messgrößen und den jeweiligen Parametern besteht und wie stark dieser ist. Für einen besseren Überblick wurde die Ergebnistabelle (Anhang A1, Tabelle 6) nach den Flächenschwerpunkten und dem Korrelationsverhalten (Fokus auf signifikante Korrelationen) sortiert und in vier Cluster unterteilt. Alle Parameter sind zweimal vorhanden, da sie jeweils mit einem Radius von 250 m und 1000 m um die Agroforst- und Referenzflächen berechnet wurden.

Die Parameter aus *cluster 1* beinhaltet die Landschaftsdiversität, den Anteil von Gehölzstrukturen, blütenreichen Flächen und wichtigen Wildbienenhabitaten und Siedlungen. Diese nehmen in Bad Vilbel zum Teil aber auch in Wittlich besonders hohe Flächenanteile an. Die teilweise sehr starke negative Korrelation beruht auf der sehr niedrigen Artenvielfalt in Bad Vilbel. Ähnlich verhält es sich mit der Abundanz, diese ist in erster Linie in Bad Vilbel aber auch in Wittlich niedrig. Insgesamt ist die Korrelation der Artenvielfalt auf der Agroforstfläche stärker als auf der Referenzfläche. Ähnlich verhält es sich mit der Korrelation der Abundanz bei den meisten Parametern in *cluster 1*.

Wittlich hat für die Parameter aus *cluster 2* die größten Flächenanteile, hierzu gehören die Vegetationsdaten von den Untersuchungsflächen selbst, wie die

Pflanzenartenvielfalt und -deckung von den Gehölzen und den krautigen Pflanzen und die Gesamtblütendeckung. Auch die intensiv und extensiv genutzten Grünflächen, Waldanteile und die Anteile Semi-natürlicher Habitate sind diesem Cluster zugeordnet. Die Abundanz der hohlraumnistenden Insekten ist in Wittlich am niedrigsten, daher auch die signifikant negative Korrelation mit der Abundanz. Die Artenvielfalt ist in Wittlich jedoch vergleichsweise hoch, daher korrelieren hier einige Parameter signifikant positiv mit der Artenvielfalt. Insgesamt sind die signifikant negativen Korrelationen der Abundanz bei den meisten Parametern dieses Clusters auf den Agroforstflächen stärker als auf den Referenzflächen. Die signifikant positiven Korrelationen mit der Artenzahl sind hingegen auf den Referenzflächen am größten.

Wiesbaden hat für die Parameter aus *cluster 3* die größten Flächenanteile, dazu gehören Ackerflächen und Obstgärten. Diese Parameter korrelieren signifikant positiv mit der hohen Abundanz und teilweise signifikant negativ mit der hohen Artenvielfalt der hohlraumnistenden Insekten. Hier korrelieren die Referenzflächen am stärksten.

Die Parameter aus *cluster 4* weisen in Klein-Winternheim die höchsten Werte auf, hier liegen besonders viele Boden- und Stängelnistplätze, Wasserflächen, Weinbauflächen Obstgärten und Ackerbrachen. In Klein-Winternheim ist auch die Abundanz der hohlraumnistenden Insekten vergleichsweise hoch, daher ist hier auch eine signifikant positive Korrelation mit der Abundanz zu verzeichnen. Die Artenvielfalt ist etwas niedriger als an den Standorten Wiesbaden und Wittlich und korreliert signifikant negativ mit ein paar Parametern aus diesem Cluster. Insgesamt sind die Korrelationen auf den Agroforstflächen größer als auf den Referenzflächen

4. Diskussion

4.1. Ergebnisdiskussion

(H1) Die Abundanz, Artenvielfalt und die Anzahl an Rote-Liste-Arten von hohlraumnistenden Wildbienen und Wespen auf den Agroforstflächen ist höher als auf den Referenzflächen.

Über fast alle Standorte hinweg zeigen die Agroforstflächen im Median eine höhere Nestabundanz, Individuenzahl und Artenreichtum als die Referenzflächen – insbesondere bei den Wildbienen. Bei den Wespen ist kaum ein Unterschied wahrzunehmen, aber auch hier geht der Trend hin zu einer höheren Abundanz und Artenvielfalt auf den Agroforstflächen. Nur der Standort Wittlich sticht mit leicht höheren Nestabundanzen auf der Referenzfläche hervor. Die Wildbienenarten *Osmia bicornis* (rote Mauerbiene) und *Osmia cornuta* (gehörnte Mauerbiene) machen einen sehr großen Teil des Datensatzes aus und sorgen daher auch in der Statistik für die hohen Individuen- und Nestabundanzen. (Gathmann & Tschardt, 1999) erklären die großen Unterschiede bei den Besiedlungsraten von Wildbienen in Nisthilfen damit, dass die Bienen auf artenreichen Streuobstwiesen etwa nur halb so viel Zeit für die Verproviantierung brauchen wie auf blütenarmen Flächen. Im Unterschied zu den Wespen, die für den Beuteerwerb auf beiden Flächen etwa gleich lang gebraucht haben.

Klein Winternheim hat im Median die größte Abundanz von Nestern und Individuen und als einziger Standort zwei Rote-Liste-Arten. Zudem zeigt sich hier auch der größte Unterschied der Individuen-Abundanz zwischen der Agroforst- und Referenzfläche. Beide Flächen wurden mit Sommergerste bestellt, die Agroforstfläche hat jedoch neben den zwei Gehölzstreifen auch noch eine Klee-gras-brache zwischen den zwei Baumreihen. Klee-gras-brachen sind aufgrund ihres Blütenreichtums interessant für Bestäuber-Arten und können einen Einfluss auf die Besiedlung von Nistplätzen haben (Gathmann & Tschardt, 1994). Der Fakt, dass nur die Agroforstfläche über diese Klee-gras-brache verfügt könnte also neben den Gehölzstrukturen eine entscheidende Einflussgröße für die Besiedlung der Arten gewesen sein.

In Wiesbaden wird die Nestabundanz von dem Neozoon *Isodontia mexicana* (Stahlblauer Grillenjäger) sowohl auf der Agroforstfläche als auch auf der Referenzfläche dominiert. Diese Wespenart kommt nur in Wiesbaden vor (als dritthäufigste Art, Nestabundanz) und ist im ganzen Datensatz die sechshäufigste Art

(Nestabundanz). Seit dem ersten Fund in Europa in den 1960er Jahren breitet sich diese Art immer mehr aus – welches Bedrohungspotential diese gegenüber der heimischen Fauna hat, ist jedoch noch nicht eindeutig untersucht worden (Adelmannsfelden & Fornoff, 2025).

In Wittlich kommt die Pflanzenwespe *Ametastegia glabrata* (Ampferblattwespe) besonders häufig vor. Im gesamten Datensatz ist sie die fünfthäufigste Art (Nestabundanz). Neben einem Nistgelege in Klein-Winternheim wurde sie nur in Wittlich auf beiden Flächentypen erfasst. Sie ist als Schädling im Obstbau bekannt, kommt aber vor allem dort vor wo auch *Rumex*- (Ampfer) und *Polygonum*-Arten (Knöterich) vorkommen. An dessen Blättern werden die Eier abgelegt, die sich anschließend zu raupenähnlichen Larven entwickeln. Zur Verpuppung bohren sie sich dann in Pflanzenstängel hinein (Kotte, 1958) oder wie in diesem Fall nutzen sie dafür auch Nisthilfen aus Schilfröhrchen. In Wittlich wurden drei Ampfer-Arten auf den Untersuchungsflächen bonitiert, die aber auch auf Flächen an anderen Standorten mit ähnlichem Deckungswert vorkommen

(H2) *Mit der Artenvielfalt und Abundanz der Gegenspieler von hohlraumnistenden Wildbienen und Wespen steigt auch die Artenvielfalt und Abundanz der Wirte.*

Insgesamt zeigt sich auf den Agroforstflächen eine höhere Nest- und Individuenabundanz und ein höherer Artenreichtum der Gegenspieler als auf den Referenzfläche. Dieses Bild wird jedoch durch die hohen Schwankungen innerhalb der einzelnen Flächen verzerrt. In Wiesbaden und Klein-Winternheim wurden mit Abstand die meisten Antagonisten beobachtet – ihr Auftreten fällt mit der hohen Abundanz der Wildbienen und Wespen zusammen. Hervorzuheben ist hier der Gegenspieler *Cacoxenus indagator* (Mauerbienen-Taufliege), er ist der mit Abstand häufigste Parasit, er parasitiert *Osmia bicornis* (rote Mauerbiene) und *Osmia cornuta* (gehörnte Mauerbiene) die ebenfalls einen großen Teil des Datensatzes ausmachen. Die meisten Parasiten sind enger an das Vorkommen bestimmter Wirtarten angewiesen als an bestimmte Umweltfaktoren (Staab et al., 2016). Gathmann & Tscharnkte (1999) stellen jedoch fest, dass die Artenvielfalt, die Parasitierungsrate und die Prädationsrate mit der Isolation eines Lebensraums abnimmt. An beiden Standorten ist die Landschaftsdiversität, der Anteil an Wildbienen-habitaten und blütenreichen Flächen mit am niedrigsten, daher scheinen diese Flächen im Vergleich zu den anderen Standorten am isoliertesten zu sein.

(H3) Auf den Agroforstflächen kommen mehr weibliche Individuen der hohlraumnistenden Wildbienen vor, da hier das Nahrungsangebot größer ist als auf den Referenzflächen.

Der Anteil weiblicher Wildbienen ist auf den Agroforstflächen in Wiesbaden und Klein-Winternheim höher als auf den Referenzflächen. Hier sind auch die Pflanzenartenvielfalt und die Gesamtblütendeckung höher. In Bad Vilbel verhält es sich andersherum und in Wittlich ist trotz der niedrigeren Gesamtblütendeckung auf der Referenzfläche der Anteil weiblicher Wildbienen sehr hoch. Mit Ausnahme vom Standort Wittlich zeigt sich, dass mit zunehmender Gesamtblütendeckung auch der Anteil der weiblichen Wildbienen erhöht. Die enge Korrelation zwischen Nahrungsangebot und Geschlechterverhältnis von Wildbienen erklärt Peterson et al. (2006) damit, dass weibliche Individuen aufgrund ihrer Körpergröße mehr Nahrung benötigen. Wenn ein höheres Nahrungsangebot vorhanden ist, kann das nestbauende Weibchen effizienter Nahrung für ihren Nachwuchs suchen und in die Brutzellen einbauen. Es braucht weniger Zeit und hat dadurch mehr Kraftressourcen mehr Pollen pro Brutzelle abzulegen (Gathmann & Tscharnkte, 2002). Wenn jedoch weniger Ressourcen zur Verfügung stehen, hat das Auswirkungen auf die Körpergröße der Nachkommen. Die dadurch kleineren Weibchen brauchen mehr Zeit um Pollen-Nahrung zu sammeln, daher investieren sie eher in männliche Nachkommen, die weniger Ressourcen benötigen (Seidelmann et al., 2010). Damit liegt auch nahe, dass auch der Anteil weiblicher Wildbienenindividuen mit dem Niströhrendurchmesser zunimmt (Wittmann et al., 2023).

(H4) In einer strukturarmen Landschaft haben Agroforstsysteme einen größeren Effekt auf hohlraumnistende Hymenopteren als in strukturreichen Landschaften.

Die Korrelation der Landschaftsparameter mit dem Vorkommen der hohlraumnistenden Arten in den Nisthilfen hat gezeigt, dass die vier Standorte sehr unterschiedliche Landschaftscharakteristika aufweisen. Die Landschaftsparameter korrelieren sowohl negativ als auch positiv mit den hohlraumnistenden Arten, dabei zeigen sich Unterschiede zwischen den Referenz- und Agroforstflächen. Insgesamt reagieren die Agroforstflächen sensibler (stärkere und mehr Korrelationen) auf die Landschaftsparameter als die Referenzflächen, demnach kann die Besiedlung durch hohlraumnistende Arten hier stärker durch die Landschaftsparameter beeinflusst sein. Es zeigt sich, dass in der mäßig strukturreichen Landschaft vom Standort Klein-Winternheim die Agroforstfläche eine signifikant höhere Besiedlung von Wildbienen

aufweist als die Referenzfläche. Dieses Bild zeichnet sich auch in einer etwas struktureicheren Landschaft von Bad Vilbel und Wiesbaden ab.

In **Wiesbaden** weist das Landschaftsbild eine vergleichsweise geringe Strukturvielfalt auf. Es wird von Ackerflächen geprägt, die durch Gehölze und Erdwege aufgelockert werden. Der Zustand der Agroforstfläche wird als gut gepflegt und blütenreich beschrieben. Im Vergleich zur Referenzfläche zeigt die Agroforstfläche nicht nur eine größere Artenvielfalt und Abundanz, sondern auch größere Unterschiede in der Artenzusammensetzung. Im Vergleich zu den Standorten Klein-Winternheim und Bad Vilbel fällt die Besiedlung jedoch geringer aus.

In **Klein-Winternheim** ist die Besiedlungsrate der Wildbienen mit Abstand die höchste außerdem unterscheidet sie klar zwischen der Agroforst- und Referenzfläche. Hier hat die Agroforstfläche zwar auch eine höhere Gesamtblütendeckung und Pflanzenartendiversität als die Referenzfläche, im Vergleich zum gesamten Datensatz ist dieser Standort jedoch der Pflanzenartenärmste – zusätzlich wird sie von Ruhnau (2024) als kaum blühend mit einer geringen Pflanzenartenvielfalt und als eher schlecht gepflegt eingestuft. Dieser Sachverhalt steht im Gegensatz zu dem von Gathmann & Tschamtkke (1994) untersuchten Zusammenhang, dass mit dem floristischen Artenreichtum einer Fläche auch der Artenreichtum sowie die Nestanzahl von Wildbienen steigt. Klein-Winternheim hat auch auf landschaftlicher Ebene eine eher strukturärmere Landschaft mit vergleichsweise vielen Erdwegen, Weinbauflächen sowie Stängel- und Bodennistplätzen zu bieten. Diese Landschaftsparameter sind im Vergleich zu den anderen Standorten hier besonders hoch und korrelieren positiv und eng mit der hohen Nestabundanz. Die Agroforstflächen reagieren dabei sensibler (stärkere Korrelation) als die Referenzflächen. Garratt et al. (2017) geben an, dass in Landschaften mit geringer Strukturvielfalt Biodiversitätsmaßnahmen häufig stärkere Wirkungen auf Bestäuber zeigen als in struktureichen Gebieten. Somit kann der Effekt von der Agroforstfläche in Klein-Winternheim durch die strukturärmere Umgebung verstärkt worden sein. Andererseits kann auch der hohe Anteil an Nistplätzen, Bau- und Nahrungsressourcen (siehe Parameter in *cluster 4*), auf die die Arten angewiesen sind, in der näheren Umgebung bereits gute Bedingungen für hohlraumnistenden Insekten geschaffen haben, die eine Besiedlung insbesondere der Agroforstfläche erleichtert haben. Die Agroforstfläche hat jedoch noch Potenzial ökologisch aufgewertet zu werden. Durch gezielte Pflanz- und Pflegemaßnahmen

kann der Zustand der Agroforstfläche verbessert werden, um den Effekt der Agroforstfläche auf hohlraumnistende Arten noch zu steigern.

In **Bad Vilbel** ist die Landschaft mäßig strukturreich, das Landschaftsbild wird durch Strukturen wie Gehölzflächen, potenzielle Wildbienenhabitate, und blütenreiche Flächen geprägt. Diese Strukturen korrelieren jedoch negativ mit der Abundanz und der Artenvielfalt (*cluster 1*) der hohlraumnistenden Insekten. Die Artenvielfalt ist in Bad Vilbel mit Abstand am niedrigsten. Hier kommen lediglich die zwei Bienenarten *Osmia bicornis* (rote Mauerbiene) und *O. cornuta* (gehörnte Mauerbiene) vor, die hier häufig von *Cacocoxenus indagator* parasitiert werden – auf der Agroforstfläche kommt noch ein Parasit aus der Ordnung *Psocoptera* und ein nicht identifizierter Parasit hinzu. Trotz des geringen Artenreichtums ist die Besiedlung auf der Agroforstfläche vergleichsweise hoch (hohe Nestabundanz). Die Agroforstfläche selbst hat mit ihrem durchschnittlichen Pflegezustand und dem geringen Pflanzenartenreichtum mit kaum blühenden Arten Potenzial zur ökologischen Aufwertung. Durch gezielten Pflegemaßnahmen und zusätzlichen Pflanzungen könnte ihre Attraktivität für hohlraumnistende Insekten noch erhöht werden, wodurch zusätzliche Nist- und Nahrungsressourcen bereitgestellt werden – vorausgesetzt, in der Umgebung ist bereits eine entsprechende Population vorhanden.

Der Standort **Wittlich** sticht insofern hervor, als dass die Agroforst- und Referenzfläche in Luftlinie 1.500 m voneinander entfernt sind und ein Waldgebiet und Felder dazwischen liegen, während die Flächenpaare an den anderen Standorten maximal 75 m voneinander entfernt sind und höchstens durch eine Ackerfläche voneinander getrennt sind. Um mögliche Effekte von standort- und landschaftsspezifischen Gegebenheiten auszuschließen, sollten Flächenpaare jedoch möglichst nahe aneinander liegen (Varah et al., 2020). Daher sind auch die Unterschiede zwischen den berechneten Landschaftsparametern von Winzer (2025) zwischen der Referenz- und der Agroforstfläche an diesem Standort am größten. Es ist durchaus möglich, dass Besiedlungsunterschiede nicht nur durch die Flächencharakteristika der Agroforst- und Referenzfläche, sondern auch von den unterschiedlichen landschaftlichen Gegebenheiten und der räumlichen Distanz beeinflusst werden (Klaus et al., 2024). Die Artenunterschiede zwischen dem Flächenpaar in Wittlich sind im Vergleich zu den Flächenpaaren der anderen Standorte mit am größten und im Gegensatz zu den anderen Standorten weist die Agroforstfläche eine geringere Nestabundanz auf als die Referenzfläche. Im Vergleich zu den anderen Standorten ist hier die Nestabundanz auch am geringsten.

Die Parasitierung durch Antagonisten ist hier auch vergleichsweise gering. Wittlich weist insgesamt eine eher strukturreichere und stärker anthropogen geprägte Landschaft auf. Es sind Landschaftsparameter vorhanden, die bei beiden Flächen im Vergleich zu den anderen Standorten hier am größten sind (*cluster 2* und teilweise *cluster 1*). Hierzu gehören die potenziellen Wildbienen-habitate, Grünflächen (extensives und intensives Grünland), Waldgebiete oder auch der Anteil semi-natürlicher Habitate.

Der Anteil semi-natürlicher Habitate korreliert über alle Standorte hinweg negativ mit der Abundanz der hohlraumnistenden Arten, also je mehr semi-natürliche Habitate vorhanden sind, desto weniger Individuen kommen auf den Agroforst- und Referenzflächen vor. Dieser Zusammenhang ist bei einem Radius von 1000 m hoch signifikant. Diese Ergebnisse stehen im Kontrast zu dem, was Varah et al. (2020) festgestellt haben. Hier korreliert die Wildbienen-abundanz (vor allem auf der Referenzfläche) positiv mit der Dichte semi-natürlicher Habitate in der Umgebung. Dass dieser Effekt auf den Agroforstflächen ausbleibt, erklären die Autoren damit, dass der Einfluss landschaftsweiter Faktoren durch lokale Faktoren (Agroforstwirtschaft) abgelöst werden. Andererseits stellen Schubert et al. (2022) fest, dass eine umgebende strukturreiche Landschaft womöglich attraktiver für die Wildbienenfauna sein kann als die eigentliche Maßnahmenfläche.

4.2. Methodendiskussion

Letztendes ist die Datenaufnahme von Nisthilfenstudien sehr zeitaufwändig. Allein für das Aufschneiden der 12.358 Schilfröhrchen wurden 211 Stunden gebraucht. Mit den vier Agroforstflächen war der Stichprobenumfang jedoch relativ klein und sollte für konkretere Aussagen über die Auswirkung von lokalen und landschaftlichen Parametern deutlich erhöht werden.

Es lässt sich auch abschließend nicht sagen, warum die Mortalitätsrate von 33% der Niströhren so hoch ausfiel. (Staab et al., 2018) betont, dass die noch nicht fertig entwickelten und daher sehr sensiblen Larven einen großen Risikofaktor für die Probenahme mit Niströhren darstellen können. Die Niströhren wurden während der Entwicklungsphase der Insekten in Reagenzgläsern gelagert, in Regalen draußen aufbewahrt und zur Schlupfzeit alle drei Tage überprüft. Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass die Larven bei der Lagerung in Folge von direkter Sonneneinstrahlung und hoher Temperaturen in den Reagenzgläsern gestorben sind. Eine Lagerung der Niströhren sollte daher unter kontrollierten Bedingungen

stattfinden (Demeter et al., 2024). Neben dieser unbekannten Einflussgröße ist auch zu beachten, dass die Gruppen *Megachile partim* (Blattschneiderbienen-Arten) und *Trypoxylon spec.* (Grabwespen-Arten) aktuell noch von einem Experten bestimmt werden und die genaue Artenbezeichnung nicht in die Auswertung mit einfließen konnte.

Zusätzlich konnten beim Aufschneiden der Schilfrohre über alle Standorte hinweg teilweise tote, aber auch lebendige Individuen von *Forficula auricularia* (Gemeiner Ohrwurm) festgestellt werden. Auch Hodge et al. (2022) berichtet von Ohrwürmern in Nisthilfen, die Autoren vermuten, dass diese die Nisthilfen als Überwinterungsquartier oder als Fortpflanzungsstätte nutzen. In den Niströhren von Wittlich wurden mehrere lebendige Individuen von *Rhyparochromus vulgaris* (Gemeine Bodenwanze) gefunden. Da sie keine Brutzellen anlegen, nutzen sie die Niströhren vermutlich auf andere Weise. Daher war auch keine vergleichbare Datenaufnahme dieser Arten möglich. Aus der Literatur konnten keine konkreten Hinweise zu möglichen Prädationswirkungen gegenüber den in Hohlräumen nistenden Insekten entnommen werden.

Nisthilfen-Studien können durch DNA-Metabarcoding ergänzt werden. Pollenproben aus den Niströhren der Wildbienen können Aufschluss darüber geben welche Pflanzenarten von den Wildbienen zur Futtersuche für die Larven genutzt wurden. Handler et al. (2024) haben neben Pollenproben auch DNA-Proben zur Identifikation der hohlraumnistenden Arten und bei räuberischen Arten zur Identifikation ihrer Beutetiere eingesetzt. In der hier vorliegenden Untersuchung wurden ebenfalls Pollenproben aus den Niströhren der Wildbienen entnommen und zur DNA-Analyse in ein Labor geschickt. Da die Analyse zum Zeitpunkt der Fertigstellung dieser Arbeit noch nicht abgeschlossen war, konnte diese noch nicht ausgewertet werden.

5. Fazit und Ausblick

Zur Untersuchung der Biodiversität von Agroforstsystemen wurden diese mit Nisthilfen für Wildbienen, Wespen und Gegenspieler beprobt. Es konnte festgestellt werden, dass in erster Linie die Wildbienenabundanz durch die Agroforstflächen gefördert wird, dass das Vorkommen von Gegenspielern eng mit dem Vorkommen der Wirte (Wildbienen und Wespen) zusammenhängt und dass die Artenunterschiede zwischen den Agroforstflächen tendenziell mehr Arten aufweisen. Die Untersuchung untermauert die Bedeutung nachhaltiger Landnutzungssysteme für hohlraumnistende Insekten, insbesondere für die Wildbienen – sie zeigt jedoch auch wie individuell jede Agroforstfläche ist und wie die Besiedlung durch hohlraumnistende Arten von vielen Umweltfaktoren abhängig ist. Ein größerer Stichprobenumfang mit mehr Agroforstflächen könnte die Bedeutung der Agroforstsysteme für hohlraumnistende Arten nochmal konkretisieren. Auch die Auswertung der Pollenproben könnte wertvolle Hinweise zur Interaktion zwischen den Wildbienen und ihrem Nutzungsverhalten mit den auf den Agroforstflächen vorkommenden Pflanzen liefern. Insgesamt konnten jedoch wertvolle Erkenntnisse aus der Untersuchung gewonnen werden.

Im Rahmen des Projekts „Agroforst RLP“ wurden noch weitere Untersuchungen auf den Agroforstflächen durchgeführt, so etwa detaillierte Analysen zu den Landschaftsparametern, weitere Untersuchungen der Insekten mit Kescherfängen, sowie boden- und vegetationskundliche Erhebungen. Ein Zusammenschluss all dieser Daten ist sinnvoll und kann ein umfassenderes Gesamtbild über die ökologischen Zusammenhänge innerhalb der Agroforstsysteme liefern.

Literaturverzeichnis

- Amiet, F., Herrmann, M., Müller, A., & Neumeyer, R. (2004) Apidae 4: Anthidium, Chelostoma, Coelioxys, Dioxys, Heriades, Lithurgus, Megachile, Osmia, Stelis. Fauna Helvetica 9, 273 pp. In German and French. CSCF & SEG: Neuchâtel.
- Amiet, F., Müller, A., & Neumeyer, R. (2014) Apidae 2: Colletes, Dufourea, Hylaeus, Nomia, Nomioides, Rhophitoides, Rophites, Sphecodes, Systropha. CSCF & SEG: Neuchâtel.
- Benson, R.B. (1952) Handbooks for identification of british insects. Royal Entomological Society of London: London.
- Demeter, I., Lajos, K., Adalbert, B., & Sárospataki, M. (2024) The role of wild bees and cavity-nesting wasps as ecological indicators of the last traditionally managed meadows in Eastern Europe. Ecology and Evolution, 14. <https://doi.org/10.1002/ece3.70306>
- Diekötter, T., Peter, F., Jauker, B., Wolters, V., & Jauker, F. (2014) Mass-flowering crops increase richness of cavity-nesting bees and wasps in modern agro-ecosystems. GCB Bioenergy, 6(3), 219–226. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12080>
- Dollfuss, H. (1991) Bestimmungsschlüssel der Grabwespen Nord- und Zentraleuropas (Hymenoptera, Sphecidae). Publikation der botanischen Arbeitsgemeinschaft am O.Ö. Landesmuseum Linz: Linz.
- Eeraerts, M., Clymans, R., Kerckvoorde, V.V., & Beliën, T. (2022) Nesting material, phenology and landscape complexity influence nesting success and parasite infestation of a trap nesting bee. Agriculture, Ecosystems & Environment, 332, 107951. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.107951>
- Fan, S., Newbold, T., Tscharrntke, T., Tang, W., Yu, Z., & Liu, Y. (2024) Impact of Crop Type on Biodiversity Globally. Global change biology, 30, e70005. <https://doi.org/10.1111/gcb.70005>
- Garratt, M.P.D., Senapathi, D., Coston, D.J., Mortimer, S.R., & Potts, S.G. (2017) The benefits of hedgerows for pollinators and natural enemies depends on hedge quality and landscape context. Agriculture, Ecosystems & Environment, 247, 363–370. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.06.048>
- Gathmann, A., & Tscharrntke, T. (2002) Foraging ranges of solitary bees. British Ecology Society: Göttingen.
- Gathmann, A., & Tscharrntke, T. (1999) Landschaftsbewertung mit Bienen und Wespen in Nisthilfen: Artenspektrum, Interaktionen und Bestimmungsschlüssel. Landesamt für Umwelt Baden-Württemberg: Karlsruhe.
- Goulet, H., & Huber, J.T. (1993) Hymenoptera of the World: An Identification Guide to Families. Centre for Land and Biological Resources Research: Ottawa.
- Gusenleitner, F., & Gusenleitner, J. (1994) Das Vorkommen der Familie Sapygidae in Österreich (Insecta: Hymenoptera: Sapygidae). Wien.

- Haider-Khan, D., Ali, M., Khan, F.Z.A., Mehmood, M.A., & Saeed, S. (2024) Effect of landscape complexity, nesting substrate, and nest orientation on cavity-nesting solitary bees in southern Punjab, Pakistan. *International Journal of Tropical Insect Science*, 44. <https://doi.org/10.1007/s42690-024-01177-w>
- Handler, S., Coveny, K., Braukmann, T., Raine, N., & Steinke, D. (2024) Welcome to Hotel Hymenoptera: monitoring cavity-nesting bee and wasp distribution and their trophic interactions using community science and metabarcoding. <https://doi.org/10.1101/2024.07.10.602935>
- Hodge, S., Bottero, I., Dean, R., Maher, S., & Stout, J. (2022) Stem-nesting Hymenoptera in Irish farmland: empirical evaluation of artificial trap nests as tools for fundamental research and pollinator conservation. *Journal of Pollination Ecology*, 32, 110. [https://doi.org/10.26786/1920-7603\(2022\)697](https://doi.org/10.26786/1920-7603(2022)697)
- Hyjazie, B., & Forrest, J. (2024) Supplemental nesting habitat increases bee abundance in apple orchards. *Journal of Applied Ecology*, 61. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14570>
- Jacobs, H.-J. (2007) *Die Grabwespen Deutschlands: Ampulicidae, Specidae, Crabronidae*. Verlag Goecke & Evers.
- Kay, S., Kühn, E., Albrecht, M., Sutter, L., Szerencsits, E., & Herzog, F. (2020) Agroforestry can enhance foraging and nesting resources for pollinators with focus on solitary bees at the landscape scale. *Agroforestry Systems*, 94(2), 379–387. <https://doi.org/10.1007/s10457-019-00400-9>
- Kessler, M., Stefan, A., Bos, M., Buchori, D., Putra, D., Gradstein, S., et al. (2011) Cost-effectiveness of plant and animal biodiversity indicators in tropical forest and agroforest habitats. *Journal of Applied Ecology*, 48, 330–339. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01932.x>
- Klaus, F., Ayasse, M., Classen, A., Dauber, J., Diekötter, T., Everaars, J., et al. (2024) Improving wild bee monitoring, sampling methods, and conservation. *Basic and Applied Ecology*, 75. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2024.01.003>
- Klein, A., Steffan-Dewenter, I., & Tscharntke, T. (2004) Foraging trip duration and density of megachilid bees, eumenid wasps and pompilid wasps in tropical agroforestry systems. *Journal of Animal Ecology*, 73, 517–525. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8790.2004.00826.x>
- Lindermann, L., Gabener, S., Fornhoff, F., Hopfenmüller, S., Schiele, S., Stahl, J., & Dieker, P. (2023) *Wildbienen und Wespen in Nisthilfen bestimmen - ein Bestimmungsschlüssel für Deutschland*. Thünen-Institut für Biodiversität: Braunschweig.
- MacIvor, J.S. (2017) *Cavity-nest boxes for solitary bees: a century of design and research*.
- Mallesh, Y., Tamrakar, T., Chaurasia, P., Tanwar, S., Supriya, A., & Suresh, M. (2025) *The Role of Agroforestry in Enhancing Biodiversity and Ecosystem Services*.

International Journal of Environment and Climate Change, 15, 249–258.
<https://doi.org/10.9734/ijecc/2025/v15i54849>

Mayr, A.V., Peters, M.K., Eardley, C.D., Renner, M.E., Röder, J., & Steffan-Dewenter, I. (2020) Climate and food resources shape species richness and trophic interactions of cavity-nesting Hymenoptera. *Journal of Biogeography*, 47(4), 854–865. <https://doi.org/10.1111/jbi.13753>

Neumeyer, R. (2019) *Vespidae*. CSCF & SEG: Neuchâtel.

Osorio, S., Arnan, X., Bassols, E., Vicens, N., & Bosch, J. (2015) Local and landscape effects in a host–parasitoid interaction network along a forest–cropland gradient. *Ecological Applications*, 25(7), 1869–1879. <https://doi.org/10.1890/14-2476.1>

Peterson, J.H., Roitberg, B.D., & Peterson, J.H. (2006) Impacts of flight distance on sex ratio and resource allocation to offspring in the leafcutter bee, *Megachile rotundata*. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 59(5), 589–596.
<https://doi.org/10.1007/s00265-005-0085-9>

R Core Team. (2025). <https://www.R-project.org/>

Ruhnau, J. (2024) unveröffentlicht. Naturschutzfachliche Einschätzung der Gehölze und Sträucher auf den Agroforstflächen aus dem Projekt Agroforst RLP. TH Bingen (Bericht einer Studienarbeit).

Scheuchl, E., Schwenninger, H.R., Burger, R., Diestelhorst, O., Kuhlmann, M., Schmid-Egger, C., & Silló, N. Die Wildbienenarten Deutschlands – Kritisches Verzeichnis und aktualisierte Checkliste der Wildbienen Deutschlands (Hymenoptera, Anthophila).

Schmid-Egger, C. (1994) Bestimmungsschlüssel für die deutschen Arten der solitären Faltenwespen (Hymenoptera: Eumeninae). Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtungen: Hamburg.

Schmid-Egger, D.C. (2010) Rote Liste der Wespen Deutschlands.

Staab, M., Pufal, G., Tschardtke, T., & Klein, A.-M. (2018) Trap nests for bees and wasps to analyse trophic interactions in changing environments - A systematic overview and user guide.

Varah, A., Jones, H., Smith, J., & Potts, S. (2020) Temperate agroforestry systems provide greater pollination service than monoculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 301, 107031. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107031>

Wiesbauer, H., Rosa, P., & Zettel, H. (2020) Die Goldwespen Mitteleuropas: Biologie, Lebensräume, Artenporträts. Verlag Eugen Ulmer: Stuttgart.

Winzer, M. (2025) unveröffentlicht. Landschaftsparameter der Agroforstflächen aus dem Projekt Agroforst RLP. TH Bingen (Bericht einer Studienarbeit).

- Winzer, M., Rest, M., Ruhnau, J., & Lagodny, K. (2024) unveröffentlicht.
Pflanzenerfassung der Agroforstflächen aus dem Projekt Agroforst RLP. TH
Bingen.
- Wolf, H. (1972) Hymenoptera - Pompilidae. *Insecta Helvetica*, 5, 176.
<https://doi.org/https://doi.org/10.5169/seals-1006752>
- Zaragoza-Trello, C., Vilà, M., & Bartomeus, I. (2021) Interaction between warming and
landscape foraging resource availability on solitary bee reproduction. *Journal of
Animal Ecology*, 90(11), 2536–2546. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13559>

Anhangsverzeichnis

A1. Tabellen XIII

Tabelle 1: p-value der Mortalitätsrate hinsichtlich der Standort- und Flächenverteilung	XIII
Tabelle 2: p-value von Artenzahl, Individuenabundanz, Nestabundanz und Parasitierung zwischen den Standorten/Flächen sowie zwischen den Wildbienen und Wespen	XIII
Tabelle 3: Übersicht aller vorkommenden Arten und Artengruppen	XIV
Tabelle 4: Übersicht aller Wirt-Gegenspieler-Interaktionen aufgeschlüsselt nach der Nestabundanz.	XV
Tabelle 5: Clusterung der signifikanten Korrelationen der Landschaftsparameter von Winzer (2025) mit der Artenverteilung in der NMDS.....	XVII
Tabelle 6: Clusterung der signifikanten Spearman-Korrelationen der Landschaftsparameter von Winzer (2025) mit der Nestabundanz und dem Artenreichtum	XIX

A2. Skripte und Rohdaten..... XXV

Anhang

A1. Tabellen

Tabelle 1: p-value der Mortalitätsrate hinsichtlich der Standort- und Flächenverteilung (AFS - Agroforstfläche, REF - Referenzfläche, br - Baumreihe, bv - Bad Vilbel, kw - Klein-Winternheim, wi - Wiesbaden, wit - Wittlich)

Prüfgruppen	AFS - REF	br - acker	bv - kw	bv - wi	kw - wi	bv - wit	kw - wit	wi - wit
Mortalitätsrate	0,902	0,585	0,070	0,003	1,000	1,000	1,000	0,218

Tabelle 2: p-value von Artenzahl, Individuenabundanz, Nestabundanz und Parasitierung zwischen den Standorten/Flächen sowie zwischen den Wildbienen und Wespen (AFS - Agroforstfläche, REF - Referenzfläche)

Prüfgruppen:	AFS - REF				Wespen - Wildbienen	
	Bad Vilbel	Klein-Winternheim	Wiesbaden	Wittlich	AFS	REF
allgemein						
Artenreichtum	0,037	0,496	0,060	0,015	< 0,001	0,002
Individuenabundanz	0,189	0,044	0,462	0,337	< 0,001	< 0,001
Nestabundanz	0,149	0,127	0,141	0,086	< 0,001	< 0,001
Parasitierung					< 0,001	0,005
nur Wespen						
Artenreichtum	-	1,000	0,819	0,045		
Individuenabundanz	-	0,783	0,614	0,559		
Nestabundanz	-	0,869	0,822	0,216		
nur Wildbienen						
Artenreichtum	0,349	1,000	0,067	0,715		
Individuenabundanz	0,189	0,027	0,867	0,541		
Nestabundanz	0,149	0,219	0,452	0,272		
nur Gegenspieler						
Artenreichtum	0,089	0,200	0,201	0,146		
Individuenabundanz	0,118	0,721	0,877	0,647		
Nestabundanz	0,118	1,000	0,551	0,322		

Tabelle 3: Übersicht aller vorkommenden Arten und Artengruppen (Kat. - Kategorie: b - Wildbiene, w - Wespe, g - Gegenspieler; ø - Niströhrendurchmesser; RL - Rote-Liste von Deutschland ((Schmid-Egger, 2010), (Scheuchl et al.)): ♦ – nicht bewertet, na – Angabe nicht möglich, * – ungefährdet G – Gefährdung unbekannten Ausmaßes, V – Vorwarnliste, 3 – Gefährdet; Flächentyp: AFS - Agroforstfläche, REF - Referenzfläche)

Taxon	Kat.	Summe Nester/ Brut- zellen	Anzahl ♂/♀	Mortali- tät (%)	ø (mm)	RL	Flächen- typ
Hymenoptera							
<i>Agenioideus cinctellus</i>	w	8/11	1/0	90,9	5	*	AFS
<i>Ametastegia glabrata</i>	w	18/18	7/11	0	4	♦	AFS/REF
<i>Ancistrocerus gazella</i>	w	6/54	6/8	25,93	5	*	AFS/REF
<i>Ancistrocerus parietinus</i>	w	1/6	0/1	83,33	6	*	AFS
<i>Anthidium manicatum</i>	b	1/3	0/0	100	8	V	AFS
<i>Chrysididae spec</i>	g	7/7	7	-	5	na	AFS/REF
<i>Dipogon bifasciatus</i>	w	1/11	1/0	90,9	5	*	REF
<i>Dipogon spec</i>	w	19/78	0/0	100	5	na	AFS/REF
<i>Eumeninae partim</i>	w	30/112	0/0	100	5	na	AFS/REF
<i>Gymnomerus laevipes</i>	w	2/17	3/1	76,47	6	*	AFS
<i>Hedychrydium spec</i> ¹	g	1/1	1	-	2	na	AFS
<i>Heriades crenulata</i>	b	1/8	1/0	99,92	4	*	AFS
<i>Heriades spec</i>	b	24/126	0/0	100	4	na	AFS
<i>Heriades truncorum</i>	b	9/45	14/7	53,33	4	*	AFS
<i>Hylaeus spec</i>	w	26/143	0/1	98,57	3	na	AFS/REF
<i>Hylaeus spec</i> ¹	b	3/20	1/7	60	2	na	AFS/REF
<i>Ichneumonidae spec</i> ¹	g	2/7	7	-	4	na	AFS/REF
<i>Isodontia mexicana</i>	w	35/66	36/4	39,39	8	*	AFS/REF
<i>Megachile partim</i> ¹	b	19/87	31/17	44,83	8	na	AFS/REF
<i>Melittobia acasta</i>	g	13/34	585	-	5	♦	AFS/REF
<i>Microdynerus timidus</i>	w	5/13	5/3	38,46	2	*	AFS/REF
<i>Monodontomerus aeneus</i>	g	6/16	52	-	7	♦	AFS/REF
<i>Osmia bicornis</i>	b	316/1541	812/339	25,31	7	*	AFS/REF
<i>Osmia brevicornis</i>	b	7/47	12/19	34,04	6	G	AFS/REF
<i>Osmia caerulea</i>	b	9/55	18/9	50,9	5	*	AFS/REF
<i>Osmia cornuta</i>	b	156/1071	422/259	36,41	7	*	AFS/REF
<i>Osmia partim</i>	b	16/53	2/0	96,23	5	na	AFS/REF
<i>Osmia spec</i> ¹	b	2/16	13/0	18,75	5	na	REF
<i>Passaloecus gracilis</i>	w	2/3	2/0	33,33	2	*	REF
<i>Passaloecus spec</i>	w	25/80	0/0	100	2	na	AFS/REF
<i>Pemphredon lugens</i>	w	1/1	1/0	0	4	*	AFS

<i>Pemphredon spec</i>	w	1/3	0/0	100	2	na	AFS
<i>Pseudoanthidium nanum</i>	b	1/6	3/1	33,33	5	3	AFS
<i>Sapyga quinquepunctata</i>	g	10/22	22	-	6	*	AFS/REF
<i>Sapyga spec</i>	g	1/1	3	-	4	na	AFS
<i>Sapygina decemguttata</i>	g	6/8	8	-	4	*	AFS
<i>Spilomena spec</i>	w	2/7	0/0	100	2	na	AFS
<i>Stelis punctualitissima</i>	g	1/2	2	-	5	*	AFS
<i>Tenthredinidae spec</i>	w	8/8	0/0	100	3	na	REF
<i>Trichrysis cyanea</i>	g	2/2	2	-	6	*	AFS
<i>Trypoxylon spec</i> ¹	w	81/310	35/55	70,97	5	na	AFS/REF
Diptera							
<i>Cacoxenus indagator</i>	g	110/210	822	-	7	♦	AFS/REF
<i>Triarthria setipennis</i>	d	12/12	1/0	91,66	6	♦	AFS/REF
Coleoptera							
<i>Megatoma undata</i>	g	1/2	2	-	8	*	REF
Psocodea							
<i>Psocoptera spec</i> ¹	g	4/5	76	-	7	na	AFS
unbekannt							
<i>unbekannt</i>	g	4/6	6	-	7	na	AFS
¹ diese Taxa wurden noch nicht auf Artebene bestimmt.							

Tabelle 4: Übersicht aller Wirt-Gegenspieler-Interaktionen aufgeschlüsselt nach der Nestabundanz (AFS - Agroforstfläche, REF - Referenzfläche).

Gegenspieler		Wirtsart	Flächen- typ
taxon	Nest- abundanz	taxon (Nestabundanz)	
<i>Cacoxenus indagator</i>	110	<i>Osmia bicornis</i> (63), <i>O. cornuta</i> (34), <i>unknown</i> (13)	AFS/REF
<i>Melittobia acasta</i>	13	<i>Osmia bicornis</i> (2), <i>O. cornuta</i> (1), <i>O. partim</i> (2), <i>Passaloecus spec.</i> (1), <i>Trypoxylon spec.</i> (4), <i>unknown</i> (3)	AFS/REF
<i>Sapyga quinquepunctata</i>	10	<i>Megachile partim</i> (1), <i>Osmia bicornis</i> (1), <i>O. brevicornis</i> (1), <i>O. caerulea</i> (2), <i>O. partim</i> (4), <i>Osmia spec I</i> (1)	AFS/REF
<i>Chrysididae spec.</i>	8	<i>Trypoxylon spec</i> (6), <i>Osmia cornuta</i> (2)	AFS/REF
<i>Monodontomerus aeneus</i>	6	<i>Megachile partim</i> (1), <i>Osmia bicornis</i> (4), <i>O. cornuta</i> (1)	AFS/REF
<i>Sapygina decemguttata</i>	6	<i>Heriades crenulata</i> (1), <i>H. spec.</i> (3), <i>H. truncorum</i> (2)	AFS
<i>Psocoptera spec.</i> ¹	4	<i>Osmia bicornis</i> (2), <i>unknown</i> (2)	AFS
<i>unknown</i>	4	<i>O. bicornis</i> (2), <i>Triarthria setipennis</i> (2)	AFS

<i>Ichneumonidae spec.</i> ¹	3	<i>Hylaeus spec. (1), Heriades spec. (1), Heriades truncorum (1)</i>	AFS/REF
<i>Trichrysis cyanea</i>	2	<i>Trypoxylon spec. (2)</i>	AFS
<i>Hedychrydium spec.</i> ¹	1	<i>Passaloecus spec (1)</i>	AFS
<i>Megatoma undata</i>	1	<i>Osmia bicornis (1)</i>	REF
<i>Microdynerus timidus</i>	1	<i>Hylaeus spec. (1)</i>	AFS
<i>Sapyga spec.</i>	1	<i>Osmia partim (1)</i>	AFS
<i>Stelis punctualissima</i>	1	<i>Pseudoanthidium nanum (1)</i>	AFS
¹ diese Taxa wurden noch nicht auf Artebene bestimmt.			

Tabelle 5: Clusterung der signifikanten Korrelationen der Landschaftsparameter von Winzer (2025) mit der Artenverteilung in der NMDS (bv - Bad Vilbel, kw - Klein-Winternheim, wi - Wiesbaden, wit - Wittlich; REF - Referenzfläche, AFS - Agroforstfläche; Farbgebung: weiß - kleinster Wert einer Zeile, dunkelgrün - größter Wert einer Zeile)

		bv AFS	bv REF	kw AFS	kw REF	wi AFS	wi REF	wit AFS	wit REF	p- value
standort		bv	bv	kw	kw	wi	wi	wit	wit	0,011
cluster: Acker										
acker_1000	Anteil Ackerflächen (1000 m Radius)	33,4%	29,5%	47,4%	46,4%	51,1%	51,5%	10,2%	13,0%	0,026
acker_250	Anteil Ackerflächen (250 m Radius)	32,0%	23,6%	20,1%	19,0%	65,0%	64,9%	2,4%	16,7%	0,028
garten_obst_1000	Anteil Gartenobstflächen (1000 m Radius)	3,2%	3,3%	1,2%	1,3%	3,9%	3,9%	0,1%	0,0%	0,029
cluster: Grünland/Wald										
gruenland_int_1000	Anteil Intensivgrünland (1000 m Radius)	2,5%	2,6%	1,2%	1,4%	0,2%	0,2%	7,6%	2,6%	0,001
wiese_ext_250	Anteil extensiver Wiesen (250 m Radius)	0,0%	0,0%	3,3%	2,8%	1,4%	1,3%	11,3%	15,4%	0,027
gruenland_int_250	Anteil Intensivgrünland (250 m Radius)	0,0%	0,0%	4,3%	4,1%	0,0%	0,0%	12,8%	2,2%	0,05
wald_250	Anteil Waldflächen (250 m Radius)	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	17,9%	6,8%	0,012
cluster: Gehölze/Gewässer/AFS										
streuobst_250	Anteil Streuobstwiesen (250 m Radius)	7,5%	8,7%	2,9%	2,0%	0,0%	0,0%	1,5%	0,0%	0,004
afs_1000	Anteil Agroforstflächen (1000 m Radius)	3,4%	3,5%	0,2%	0,2%	0,2%	0,2%	0,8%	0,0%	0,027
afs_250	Anteil Agroforstflächen (250 m Radius)	26,3%	25,6%	2,0%	2,1%	2,4%	2,4%	7,6%	0,0%	0,028
urban_green_1000	Anteil Urbanes Grün (1000 m Radius)	6,4%	7,5%	0,8%	0,8%	0,6%	0,5%	1,8%	0,1%	0,012

gehoelze_1000	Anteil Gehölzflächen (1000 m Radius)	4,1%	3,9%	3,7%	3,5%	2,7%	2,8%	1,9%	2,5%	0,034
wasser_1000	Anteil Wasserflächen (1000 m Radius)	2,5%	2,8%	0,3%	0,3%	0,2%	0,2%	0,5%	0,6%	0,027
cluster: Landschaftsdiversität										
acker_blueh_250	Anteil blühende Äcker (250 m Radius)	29,2%	31,6%	16,1%	16,4%	1,5%	1,5%	23,4%	22,7%	0,009
shannon_vergleich_alkis_1000	Shannon-index (ALKIS-Daten, 1000 m Radius)	1,74	1,81	1,52	1,54	1,35	1,33	1,66	1,42	0,003
shannon_oberkat_1000	Shannon-index (Oberkategorien, 1000 m Radius)	2,22	2,27	1,77	1,78	1,74	1,73	2,24	1,85	0,007
cluster: Wildbienen-Habitate										
anteil_wb_wichtig_ohne_dgl_1000	besonders wichtige Wildbienen-Habitate (nach Westrich, ohne Wiesen, 1000 m Radius)	13,0%	12,7%	6,6%	6,4%	6,3%	6,2%	4,9%	6,6%	0,045

Tabelle 6: Clusterung der signifikanten Spearman-Korrelationen der Landschaftsparameter von Winzer (2025) mit der Nestabundanz und dem Artenreichtum (bv - Bad Vilbel, kw - Klein-Winternheim, wi - Wiesbaden, wit - Wittlich; REF - Referenzfläche, AFS - Agroforstfläche; Farbgebung: weiß - kleinster Wert einer Zeile, dunkelgrün - größter Wert einer Zeile; * - p-value < 0,05, ** - p-value < 0,01, * - p-value < 0,001, Gesamtblütendeckung: 0.0 – 1%, 1.0 – 1-10%, 2.0 – 11-40%, 3.0 – >40%)**

short name	Parameter	AFS abundanz ¹	REF abundanz ¹	AFS artenreichtum ²	REF artenreichtum ²	bv AFS	bv REF	kw AFS	kw REF	wi AFS	wi REF	wit AFS	wit REF
cluster 1													
streubst_250	Anteil Streuobstwiesen (250 m Radius)	0	-0.11	-1***	-0.63	7,5%	8,7%	2,9%	2,0%	0,0%	0,0%	1,5%	0,0%
streubst_1000	Anteil Streuobstwiesen (1000 m Radius)	-0.4	0.4	-0.2	-1***	11,4 %	11,1 %	1,1%	0,8%	3,6%	3,6%	2,1%	0,7%
urban_green_1000	Anteil Urbanes Grün (1000 m Radius)	-0.6	0.2	-0.8*	-0.8*	6,4%	7,5%	0,8%	0,8%	0,6%	0,5%	1,8%	0,1%
shannon_vergleich_alkis_1000	Shannon-index (ALKIS-Daten, 1000 m Radius)	-0.6	-0.4	-0.8*	-0.4	1,74	1,81	1,52	1,54	1,35	1,33	1,66	1,42
gehoelze_250	Anteil Gehölze (250 m Radius)	0.4	-0.4	-0.8*	-0.4	1,5%	5,0%	4,7%	3,4%	0,0%	0,0%	0,8%	2,0%
gehoelze_1000	Anteil Gehölze (1000 m Radius)	0.4	0.2	-0.8*	-0.8*	4,1%	3,9%	3,7%	3,5%	2,7%	2,8%	1,9%	2,5%
anteil_wb_wichtig_ohne_dgl_1000	besonders wichtige Wildbienen-Habitate (nach Westrich,	0.4	-0.8*	-0.8*	-0.2	13,0 %	12,7 %	6,6%	6,4%	6,3%	6,2%	4,9%	6,6%

	ohne Wiesen, 1000 m Radius)												
wasser_1000	Anteil Wasserflächen (1000 m Radius)	-0.6	-0.8*	-0.8*	-0.2	2,5%	2,8%	0,3%	0,3%	0,2%	0,2%	0,5%	0,6%
anteil_flower_rich_250	Anteil blütenreicher Flächen (250 m Radius)	0	-0.8*	-1***	-0.2	71,7 %	74,3 %	48,1 %	45,9 %	10,3 %	10,1 %	47,8 %	72,0 %
acker_blueh_250	Anteil blühende Äcker (250 m Radius)	-0.6	-0.8*	-0.8*	-0.2	29,2 %	31,6 %	16,1 %	16,4 %	1,5%	1,5%	23,4 %	22,7 %
anteil_wb_alles_250	Alle Flächen aus: flower_rich, wb_wichtig, wb_wichtig_ohne_dgl und wb_allg3 (250 m Radius)	0	-0.8*	-1***	-0.2	74,0 %	80,9 %	55,9 %	55,9 %	10,9 %	10,8 %	52,7 %	78,6 %
anteil_wb_allg_250	Wildbienen-Habitate (nach Westrich, mit Wiesen, 250 m Radius)	0.4	-1***	-0.8*	0.4	47,7 %	55,4 %	52,8 %	52,2 %	7,0%	6,8%	45,1 %	78,3 %
siedlung_1000	Anteil Siedlungen (1000 m Radius)	-1***	0.4	0	-1***	11,7 %	15,0 %	7,2%	8,6%	11,3 %	10,9 %	22,6 %	1,7%
shannon_oberkat_1000	Shannon-index (Oberkategorien, 1000 m Radius)	-0.8*	-0.8*	-0.4	-0.2	2,22	2,27	1,77	1,78	1,74	1,73	2,24	1,85
anteil_snh_1000	Anteil semi-natural-habitats (1000 m Radius)	-1***	-0.8*	0	0.2	25,0 %	25,5 %	9,4%	8,9%	15,3 %	15,3 %	35,9 %	29,0 %
anteil_wb_wichtig_1000	besonders wichtige Wildbienen-Habitate (nach Westrich, mit	-1***	-0.8*	0	0.2	18,3 %	18,7 %	8,4%	8,3%	10,7 %	10,7 %	32,0 %	28,5 %

	Wiesen, 1000 m Radius)												
anteil_wb_allg_1000	Wildbienen-Habitate (nach Westrich, mit Wiesen, 1000 m Radius)	-0.8*	-0.8*	-0.4	0.2	54,0 %	53,1 %	29,3 %	28,1 %	31,7 %	31,8 %	48,6 %	55,6 %
staudenflur_1000	Anteil Staudenflur (1000 m Radius)	-0.8*	-0.6	-0.4	-0.4	0,6%	0,6%	0,2%	0,2%	0,3%	0,3%	0,5%	0,4%
shannon_codierung_1000	Shannon-index (codierungen, 1000 m Radius)	-0.8*	-0.6	-0.4	-0.4	3,49	3,51	2,63	2,62	2,81	2,79	3,24	2,94
anteil_flower_rich_1000	Anteil blütenreicher Flächen (1000 m Radius)	-0.8*	-0.6	-0.4	-0.4	51,0 %	49,8 %	26,8 %	25,7 %	32,3 %	32,3 %	41,7 %	39,0 %
anteil_wb_alles_1000	Alle Flächen aus: flower_rich, wb_wichtig, wb_wichtig_ohne_d gl und wb_allg3 (1000 m Radius)	-0.8*	-0.6	-0.4	-0.4	57,5 %	56,7 %	30,8 %	29,6 %	34,9 %	34,9 %	51,6 %	56,6 %
cluster 2													
krautdeckung_0	Vegetationsdaten von den AFS-/REF-Flächen, Deckungswert der krautigen Arten	-0.8*	-0.8*	0.6	0.2	228	200	148	162	419	199	473	272
gehoelz_artenzahl (n)_0	Vegetationsdaten von den AFS-/REF-Flächen, Gehölzartenvielfalt	-0.8*	na	0.6	na	27	0	9	0	37	0	48	0
kraut_artenzahl (n)_0	Vegetationsdaten von den AFS-/REF-	-0.8*	-0.4	0.6	0.4	53	27	20	26	117	36	222	37

	Flächen, Krautartenvielfalt												
wald_1000	Anteil Waldflächen (1000 m Radius)	- 0.95** *	- 0.95** *	- 0.21	0.32	0,4%	0,4%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	10,3 %	42,8 %
gruenland_int_1000	Anteil Intensivgrünland (1000 m Radius)	-0.8*	-0.8*	-0.4	-0.2	2,5%	2,6%	1,2%	1,4%	0,2%	0,2%	7,6%	2,6%
wiese_ext_1000	Anteil extensiver Wiesen (1000 m Radius)	-0.8*	-0.4	0.6	0.4	3,8%	4,8%	1,9%	2,0%	5,4%	5,6%	16,8 %	11,3 %
weide_ext_1000	Anteil extensiver Weiden (1000 m Radius)	-0.8*	-0.4	0.6	0.4	1,5%	1,2%	0,1%	0,1%	1,8%	1,8%	12,2 %	11,4 %
anteil_snh_250	Anteil semi-natural- habitats (250 m Radius)	-0.4	-0.8*	-0.2	0.8*	8,9%	10,8 %	18,1 %	18,4 %	1,6%	1,5%	20,3 %	49,1 %
anteil_wb_wichtig_250	besonders wichtige Wildbienen-Habitate (nach Westrich, mit Wiesen, 250 m Radius)	-0.4	-0.8*	-0.2	0.8*	6,0%	8,1%	13,8 %	13,5 %	1,8%	1,8%	16,4 %	48,2 %
weide_ext_250	Anteil extensiver Weiden (250 m Radius)	-0.77*	-0.77*	0.26	0.77 *	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	1,8%	31,4 %
wald_250	Anteil Waldflächen (250 m Radius)	-0.77*	-0.77*	0.26	0.77 *	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	17,9 %	6,8%
wiese_ext_250	Anteil extensiver Wiesen (250 m Radius)	-0.2	-0.4	0.4	1***	0,0%	0,0%	3,3%	2,8%	1,4%	1,3%	11,3 %	15,4 %
gruenland_int_250	Anteil Intensivgrünland (250 m Radius)	-0.32	-0.21	0.11	0.74 *	0,0%	0,0%	4,3%	4,1%	0,0%	0,0%	12,8 %	2,2%

kraut_gbd_median_0	Vegetationsdaten von den AFS-/REF- Flächen, Gesamtblütendecku ng	-0.63	-0.32	0.74 *	- 0.63	1	1,5	1	0	2	1	3	1
siedlung_250	Anteil Siedlungsfläche (250 m Radius)	-0.4	0.4	0.8*	-0.6	1,3%	2,8%	1,0%	1,1%	26,3 %	26,6 %	15,9 %	2,3%
cluster 3													
acker_1000	Anteil Ackerflächen (1000 m Radius)	0.8*	1***	0.4	-0.4	33,4 %	29,5 %	47,4 %	46,4 %	51,1 %	51,5 %	10,2 %	13,0 %
acker_250	Anteil Ackerflächen (250 m Radius)	0.4	0.8*	0.2	-0.8*	32,0 %	23,6 %	20,1 %	19,0 %	65,0 %	64,9 %	2,4%	16,7 %
garten_obst_1000	Anteil Gartenobstflächen (1000 m Radius)	0.4	0.8*	0.2	-0.8*	3,2%	3,3%	1,2%	1,3%	3,9%	3,9%	0,1%	0,0%
cluster 4													
shannon_vergleich_alkis_250	Shannon-index (ALKIS-Daten, 250 m Radius)	0.4	0	0.2	0.8*	0,53	0,77	1,86	1,84	0,81	0,81	1,58	1,09
wasser_250	Anteil Wasserflächen (250 m Radius)	0.77*	0.26	- 0.26	0.26	0,0%	0,0%	1,3%	1,4%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
wein_250	Anteil Weinbauflächen (250 m Radius)	0.77*	0.26	- 0.26	0.26	0,0%	0,0%	25,7 %	27,4 %	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
wein_1000	Anteil Weinbauflächen (1000 m Radius)	0.77*	0.26	- 0.26	0.26	0,0%	0,0%	20,4 %	20,4 %	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
anteil_stem_nesting_1000	Anteil Stängelnistplätze (1000 m Radius)	0.8*	-0.4	-0.6	0.6	2,6%	2,5%	3,5%	3,3%	2,6%	2,3%	1,4%	2,5%
sonstige_1000	sonstige Flächen (1000 m Radius)	0.8*	0.6	0.4	0.4	1,7%	1,6%	3,2%	3,3%	2,5%	2,5%	1,7%	2,0%

erdwege_offenboden_1000	Anteil Erdwege (1000 m Radius)	0.8*	0.6	0.4	0.4	0,7%	0,7%	1,6%	1,6%	1,4%	1,5%	1,2%	1,0%
anteil_ground_nesting_250	Anteil Bodennistplätze (250 m Radius)	0.8*	0.8*	0.4	-0.2	0,9%	1,7%	8,6%	9,2%	1,6%	1,8%	1,3%	0,0%
staudenflur_250	Anteil Staudenflur (250 m Radius)	0.8*	0.8*	0.4	-0.2	0,1%	0,0%	0,7%	0,7%	0,2%	0,2%	0,2%	0,0%
sonstige_250	sonstige Flächen (250 m Radius)	1***	0.8*	0	-0.2	1,0%	0,5%	4,1%	3,7%	1,9%	1,8%	0,4%	0,5%
anteil_ground_nesting_1000	Anteil Bodennistplätze (1000 m Radius)	1***	0.8*	0	-0.2	2,5%	2,4%	5,3%	5,3%	4,2%	3,9%	1,9%	1,9%
ackerbrache_1000	Anteil Ackerbrachen (1000 m Radius)	1***	0.8*	0	-0.2	0,9%	0,8%	3,0%	2,9%	2,1%	1,8%	0,2%	0,8%
garten_obst_250	Anteil Gartenobstflächen (250 m Radius)	0.95** *	0.74*	0.21	0.11	0,0%	0,0%	1,6%	1,6%	0,8%	0,8%	0,0%	0,0%
ackerbrache_250	Anteil Ackerbrachen (250 m Radius)	0.63	0.11	- 0.74 *	- 0.21	0,1%	0,5%	4,1%	2,6%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
anteil_stem_nesting_250	Anteil Stängelnistplätze (250 m Radius)	0.4	-0.2	-0.8*	0	0,8%	1,4%	3,6%	3,7%	0,2%	0,2%	0,4%	0,6%
anteil_wb_wichtig_ohne_dgl_250	besonders wichtige Wildbienen-Habitate (nach Westrich, ohne Wiesen, 250 m Radius)	0.4	-0.2	-0.8*	0	6,0%	8,1%	11,6 %	11,0 %	0,4%	0,5%	3,3%	1,4%
1total nestabundance						97	49	145	86	108	151	73	30
2total species richness						5	3	16	16	19	15	18	17

A2. Skripte und Rohdaten

Die R-Skripte und die dafür verwendeten Rohdaten befinden sich unter <https://github.com/Bergknecht/Masterarbeit>. Hier können die Rohdaten direkt online eingesehen werden. Für Akteure aus dem Projekt „Agroforst RLP“ sind diese Daten ebenfalls im entsprechenden Projektordner hinterlegt.

Eidesstattliche Erklärung

Hiermit erkläre ich an Eides statt, dass ich die vorliegende Abschlussarbeit

„Fördern Agroforstsysteme die Biodiversität? – am Beispiel der hohlraumnistenden Wildbienen, Wespen und ihrer Gegenspieler“

selbstständig und ohne fremde Hilfe angefertigt habe. Ich habe dabei nur die in der Arbeit angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt. Die Arbeit wurde in gleicher oder ähnlicher Form noch keiner anderen Prüfung vorgelegt und auch noch nicht veröffentlicht.

.....

(Mainz, 03.11.2025)

.....

(Unterschrift)

Erklärung zu Eigentumsübertragung und Verwertungsrechte

Hiermit erkläre ich mein Einverständnis, dass die Technische Hochschule Bingen die vorliegende Abschlussarbeit den Studierenden und interessierten Dritten zur Einsichtnahme zur Verfügung stellt und unter Nennung meines Namens (Urheber) veröffentlichen darf.

.....

(Mainz, 03.11.2025)

.....

(Unterschrift)