



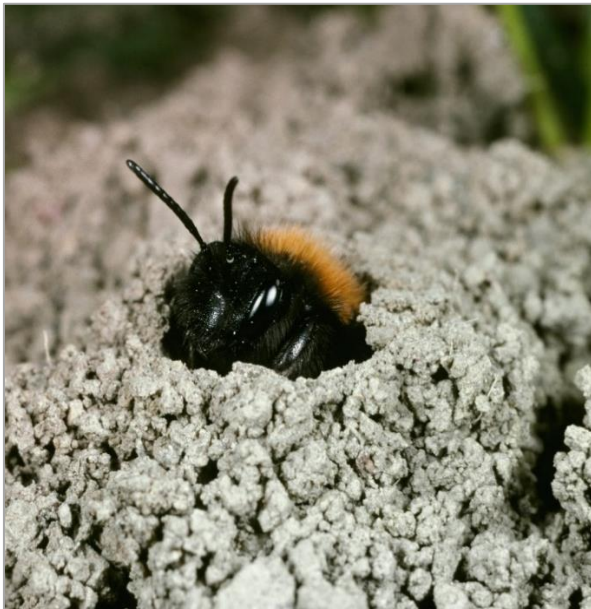
**LfL**



## Gesamtabschlussbericht

# Bestäuberfreundliche Agrarlandschaften - derzeitige Situation und Entwicklungspotenziale - (FarmerBeeWild)

Verbundvorhaben: 01.01.2022 bis 30.06.2025



Gefördert durch:

Projektträger



Bundesministerium  
für Landwirtschaft, Ernährung  
und Heimat



Bundesanstalt für  
Landwirtschaft und Ernährung

# Gesamtabschlussbericht

## Verbundvorhaben „Bestäuberfreundliche Agrarlandschaften – derzeitige Situation und Entwicklungspotenziale“ – (FarmerBeeWild)

Berichtszeitraum 01.01.2022 - 30.06.2025

Zuwendungsempfänger: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL)

Förderkennzeichen: 2821ABS001

Laufzeit: 01.01.2022 bis 30.06.2025

Nr.	Verbundpartner	FKZ
1	Freistaat Bayern, vertreten durch die Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), diese vertreten durch den Präsidenten Stephan Sedlmayer, Vöttinger Str. 38, 85354 Freising  Hier handelnd: Institut für Agrarökologie und Biologischen Landbau, Projektleiter: Dr. Harald Volz	2821ABS001
2	Freistaat Bayern, vertreten durch die Julius-Maximilians-Universität Würzburg, diese vertreten durch ihren Kanzler, Dr. Uwe Klug, Sanderring 2, 97070 Würzburg  Durchführende Stelle: Lehrstuhl für Tierökologie und Tropenbiologie, Prof. Dr. Andrea Holzschuh, Prof. Ingolf Steffan-Dewenter, Am Hubland, 97074 Würzburg	2821ABS002
3	Bioland Beratung GmbH, Kaiserstraße 18, 55116 Mainz	2821ABS004
4	Bioland Erzeugerring Bayern e.V., Auf dem Kreuz 58, 86152 Augsburg	2821ABS005

---

## Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Einführung .....</b>	<b>5</b>
1.1	Gegenstand des Vorhabens .....	5
1.2	Ziele und Aufgabenstellung des Vorhabens .....	5
1.3	Planung und Ablauf des Vorhabens .....	7
1.3.1	Tatsächlich durchgeführte Arbeitsschritte .....	7
1.3.2	Begründung für vorgenommene, notwendige Änderungen .....	15
<b>2</b>	<b>Wissenschaftlicher und technischer Stand, an den angeknüpft wurde .....</b>	<b>19</b>
<b>3</b>	<b>Material und Methoden .....</b>	<b>22</b>
3.1	Studie 1 – Welche Maßnahmen auf Landschaftsebene mindern die negativen Effekte von ackerdominierten Landschaften auf Bestäuber? ...	22
3.1.1	Studiengebiet und Studiendesign .....	22
3.1.2	Bestäubererfassung .....	24
3.1.3	Erfassung der Landschaftsparameter .....	24
3.1.4	Statistische Analysen .....	25
3.2	Studie 2 – Interaktionen von Massentrachten mit naturnahen Habitaten .	26
3.3	Studie 3 – Wildbienen, Schwebfliegen und Honigbienen antworten auf der Landschaftsebene unterschiedlich auf Ökolandbau und steigern die Erträge von Sonnenblumen .....	26
3.3.1	Studiengebiet und Studiendesign .....	27
3.3.2	Landschaftszusammensetzung .....	28
3.3.3	Erfassung von Bestäubern, Blüten und Erträgen .....	28
3.3.4	Statistische Analysen .....	29
3.4	Studie 4 – Wie moduliert die Verfügbarkeit von naturnahen Habitaten die Landschaftseffekte von Ökolandbau und Massentrachten auf Wildbienen und Schwebfliegen in Rapsfeldern? .....	31
3.4.1	Studiengebiet und Studiendesign .....	31
3.4.2	Landschaftszusammensetzung .....	32
3.4.3	Aufnahme von Bestäubern, Blüten, Schädlingen und Ertragskomponenten .....	33
3.4.4	Statistische Analysen .....	34
3.5	Studie 5 – Oberirdisch nistende Bienen, Wespen und ihre Gegenspieler: Landschaftseffekte von biodiversitätsfördernden Maßnahmen auf die Besiedlung von Nisthilfen .....	37
3.5.1	Studiengebiet und Studiendesign .....	37
3.5.2	Landschaftszusammensetzung .....	37

---

3.5.3	Erfassung der nistenden Bienen und Wespen und ihrer Antagonisten ....	38
3.6	Studie 6 – Der Wert von neugeschaffenen Boden-Niststrukturen für Bienen und Wespen .....	39
3.7	Bestäuberattraktivität der landwirtschaftlich genutzten Flächen Bayerns .	42
3.8	Bestäuberverfügbarkeit von Landschaften .....	44
3.9	Potenzialanalyse und Szenarienmodellierung.....	45
3.10	Ökonomische Bewertung der Maßnahmen .....	46
<b>4</b>	<b>Ergebnisse und Diskussion .....</b>	<b>47</b>
4.1	Ausführliche Darstellung der wichtigsten Ergebnisse und Diskussion.....	47
4.1.1	Studie 1 – Welche Maßnahmen auf Landschaftseben mindern die negativen Effekte von ackerdominierten Landschaften auf Bestäuber? ...	47
4.1.2	Studie 2 – Interaktionen von Massentrachten mit naturnahen Habitaten .	49
4.1.3	Studie 3 – Wildbienen, Schwebfliegen und Honigbienen antworten unterschiedlich auf Ökolandbau auf der Landschaftsebene und steigern die Erträge von Sonnenblumen .....	51
4.1.4	Studie 4 – Wie moduliert die Verfügbarkeit von naturnahen Habitaten die Landschaftseffekte von Ökolandbau und Massentrachten auf Wildbienen und Schwebfliegen in Rapsfeldern? .....	60
4.1.5	Studie 5 – Oberirdisch nistende Bienen, Wespen und ihre Gegenspieler: Landschaftseffekte von biodiversitätsfördernden Maßnahmen auf die Besiedlung von Nisthilfen .....	66
4.1.6	Studie 6 – Der Wert von neugeschaffenen Boden-Niststrukturen für Bienen und Wespen .....	68
4.1.7	Bestäuberattraktivität der landwirtschaftlich genutzten Flächen Bayerns .	70
4.1.8	Bestäuberverfügbarkeit von Landschaften .....	73
4.1.9	Potenzialanalyse und Szenarienmodellierung.....	76
4.1.10	Ökonomische Bewertung der Maßnahmen .....	82
4.1.11	Relevanz der Projektergebnisse für die Praxis.....	85
4.2	Voraussichtlicher Nutzen und Verwertbarkeit der Ergebnisse.....	86
4.3	Wissenstransfer.....	86
<b>5</b>	<b>Gegenüberstellung der geplanten und erreichten Ziele sowie weiterführende Fragestellungen .....</b>	<b>87</b>
<b>6</b>	<b>Zusammenfassung .....</b>	<b>87</b>
<b>7</b>	<b>Literaturverzeichnis .....</b>	<b>89</b>
<b>8</b>	<b>Übersicht über Veröffentlichungen zum Projekt .....</b>	<b>100</b>
<b>9</b>	<b>Danksagung .....</b>	<b>103</b>

# 1 Einführung

## 1.1 Gegenstand des Vorhabens

Ziel dieses Vorhabens war es,

- die Bestäubersituation der Agrarlandschaften Bayerns zu erfassen,
- den Erfolg aktueller Maßnahmen bei der Förderung von Wildbienen und der Bestäubungsleistung zu bewerten und
- Empfehlungen zu geben, mit welchen Kombinationen praktikabler Maßnahmen Agrarlandschaften zukünftig bienenfreundlicher gestaltet werden können.

In einer Feldstudie mit mehr als 240 Flächen wurden die Effekte von folgenden Biodiversitätsmaßnahmen auf Landschaftsebene untersucht:

- Ökolandbau
- Anbau blühender Kulturpflanzen,
- Erhaltung und Förderung naturnaher Flächen.

Besonderer Fokus lag bei diesem Forschungsvorhaben auf den Wechselwirkungen einzelner Maßnahmen, den Effekten auf Landschaftsebene und der Veränderung der Bestäuberattraktivität im räumlich-zeitlichen Verlauf. Die Erkenntnisse aus dem Vorhaben münden am Ende in einen Ratgeber für Praktiker und Interessierte. Somit wird ein grundlegender Beitrag für eine insektenfreundliche und biodiverse Agrarlandschaft geschaffen.

## 1.2 Ziele und Aufgabenstellung des Vorhabens

Das Vorhaben leistet einen direkten Beitrag zur Umsetzung zentraler Ziele der Ackerbaustrategie des Bundesministeriums für Landwirtschaft, Ernährung und Heimat (BMLEH), insbesondere im Bereich Biodiversität in der Agrarlandschaft stärken:

- Förderung der Artenvielfalt: Die Ergebnisse zeigen, dass der ökologische Landbau die Wildbienenendichte auf Landschaftsebene signifikant erhöht; nicht nur durch Umverteilung, sondern durch tatsächliche Populationsförderung. Damit wird Ziel 1 der Ackerbaustrategie – Artenvielfalt wieder erhöhen – konkret unterstützt.
- Strukturelemente und Habitatvielfalt: Die Untersuchung und Förderung von Niststrukturen (z. B. kleine Aushubflächen am Ackerrand) sowie blühender Beikräuter adressieren Ziel 2 der Ackerbaustrategie, das u. a. mehrjährige Strukturelemente und Saumbiotope fordert.
- Regionale Planung und Monitoring: Die Modellierung der Landschaftsentwicklung und die Ableitung von Optimalszenarien entsprechen Ziel 3 der Ackerbaustrategie, das eine regionale Zieldefinition und Evaluation durch Monitoring vorsieht.

- **Ökonomische Bewertung und Akzeptanz:** Die ökonomische Analyse und die Einbindung der Landwirte in Workshops und Umfragen tragen zur Umsetzung von Ziel 4 der Ackerbaustrategie bei, das eine ökonomische und ökologische Bewertung und rechtliche Absicherung von Nutzungsänderungen fordert.
- **Förderung des Ökolandbaus:** Die positiven Effekte des Ökolandbaus auf Wildbienen und Bestäubungsleistungen unterstreichen die Relevanz von Ziel 5 der Ackerbaustrategie, das eine Ausdehnung ökologisch bewirtschafteter Flächen anstrebt.

Das Vorhaben entspricht inhaltlich und methodisch den Anforderungen der Bekanntmachung zur Förderung biodiversitätsfördernder Maßnahmen im Ackerbau. Es adressiert die dort formulierten Schwerpunkte wie:

- Wissenschaftlich fundierte Bewertung von Maßnahmen zur Förderung der Biodiversität
- Integration ökologischer und ökonomischer Aspekte
- Praxisnahe Umsetzung und Kommunikation der Ergebnisse
- Modellierung und Ableitung von Handlungsempfehlungen auf Landschaftsebene

Zudem gibt es Überschneidungen in der Ackerbaustrategie in Bezug auf den ökologischen Landbau durch den Verzicht auf chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel und die Förderung vielfältiger Kulturarten und dem erhöhten und vielfältigeren Vorkommen von Beikräutern, die einen bedeutenden Beitrag zur Erhaltung und Förderung der Wildbienen Vielfalt leistet. Diese Erkenntnisse stehen in engem Zusammenhang mit den Zielen der Ackerbaustrategie im Handlungsfeld „Pflanzenschutz“. Die Strategie fordert eine deutliche Reduktion des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln mit unerwünschten Umweltwirkungen und betont die Notwendigkeit eines Systemwechsels hin zu resilienteren, biodiversitätsfreundlichen Anbausystemen. Die im Vorhaben untersuchten Maßnahmen – wie der Erhalt blühender Beikräuter, die Förderung naturnaher Strukturen und die Schaffung von Nistplätzen – zeigen, dass biodiversitätsfördernde Ansätze nicht nur ökologisch wirksam, sondern auch praktikabel sein können. Sie bieten eine konkrete Antwort auf die Herausforderungen des integrierten Pflanzenschutzes, indem sie natürliche Regulationsmechanismen stärken und die Abhängigkeit von chemischen Mitteln verringern. Damit unterstützt das Projekt die Zielsetzung der Ackerbaustrategie, Pflanzenschutz künftig stärker im Gesamtsystem des Ackerbaus zu denken und biodiversitätsfördernde Maßnahmen als integralen Bestandteil nachhaltiger Pflanzenschutzstrategien zu etablieren.

Die Ergebnisse des Projekts liefern damit eine fundierte Grundlage für zukünftige Maßnahmen in der Ackerbaustrategie 2035.

## **1.3 Planung und Ablauf des Vorhabens**

### **1.3.1 Tatsächlich durchgeführte Arbeitsschritte**

Das Vorhaben wurde in folgende Arbeitsschritte/ Arbeitspakete (AP) unterteilt:

- AP1 Koordination Gesamtprojekt
- AP2 GIS-Analyse zur Flächenauswahl für die Feldstudien / Kontaktaufnahme Landwirte
- AP3 Feldstudien zur Entwicklung wildbienenfreundlicher Maßnahmen auf Landschaftsebene mit Datenauswertung
- AP4 Zuordnung zu Attraktivitätsklassen und Zeitreihenmodellierung
- AP5 Bewertung der Bestäuberfreundlichkeit von Landschaftsausschnitten
- AP6 Modellierung der im AP5 entwickelten Szenarien
- AP7 Ökonomische Bewertung von Maßnahmen
- AP8 Ermitteln von Umsetzungschancen und Umsetzungshindernissen
- AP9 Zusammenfassung der Ergebnisse
- AP10 Wissenstransfer und Beratungsempfehlungen



## AP1 – Koordination Gesamtprojekt

Die LfL übernahm die Koordination des Gesamtprojektes mit fachlicher Zuordnung, Abstimmungen, Zeit- und Ressourcenmanagement, Mittelzuweisung, fachliche Koordination, Datenmanagement und Datenzusammenführung während der gesamten Projektlaufzeit.

## AP2 – GIS-Analyse zur Flächenauswahl für die Feldstudien / Kontaktaufnahme Landwirte

In einer gemeinsamen GIS-Analyse der Uni Würzburg mit der LfL wurden die Landschaftsausschnitte so ausgewählt, dass sie möglichst breite Gradienten der folgenden drei Landschaftsparameter abdecken:

- Landschaftsanteil von ökologisch bewirtschafteter Ackerfläche (im Folgenden „Ökoacker“ oder „Ökoacker“ genannt),
- Landschaftsanteil von auf Agrarflächen gesäten Pollen- und Nektarlieferanten, beispielsweise Raps, Körnerleguminosen oder Blühflächen (im Folgenden „Massentrachten“ genannt),
- Landschaftsanteil von mehrjährigen, naturnahen Nist- und Nahrungshabitaten für Wildbienen wie Halbtrockenrasen, Hecken, Feldgehölze, Streuobstwiesen oder Brachflächen (im Folgenden „naturnahes Habitat“ genannt).

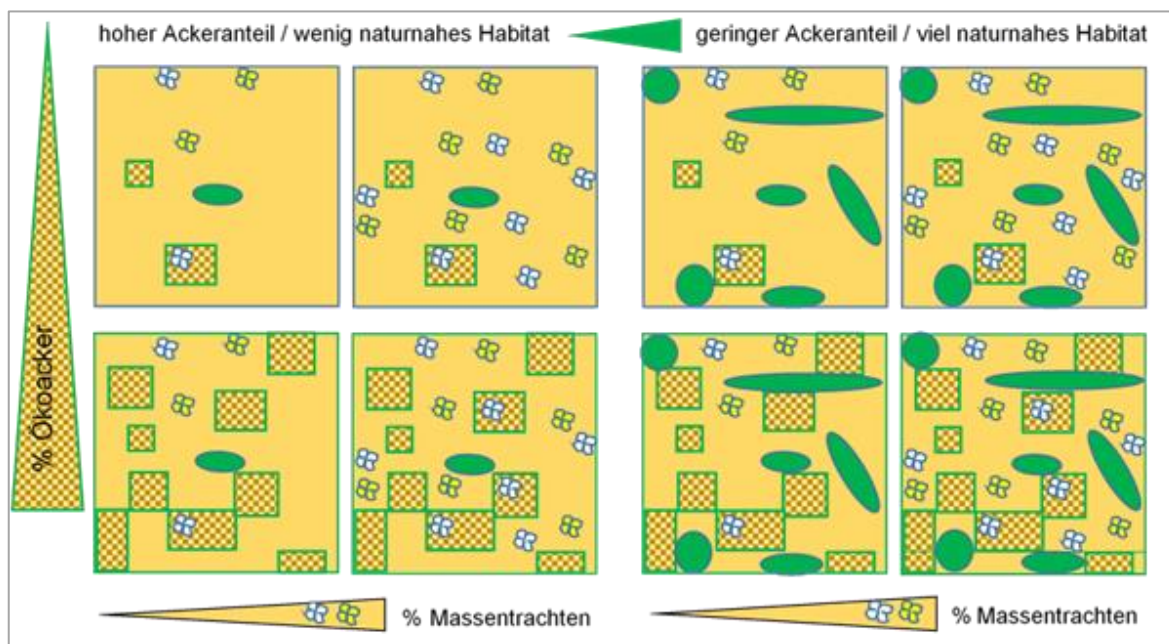


Abb. 1: Auswahl an Landschaftsausschnitten, die Extremwerte in den Landschaftsgradienten der Parameter % Ökoacker (schraffierte Flächen), % Massentrachten (Blüten), % naturnahe Habitate (grüne Flächen) aufweisen, ohne dass die drei Parameter miteinander korrelieren. Die Untersuchungsflächen sollen so gewählt werden, dass sie die zwischen diesen Extremen liegenden Gradienten so gut wie möglich abdecken.

Bei der Auswahl der Landschaftsausschnitte wurde darauf geachtet, dass die Korrelationen zwischen den drei Landschaftsgradienten weitestgehend reduziert waren (Abb. 1). Dadurch werden Aussagen ermöglicht, wie sich die Effekte der drei Landschaftsparameter auf Wildbienen gegenseitig beeinflussen.

Die Landschaftsausschnitte wurden vorrangig in den großen bayerischen Ackerbauregionen ausgewählt, in folgenden vier der sieben bayerischen Regierungsbezirke:

- Unterfranken in der Region um Würzburg (Nordbayern)
- Schwaben in der Region um Augsburg (Südbayern)
- Oberbayern in der Region um Freising (Südbayern)
- Niederbayern in der Region um Deggendorf (Südbayern)

Die Landschaftsausschnitte deckten dabei zusätzlich einen Klimagradienten ab von der trockenen, warmen Ackerbauregion in Nordbayern um Würzburg bis zu feuchteren, kühleren Regionen in Südbayern um Augsburg und Freising. In jedem Landschaftsausschnitt wurden bis zu zehn Flächentypen beprobt, die sich in ihrem Potenzial als Nist- und Nahrungshabitate für Wildbienen unterscheiden.

Die Kontaktaufnahme zu den landwirtschaftlichen Betrieben erfolgte federführend durch die Ackerbauberatung des Bioland Erzeugerrings Bayern e.V. (BEB) mit Unterstützung der LfL. Die landwirtschaftlichen Fachdaten der Agrarverwaltung wurden durch die LfL bereitgestellt, unter anderem Daten des Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystems, InVeKoS. Diese Fachdaten lassen nur darauf schließen, dass Betriebe auch in den Jahren 2022 und 2023 Kulturen anbauen, die in den vergangenen Jahren Bestandteil der Fruchtfolge waren; aufgrund des Zeitpunktes der Erfassung waren keine aktuellen für das Projekt erforderlichen Informationen möglich, welche Kulturen auf welchem Feldstück angebaut wird. Deshalb musste bei den Landwirten telefonisch erfragt werden, welche Kulturen sie in den Landschaftsquadraten tatsächlich in den Untersuchungsjahren anbauen. Bei Bedarf unterstützte auch der Naturschutzberater der Bioland Beratung GmbH (BBG) die Auswahl der Messflächen.

Für die Feldstudie 2023 erfolgte nochmals eine GIS-Analyse der Landschaften unter Berücksichtigung der Auswahlkriterien (Flächenanteil Ökolandbau / Massentrachten / mehrjähriger Nisthabitate) und innerhalb der passenden Landschaftsausschnitte die Auswahl der passenden Flächentypen. Zum einen wurden zusätzliche Raps- und Heckenflächen erfasst, um die Ergebnisse aus dem Vorjahr zu ergänzen und zum anderen wurde 2023 der Fokus auf mehrjährige Habitate gelegt (Hecken, mehrjährige Klee grasflächen). Mehrjährige, nicht bewirtschaftete Flächen haben das Potenzial, Wildbienen langfristig Nistplätze und Nahrungsressourcen zu liefern. Die Kontaktaufnahme zu den landwirtschaftlichen Betrieben und die Motivation zum Mitmachen bzw. zur Flächenbereitstellung erfolgte durch die Ackerbauberatung des Bioland Erzeugerrings Bayern e.V. (BEB).

### **AP3 – Feldstudien zur Entwicklung wildbienenfreundlicher Maßnahmen auf Landschaftsebene mit Datenauswertung**

Folgende Arbeitsschritte wurden in AP3 durchgeführt (die detaillierte Beschreibung erfolgte bereits in den jeweiligen Abschlussberichten der Projektpartner):

- Erfassung und Berechnung der messflächenspezifischen Landschaftsparameter; Kartierung der Landschafts- und Nutzungsstruktur auf Biotopebene in den Landschaftskreisen mit 1000 m Radius rund um die Messflächen
- Erfassung der blütenbesuchenden Bienen (Farbschalen) mit Erfassung des Blütenangebots und des Unkrautdrucks (Kartierung)
- Erfassung oberirdisch nistender Bienen und Wespen und ihrer Gegenspieler mit Nisthilfen (Schilfnisthilfen)
- Auswahl und Einrichtung zusätzlicher Niststrukturen zur Erfassung unterirdisch nistender Wildbienen (Sandnisthügel, Aushubfläche, Aushubhügel als Aufschüttung mit dem Oberboden der Aushubfläche); Erfassung der Wildbienen- und Wespenfauna an den Bodenniststrukturen
- Bestäuberausschlussversuche
- Bestimmung der Bestäubungsleistung und der Erträge
- Erfassung der Bewirtschaftungsdaten für die Messflächen
- Laborarbeiten (Bienenpräparation, Auswertung Schilfnisthilfen, Samen, etc.)
- Datenauswertungen

Ziel dieses Arbeitspakets ist es, aus gezielten Feldstudien Empfehlungen abzuleiten, wie Agrarlandschaften im zeitlichen und räumlichen Kontext aussehen sollten und wie bestehende Biodiversitätsmaßnahmen (BM) verbessert werden können, um Bienen stärker zu fördern und ihre Bestäubungsleistung in Agrarflächen zu erhöhen. In den Feldstudien werden BM der folgenden Kategorien betrachtet:

- Bestäuberfreundliche Bewirtschaftung von nichtblühenden Kulturen, in denen Beikräuter Pollen und Nektar liefern (z. B. im Ökolandbau)
- Anbau von Pollen und Nektar liefernden Kulturpflanzen und Ansaat von Blühflächen
- Erhaltung und Förderung naturnaher Flächen, in denen sich vielfältige Nistplätze und Nahrungsressourcen befinden

Folgende Fragen werden untersucht:

- Auswirkung des Flächenanteils von BM auf Landschaftsebene: Wirkt sich eine Steigerung des Flächenanteils von BM auf der Landschaftsebene positiv auf Wildbienen aus und haben BM damit nicht nur lokale Effekte, sondern auch Effekte auf der Populationsebene?

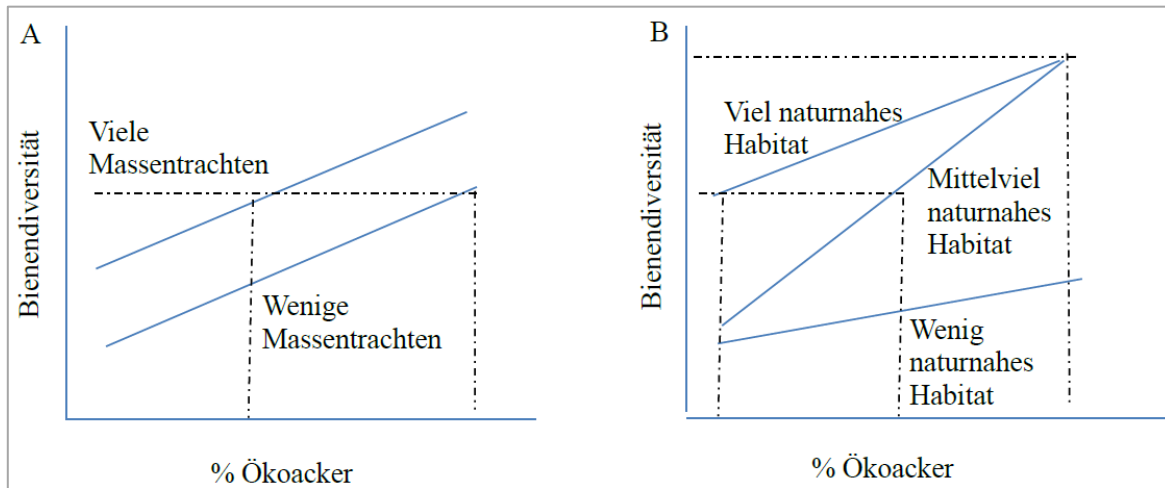


Abb. 2A/2B: Hypothetische Zusammenhänge zwischen der Bienendiversität, dem Anteil Ökoacker in der Landschaft (% Ökoacker) und einem weiteren Landschaftsparameter. (A) Additive Effekte von % Ökoacker und der Verfügbarkeit von Massentrachten in der Landschaft: In diesem Beispiel kann dieselbe Bienendiversität (waagrechte gestrichelte Linie) durch die Kombination aus vielen Massentrachten und wenig Ökoacker erreicht werden oder aus wenig Massentrachten und viel Ökoacker. (B) Interaktive Effekte von % Ökoacker und % naturnahes Habitat: Nur bei einem hohen Anteil Ökoacker spielt es keine Rolle für die Bienendiversität, ob es viel oder mittelviel naturnahes Nisthabitat in der Landschaft gibt. Generell geringe Bienendiversität und nur geringe positive Effekte des Ökoackers gibt es, wenn nur wenig naturnahes Habitat vorhanden ist.

- Auswirkung von BM auf andere Flächentypen in der Umgebung: Sind positive Effekte von BM auf Wildbienen und ihre Bestäubungsleistung auch in Flächentypen in der Landschaft nachweisbar, in denen keine oder andere BM umgesetzt werden?
- Wechselwirkungen zwischen BM: Addieren sich positive Effekte verschiedener BM auf Landschaftsebene und können sich BM gegenseitig ersetzen (Abb. 2A)? Oder gibt es Wechselwirkungen zwischen verschiedenen BM, die beispielsweise dazu führen können, dass eine BM nur wirksam ist, wenn eine andere BM einen bestimmten Flächenanteil in der Landschaft überschreitet (Abb. 2B)?
- Managementanpassungen auf lokaler Ebene: Lässt sich die positive Wirkung von BM auf Wildbienen durch Managementanpassungen auf der lokalen Ebene steigern?
- Unterschiede zwischen Wildbienengruppen in ihrer Antwort auf BM aufgrund von artspezifischen Habitatansprüchen und Merkmalen: Fördern BM alle Bienengruppen gleichermaßen oder gibt es Unterschiede, z. B. Hummeln vs. andere Wildbienen, langrüsselige vs. kurzrüsselige Hummeln, Rote-Liste-Arten vs. andere Wildbienen, Frühlings- vs. Sommerarten oberirdisch vs. unterirdisch nistende Arten, Kuckucksbienen vs. andere Arten, oligolektische vs. polylektische Arten, kleine vs. große Arten?

#### **AP4 – Zuordnung zu Attraktivitätsklassen und Zeitreihenmodellierung**

Anhand einer Literaturlauswertung und einer Expertenbefragung wurde eine Matrix erstellt, die Kulturarten und Strukturelemente für unterschiedliche Bestäubergruppen je eine Attraktivitätsklasse in Bezug auf Zeitraum, Nisthabitat und Nahrungsangebot zuordnet. Dazu wurden die landwirtschaftlichen Ackerkulturen über eingesäte Blühflächen bis hin zu Landschaftselementen hinsichtlich Nahrungsangebot und/oder Eignung als Nisthabitat bewertet. Diese Bewertung wird zeitlich differenziert vorgenommen, da sich im Jahresverlauf das Nahrungsangebot und die Eignung als Nisthabitat ändern kann.

Die Entwicklung der Bestäuberattraktivität der Messflächen in den vorangegangenen Jahren wurde gemäß der oben genannten Attraktivitätsklassen modelliert. So konnte ein zeitlich vollständiges Profil zur Attraktivität für Bienen und Wildbienen für die Messflächen erstellt werden.

#### **AP5 – Bewertung der Bestäuberfreundlichkeit von Landschaftsausschnitten**

In Anlehnung an die Attraktivitätsklassen und unter Berücksichtigung von Biotopverbundachsen wurden Kriterien für die Bestäuberfreundlichkeit von Landschaften festgelegt, formalisiert und dadurch maschineninterpretierbar gemacht. Auf Grundlage der gesetzten Kriterien wurden landesweite Aussagen über den Ist-Zustand der Bestäuberfreundlichkeit von Landschaften abgeleitet und realistische Optimierungsszenarien entwickelt.

#### **AP6 – Modellierung der im AP5 entwickelten Szenarien**

Räumlich-zeitliche Effekte unterschiedlicher BM wurden quantifiziert und in Karten dargestellt. Bei der Analyse der Ist-Zustände in AP5 wurden Gebiete identifiziert, die einen besonderen Handlungsbedarf aufweisen. Über die Modellierung verschiedener Szenarien wurden gezielt Handlungsempfehlungen für bestimmte Regionen getestet und optimiert werden. Dadurch soll verhindert werden, dass manche Regionen mit Maßnahmen "überversorgt" werden, während andere Regionen immer stärker an Biodiversität verarmen.

#### **AP7 – Ökonomische Bewertung der Szenarien**

Aufbauend auf die fachliche Bewertung aus AP4 hinsichtlich ihrer positiven Auswirkungen auf Bestäuber wurden die BM ökonomisch bewertet. Es wurde die Differenz zwischen der Ausgangssituation (z. B. Anbau bestimmter Feldfrüchte, Flächenanteil an Nisthabitaten, intensive Regulierung von Beikräutern) und dem Optimalszenario (z. B. Anbau Nahrung liefernder Kulturen, Erhöhung der Nisthabitatanteils, Tolerierung eines höheren Beikrautbesatzes) ermittelt. Hierzu wurden im wesentlichen Literaturdaten (z. B. vom Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V., (KTBL), Standarddeckungsbeiträge), aber auch die Aussagen und Einschätzungen der Landwirte (tatsächliche Ertragspotenziale der betrachteten Flächen)

berücksichtigt. Die aktuellen Fördermaßnahmen Bayerns wurden darüber hinaus, sofern es Maßnahmenüberschneidungen gibt, ebenfalls berücksichtigt.

### **AP8 – Ermitteln von Umsetzungschancen und Umsetzungshindernissen**

Mit Hilfe von Landwirtsumfragen und Workshops wurden Umsetzungschancen und Hindernisse für BM ermittelt, die auch über die rein ökonomische Betrachtung hinausgehen.

Mit 50 Betrieben (ca. die Hälfte konventionell wirtschaftend, die Hälfte ökologisch) führten die Ackerbauberater der BEB bei Bedarf unterstützt von der Naturschutzberatung fragebogenbasierte Interviews. Inhaltlich wurden hierzu auch die Ergebnisse der Workshops verwertet. Es wurden im Wesentlichen geschlossene Fragen mit definierten Auswahlmöglichkeiten gestellt, so dass sich die Interviews auch quantitativ auswerten ließen. Es wurden vor allem Landwirte befragt, die Flächen in den Landschaftsquadranten bewirtschaften. Da es nicht um eine repräsentative Befragung, sondern um Einschätzungen aufgrund einer vorherigen Auseinandersetzung ging, beeinflusst die Einbindung der Landwirte in vorherigen Schritten des Projektes die Ergebnisse nicht negativ.

Im Rahmen von zwei Workshops, die jeweils in einer Untersuchungsregion stattfanden, wurden moderierte Gesprächsrunden mit Landwirten durchgeführt, um ihre Einschätzungen zu den Möglichkeiten, Grenzen und Hindernissen zur Umsetzung wildbienenfördernder Maßnahmen zu ermitteln.

Mit Hilfe der Ergebnisse der vorherigen Arbeitspakete AP6 und AP7 konnten die im AP8 gewonnenen Erkenntnisse eingeordnet und für das AP9 aufbereitet werden. Dadurch waren konkrete praxisrelevante Empfehlungen sowohl für den Praxisratgeber als auch für agrarpolitische Fördermaßnahmen möglich.

### **AP9 – Zusammenfassung der Ergebnisse**

Unter Berücksichtigung der Modellierung der Optimalszenarien und der ökonomischen Bewertung dieser Szenarien sowie der Aussagen der Landwirte aus AP8 wurden die betrachteten Biodiversitätsmaßnahmen (BM) bewertet. Dabei wurde das Potenzial ausgewählter BM in Bezug auf die folgenden 3 Punkte beurteilt:

- Landschaftspotenzial: Welche BM ist in der jeweiligen Landschaft besonders effektiv?
- Ökonomisches Potenzial: Welche ökonomische Auswirkung bzw. welche Kosten hat die BM in der jeweiligen Landschaft?
- Betriebliches Potenzial: Inwieweit ist die BM auf Betriebsebene tatsächlich umsetzbar?

## **AP10 – Wissenstransfer und Beratungsempfehlungen**

Die Verbreitung der Erkenntnisse erfolgte im Projektzeitraum über geeignete Medien für Landwirte, Kommunen, Berater, Wissenschaftler und Entscheidungsträger:

- Publikation der Ergebnisse auf wissenschaftlichen Tagungen / Fachtagungen, in Fachzeitschriften und auf den jeweiligen Internetseiten der Projektpartner.
- Erstellung einer Projekt-Postkarte mit Kurzinfos zum Projekt und den Kontaktdaten sowie den Link auf die Projekthomepage.
- Entwicklung und Pflege der Projekt-Website (Micro-Site) mit Entscheidungsbaum für Landwirte, die bestäuberfreundliche Maßnahmen umsetzen möchten.
- Social Media: Begleitung des Projekts und Vorstellung der Ergebnisse in ausgewählten sozialen Medien (z. B. Instagram).
- Podcast: Praktiker berichten (von Landwirten für Landwirte); Einstellen des Podcasts auf den gängigen Audio-Streaming-Diensten (z. B. Spotify, Deezer).
- Gruppentreffen und regionale Veranstaltungen für andere Landwirte auf den Projektbetrieben (z. B. Führungen zu den Untersuchungsflächen).
- Anfertigung eines Praxisratgebers zur Umsetzung.
- Kurzfilm, der Zusammenhänge zwischen Ackerbau und Bestäuberfreundlichkeit erklärt mit Hinweisen zu entsprechender Literatur und Beratungsgrundlagen.
- Fünf Vernetzungstreffen während des Projektes und eine große Fachtagung (Workshops und Vorträge) am Ende des Projektes mit Präsentation der Ergebnisse, Veröffentlichung des Kurzfilms. Zielgruppe: Multiplikatoren, interessierte Landwirte, Politik, Behörden, Berater und Mitarbeiter von Kommunen.
- Die Ergebnisse können über die Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft direkt an die fachlichen Entscheidungsträger auf Landes- und Bundesebene und damit in die Fläche getragen werden oder in Förderprogramme münden.

### **1.3.2 Begründung für vorgenommene, notwendige Änderungen**

Geringfügige Änderungen im zeitlichen Ablauf resultierten aus dem kurzfristigen Projektstarttermin nach der Projektbewilligung. Dies führte zu einer zeitlichen Verschiebung der Anlage von Niststrukturen für bodennistende Bienen und Wespen und der damit verbundenen Datenaufnahme um ein Jahr. Bis Projektende konnten jedoch alle geplanten Arbeitsschritte erfolgreich durchgeführt werden. In Tabelle 1 Arbeitsplan mit Arbeitspaketen aufgeteilt in Jahresquartale der Projektlaufzeit sind die Änderungen und neu hinzugekommenen Arbeitspakete übersichtlich dargestellt.

**AP1 – Koordination Gesamtprojekt, AP2 – GIS-Analyse zur Flächenauswahl für die Feldstudien / Kontaktaufnahme Landwirte und AP3 – Feldstudien zur**

## **Entwicklung wildbienenfreundlicher Maßnahmen auf Landschaftsebene mit Datenauswertung**

Abweichend vom ursprünglichen Zeitplan wurde die Anlage der Bodenniststrukturen erst im Winter 2022/2023 durchgeführt. Dies lag einerseits an dem verspäteten Projektbeginn und den Schwierigkeiten bei der Landwirtsakquise, andererseits aber auch an der Klärung von rechtlichen Themen des Bodenschutzes und Artenschutzes und an der Schadstoffanalyse und Ökozertifizierung des eingebrachten Sandmaterials. Somit konnte die erste Beprobung der Bodenniststrukturen auch erst im zweiten Durchführungsjahr beginnen. Die Probennahme an den Strukturen wurden aufgrund der räumlichen Gegebenheiten aufgeteilt, sodass die LfL drei Standorte im Freisinger Raum, Bioland vier Standorte im Augsburger Raum und die Uni Würzburg 17 Standorte im Norden übernahm. Das Protokoll zur Erfassung wurde von der Uni Würzburg so erarbeitet, dass auch ohne große Artenkenntnisse eine Beprobung möglich war. Zur Eichung der Probennahme fand ein Einführungstermin vor Ort an der Uni Würzburg statt. Zusätzlich wurden noch weitere mehrjährige Strukturen untersucht, um die Bedeutung von mehrjährigen Strukturen für die Wildbienenfauna zu untersuchen. Dies war zwar im Antrag nicht geplant, aber über die Vergabe von zwei Masterarbeiten von Seiten der Uni Würzburg dann realisierbar. Für die Auswahl der Flächen wurde hier noch eine GIS-Analyse durchgeführt. Anders als geplant wurden für die in 2023 weiteren beprobten Rapsflächen ebenso nochmal GIS-Analysen zur Messflächenauswahl durchgeführt. Aufgrund des Personalwechsels an der LfL im Frühjahr 2024 und nochmals Mitte 2024 war entsprechender Mehraufwand für Projektübergabe und Einführung in die Methodik und Projektbearbeitung erforderlich.

In der Projektkoordination an der LfL fanden im Laufe des Jahres 2024 Personalwechsel statt. Mitte Februar startete die neue Projektkraft, und eine gute Übergabe konnte durch eine zweiwöchige Überschneidung der Koordinatorinnen gewährleistet werden. Aufgrund von Arbeitszeitreduzierung auf 55 % ab April wurde beschlossen, eine zweite Koordinatorin einzustellen. Diese trat ihre Stelle ab Juli 2024 an. Durch die Wechsel, Einarbeitungen und zeitweise verringerte Umfang der Koordinationsstelle mussten manche Aufgaben und Arbeitspakete etwas nach hinten verschoben werden. Trotz dieser Umstände wurden die meisten Aufgaben zeitgerecht und erfolgreich erledigt. Auch die Zusammenfindung und Zusammenarbeit innerhalb der Projektpartner und -partnerinnen lief reibungslos, was an der Offenheit und Bereitschaft aller beteiligten Personen liegt und was durch regelmäßige Kommunikation, gerade die gemeinsamen Arbeitsbesprechungen, gefördert wurde.

Durch den seitens BLE genehmigten Verlängerungsantrag für den Zeitraum vom 01.01. - 30.06.2025 war es möglich, alle wesentlichen Arbeitspakete bis zum Projektende abzuarbeiten. Diese Ergebnisse wiederum sind die Basis für den darauf aufbauenden Praxisratgeber für die Landbewirtschaftler und Landbewirtschaftlerinnen, der essenziell für den erfolgreichen Abschluss des Projekts ist.

---

#### **AP4 – Zuordnung zu Attraktivitätsklassen und Zeitreihenmodellierung, AP5 – Bewertung der Bestäuberfreundlichkeit und AP6 – Modellierung der im AP5 entwickelten Szenarien**

Anders als ursprünglich geplant, konnte die Modellierung nicht an eine Fremdfirma vergeben werden, da sich kein geeigneter Auftragnehmer finden ließ. Ausführliche Vernetzungs- und Austauschgespräche haben unter anderem mit der Universität Bayreuth, Faculty of Biology, Chemistry and Earth Sciences Department of Earth Science [Prof. Dr. Thomas Koellner](#), und der Universität Salzburg, Fachbereich Geoinformatik, Z UniGis Salzburg, [Assoz.-Prof. Dr. Stefan Lang](#), stattgefunden. Die mehrfachen Vergabegespräche mit den potenziellen Auftragnehmern an den Universitäten führten zu dem Ergebnis, dass der Aufwand und die fachliche Betreuung einer Vergabe nicht in Relation zu den damit verbundenen Kosten stehen würden. Die Arbeitspakete wurden deshalb seitens LfL intern bearbeitet. Dies führte im Projekt zu einer Kostenersparnis von etwa 110.000 €. Von den für die Vergabe von Aufträgen (0835) insgesamt 125.800 € eingeplanten Projektmittel wurden lediglich etwa 15.000 € verausgabt.

Mit der Universität Bayreuth, Prof. Dr. Thomas Koellner, bestand jedoch über die anfänglichen Gespräche hinaus ein intensiverer fachlicher Austausch.

Die Ausschreibung einer MSc thesistopic: „Modelling Land Use Scenarios for Pollination“ durch Prof. Dr. Thomas Koellner und Dr. Sebastian Candiago von der UNI Bayreuth in Kooperation mit Dr. Thomas Machl und Dr. Harald Volz von der LfL war leider ohne Erfolg.

Nach reiflicher Überlegung mit den Projektpartnern wurde von der LfL die Modellierung mit dem InVEST Modell des Natural Capital Projects der Stanford University durchgeführt. Aufgrund der genannten Problematiken aus den vorangegangenen Arbeitspaketen, hat sich die Bearbeitung von AP4 zeitlich nach hinten verschoben, sodass wir erst im dritten Quartal 2023 unter Beteiligung aller Projektpartner die Attraktivitätsklassenzuordnung abschließen konnten, auf der wiederum die Modellierung basiert. Die Modellierung erforderte diverse Korrekturschleifen und Anpassungen der Inputlayer, um nach und nach ein möglichst realistisches Bild abzugeben. Die Ergebnisse der Modellierung sind in Kap. 4 ausführlich beschrieben.

#### **AP7 – Ökonomische Bewertung von Maßnahmen**

Die ökonomische Bewertung der in den vorangegangenen Arbeitspaketen betrachteten Biodiversitätsmaßnahmen war für Ende 2023 / Anfang 2024 geplant, wurde aber aus Arbeits-Kapazitätsgründen und Personalwechsel auf Mitte des Jahres 2024 verschoben.

**AP8 – Ermitteln von Umsetzungschancen und Umsetzungshindernissen**

Anders als ursprünglich geplant wurden die Workshops bereits im letzten Quartal 2023 organisiert und durchgeführt. Dieses Arbeitspaket vorzuziehen, ergab arbeitswirtschaftlich und fachlich Sinn. In den Wintermonaten sind die Landwirte weniger an die Feldarbeit gebunden und haben mehr Zeit und Muße, um an Veranstaltungen wie dieser teilzunehmen und sich einzubringen. Der Informationsfluss in den vorangegangenen Arbeitsschritten innerhalb der Projektpartner und mit den Landbewirtschaftern war intensiver als geplant, so dass die Durchführung der Workshops im Winterhalbjahr 2023/2024 sehr sinnvoll war. Für die darauf folgenden Arbeitspakete war es ebenfalls von Vorteil, auf die Ergebnisse aus den Workshops zurückgreifen zu können.

**AP10 – Wissenstransfer und Beratungsempfehlungen:**

Das Projekt wird auch über die LfL-Website nach außen präsentiert. Die Website wird fortlaufend aktualisiert und spiegelt somit einen möglichst aktuellen Projektstand wider.

Durch Nutzung der Synergien mit der Vernetzungs- und Transfermaßnahme Be-  
novation konnte ungeplant im Jahr 2023 der Kurzfilm [FarmerBeeWild – Bestäuberfreundliche Agrarlandschaften](#) erstellt und im Internet bereit gestellt werden.

Die Teilnahme am Be-  
novation-Podcast „Be-  
novation – Jetzt summt's auch auf den Ohren ...“ mit der [„Folge 5: Biodiversität fördern“](#) war ebenfalls ungeplant und konnte im Jahr 2024 umgesetzt werden.

Alle stattgefundenen Öffentlichkeitsarbeiten waren erfolgreich und wurden gut angenommen.

## **2 Wissenschaftlicher und technischer Stand, an den angeknüpft wurde**

Die Diversität von Wildbienen hat in Mitteleuropa in den letzten Jahrzehnten stark abgenommen (IPBES 2016). Als eine der Hauptursachen für diesen Rückgang gilt der Verlust von Habitaten, die den Wildbienen Nistplätze und Nahrung bieten (Potts et al. 2010). Wildbienen nehmen ihren Lebensraum auf der Landschaftsebene wahr und können räumlich getrennte Habitate zum Nisten und zur Nahrungssuche nutzen. Auf räumlich-zeitliche Änderungen in der Nahrungsverfügbarkeit können sie reagieren, indem sie zwischen Nahrungshabitaten in der Landschaft wechseln (Westrich 2018). Voraussetzung dafür ist, dass die Distanz zwischen den Habitaten nicht die Distanz überschreitet, die Bienen auf ihren Nahrungsflügen zurücklegen. Das können je nach Art zwischen 100 m und 3000 m sein (Westphal et al. 2006, Zurbuchen et al. 2010).

Biodiversitätsmaßnahmen (BM) haben das Potenzial, Wildbienen zu fördern, wenn sie zusätzliche Nahrung oder Nistressourcen liefern. Die BM lassen sich in drei Kategorien unterteilen:

- Bestäuberfreundliche Bewirtschaftung von nichtblühenden Kulturen, in denen Beikräuter Pollen und Nektar liefern (z. B. im Ökolandbau),
- Anbau von Pollen und Nektar liefernden Kulturpflanzen und Ansaat von Blühflächen auf Agrarflächen,
- Erhaltung und Förderung naturnaher Flächen, in denen sich vielfältige Nistplätze und Nahrungsressourcen befinden.

Für einige BM konnte gezeigt werden, dass sie die Bienendiversität im Vergleich zu Agrarflächen ohne BM lokal erhöhen können, auch wenn die BM nicht gezielt auf die Förderung von Bienen ausgerichtet ist. In der Folge sind die Bienendiversität und -abundanz solitärer Bienen höher in ökologischen als in konventionellen Weizenfeldern (Holzschuh et al. 2007, Geppert et al. 2020). Gleiches gilt für die nichtbewirtschafteten Ränder von ökologischen und konventionellen Weizenfeldern (Holzschuh et al. 2008, Happe et al. 2018). In Nisthilfen neben Rapsfeldern findet man mehr Brutzellen von Mauerbienen als neben nicht blühenden Kontrollflächen (Holzschuh et al. 2013). Für naturnahe Habitate wie Hecken oder Halbtrockenrasen, die zu den besten Nisthabitaten in der Agrarlandschaft zählen (Westrich 2018), ist gut belegt, dass ihre Anwesenheit in der Landschaft die Bienendiversität und die Bestäubungsleistung in Agrarflächen erhöht (Garibaldi et al. 2011). Es fehlen jedoch bisher Studien, die ein breites Spektrum an BM der drei oben genannten Kategorien in ihrem Wert für Wildbienen vergleichen. Nicht untersucht ist auch, wie sich BM der drei Kategorien auf Landschaftsebene gegenseitig in ihren Effekten auf Wildbienen beeinflussen und wie BM in der Landschaft kombiniert werden sollten, um Wildbienen und deren Bestäubungsleistung bestmöglich zu fördern.

Kombinationen von BM führen meistens zu besseren Erfolgen als eine einzelne BM. Ein möglicher Grund liegt darin, dass eine BM auf Landschaftsebene nur wirksam ist, wenn eine andere BM einen bestimmten Flächenanteil in der Landschaft überschreitet (Batary et al. 2011). Interaktionen zwischen BM lassen sich testen, indem gezielt Landschaften mit nicht-korrelierenden Landschaftsanteilen der BM ausgewählt werden (Redlich et al. 2021). Eine Kombination von BM kann auch notwendig werden, wenn nicht alle Wildbienengruppen gleichermaßen auf Änderungen in der Nahrungs- oder Nistplatzverfügbarkeit in der Landschaft reagieren. Antworten von Wildbienengruppen unterscheiden sich beispielsweise je nach Nistweise, Sozialität oder funktionellen Eigenschaften wie der Rüssellänge (Hopfenmüller et al. 2014, De Palma et al. 2015, Beyer et al. 2020). Für die meisten BM ist jedoch nicht näher bekannt, welche Bieneigenschaften den Erfolg der BM bei der Förderung von Wildbienen beeinflussen. Funktionelle Eigenschaften von Bienen können auch bestimmen, ob die Bestäubungsleistung in Agrarflächen mit der Bienendiversität und -abundanz zusammenhängt. Auch wenn sich eine hohe Bienendiversität grundsätzlich positiv auf landwirtschaftliche Erträge auswirkt (Dainese et al. 2019), fördern BM nicht unbedingt gleichzeitig die Bienendiversität und die Bestäubungsleistung. Ursache ist, dass BM nicht in jedem Fall sowohl Gesamtbienendiversität als auch die Diversität und Abundanz derjenigen Bienenarten erhöhen, die den Großteil der Bestäubungsleistung in den Feldfrüchten erbringen (Nicholson et al. 2020). Dies kann es notwendig machen, dass zur Förderung von seltenen Bienenarten und zur Steigerung der Gesamtbienendiversität andere Kombinationen von BM notwendig sind als zur Verbesserung der Bestäubungsleistung in Agrarflächen, die zum größten Teil von häufigen Wildbienenarten abhängt (Kleijn et al. 2015).

Getreidearten sind die am häufigsten in Deutschland angebauten Feldfrüchte (Destatis 2020). Auch wenn das Getreide selbst keine Biennahrung liefert, können bienenattraktive Blütenpflanzen, die als Begleitflora vorkommen, Getreidefelder zu Nahrungshabitaten für Wildbienen machen. Dies ist in ökologisch bewirtschafteten Weizenfeldern der Fall, in denen im Mittel die Artenvielfalt von (Blüten-)Pflanzen und die Blütendeckung größer sind als in konventionellen Feldern (Holzschuh et al. 2007, Geppert et al. 2020). Holzschuh et al. (2007) fanden jedoch, dass die Variabilität der Blütendeckung zwischen den Ökoflächen hoch ist: Etwa die Hälfte der untersuchten Ökoweizenfelder wiesen eine genauso geringe Blütendeckung auf wie die konventionellen Weizenfelder. Diese Ergebnisse zeigen, dass die Chance, Getreideanbau und die Förderung des Nahrungsangebots für Wildbienen zu kombinieren, im Ökolandbau bisher nicht überall genutzt wird. Bisher ist nicht bekannt, wie sich unterschiedliche Bewirtschaftungsweisen innerhalb des Ökolandbaus auf die Bienenfreundlichkeit von Getreidefeldern auswirken. Es fehlen Studien, die die Intensität der Unkrautbekämpfung im Ökolandbau mit der Blühpflanzen- und Bienendiversität in Beziehung setzen und Auswirkungen auf die Getreideerträge quantifizieren, die durch einen geänderten Unkrautdruck vermittelt werden. Der Ökolandbau hat das Potenzial, Bienen auf Landschaftsebene zu fördern (Holzschuh et al. 2008, Gabriel et al. 2010). Es bleibt zu testen, ob ein reduziertes

Unkrautmanagement in den Ökofeldern einer Landschaft die positiven Effekte des Ökolandbaus verstärkt und ob diese Effekte von den Flächenanteilen anderer BM moduliert werden.

Neben der räumlichen Kombination von BM spielt für die Entwicklung von Bienenpopulationen auch die zeitliche Ebene eine Rolle. Auf der zeitlichen Ebene ist für die Bienen sowohl ein kontinuierliches Nahrungsangebot während der Flugzeit innerhalb eines Jahres wichtig, als auch ein über die Jahre kontinuierliches Nahrungsangebot. Erste Studien weisen darauf hin, dass gerade Hummeln mit ihren langlebigen Kolonien davon profitieren, wenn verschiedene Feldfrüchte innerhalb einer Landschaft angebaut werden, die zu unterschiedlichen Zeiten blühen (Riedinger et al. 2014a, Rundlöf et al. 2014). Hier sind weitere Studien notwendig, die Nahrungslücken in der Saison identifizieren und Empfehlungen geben, mit welchen Feldfrüchten sie geschlossen werden können. Kaum untersucht ist auch, wie sich eine über die Jahre variierende Verfügbarkeit von bienenattraktiven Kulturpflanzen auf Bienenpopulationen auswirkt (aber: Riedinger et al. 2014b, Van Reeth et al. 2018). Hier fehlen Studien dazu, wie der Anteil von bestäuberattraktiven Kulturen in der Fruchtfolge der vergangenen Jahre und die interannuelle Variabilität der Flächenanteile von bestäuberattraktiven Kulturen und gesäten Blühflächen, die Bienendiversität und -abundanz beeinflusst. Daten hierzu werden wichtige Informationen liefern, wie blütenreiche Ackerflächen gezielt dazu eingesetzt werden können, zu einem kontinuierlichen Nahrungsangebot für Bienen beizutragen.

Derzeit gibt es unterschiedliche Ansätze von Bewertungskriterien für die Biodiversitätsleistungen von Agrarökosystemen. Der Biodiversitäts-Check von Bio Suisse (<https://www.bio-diversitaet.ch/de>) fördert die Biodiversität auf Landwirtschaftsbetrieben, wobei die Beschreibung der Biodiversitätsleistung ausschließlich verbal erfolgt. Ansätze zur Bewertung der Biodiversität in der Landschaft über Indikatoren- bzw. Punktesysteme wurden z. B. von von Haaren et al. (2012) mit der Softwareanwendung MANUELA oder von Siebrecht (2010) mit der Softwareanwendung REPRO entwickelt. Punktesysteme zur Biodiversitätsbewertung finden sich bei Frieben (1998), Braband (2006), Jeanneret et al. (2014) und Gottwald und Stein-Bachinger (2018). Diese Systeme bewerten allerdings nur die jeweilige Kultur im Anbaujahr. Eine im Jahresverlauf abgestufte Bewertung der Fruchtfolge inklusive Zwischenfrüchte bzw. eine Berücksichtigung der räumlichen Zusammenhänge ist in diesen Systemen nicht explizit möglich. Eine Entwicklung in diese Richtung wird durch agentenbasierte Modelle (BEEHAVE, BUMBLEBEEHAVE, BEESCOUT) zu Bienen bzw. Hummelvorkommen in der Agrarlandschaft möglich (Becher et al. 2014, Becher et al. 2016, Becher et al. 2018). Diese Modelle sind für eine nicht wissenschaftliche Anwendung, wie z. B. die Beratung von Landwirten, zu komplex. Allerdings gibt es bereits vereinfachte Anwendungen, die z. B. am Thünen-Institut in Braunschweig entwickelt werden. Auch wird gerade eine angepasste Modellvariante BEESTEWARD entwickelt. Das Tool soll innerhalb des Projekts getestet und

so weit möglich genutzt werden. Dazu wird der Austausch mit den verschiedenen Entwicklerteams angestrebt, um mögliche Synergien zu nutzen.

Für die Bestimmung des Biotopverbundes bzw. der Ausbreitung von Organismen in der Landschaft stehen unterschiedliche Methoden zur Verfügung. Erfasst werden können z. B. rein strukturelle Parameter, funktionale Zusammenhänge oder tatsächliche Organismenbewegungen in der Landschaft (Wolfrum 2006). Funktionale Zusammenhänge können z. B. über graphentheoretische Ansätze (Urban und Keitt 2001, Minor und Urban 2008, Urban et al. 2009) oder den Ansatz der Circuit Theory erfasst werden (McRae 2006, McRae et al. 2008). Die Integration dieser Methoden in Modelle können helfen, die Bienenfreundlichkeit von Landschaften zu bewerten.

### **3 Material und Methoden**

#### **3.1 Studie 1 – Welche Maßnahmen auf Landschaftsebene mindern die negativen Effekte von ackerdominierten Landschaften auf Bestäuber?**

Ziel der Studie 1 war es zu untersuchen, inwieweit biodiversitätsfördernde Maßnahmen auf Landschaftsebene geeignet sind, die negativen Auswirkungen intensiver Landwirtschaft abzumildern. Betrachtet wurde, ob eine Erhöhung der Landschaftsanteile von (1) naturnahen Habitaten, (2) Ökolandbau, (3) frühblühenden Massentrachten (Raps) und (4) spätblühenden Massentrachten (Leguminosen) die negativen Effekte von ackerdominierten Agrarlandschaften auf Bestäuber verringern können.

##### **3.1.1 Studiengebiet und Studiendesign**

Die Untersuchungsflächen verteilten sich über ganz Bayern (Unterfranken im Norden sowie Schwaben, Ober- und Niederbayern im Süden (Abb. 3, unten rechts)). In beiden Regionen machten Ackerflächen etwa 50 % der Landschaft um die Untersuchungsflächen aus, wobei Getreide den größten Anteil einnahm. Nur im Süden war ein erheblicher Anteil an Maisanbau vorhanden. Der Anteil von Massentrachten in der Landschaft betrug im Norden etwa 10 % und war damit doppelt so hoch wie im Süden (~5 %). Ebenso war die Vielfalt an Massentrachten im Norden deutlich größer, obwohl in beiden Regionen Raps die dominierende Art war. Aufgrund all dieser regionalen Unterschiede wurden die beiden Regionen in allen Analysen getrennt betrachtet.

Insgesamt wurden 132 Standorte untersucht, die in 30 Cluster organisiert waren (Norden: 72 Standorte in 17 Clustern; Süden: 60 Standorte in 13 Clustern). Idealerweise enthielt ein Cluster je einen Standort der folgenden fünf Flächen-Typen:

- Konventionell bewirtschafteten Winterweizen (winter wheat conventional),
- ökologisch bewirtschafteten Winterweizen (winter wheat organic),
- konventionell bewirtschafteten Raps (oil seed rape conventional),
- Hecke (hedge) an Acker angrenzend und drei Ackerrandstreifen – jeweils angrenzend an konventionell bewirtschafteten Raps,
- naturnahes Grünland (semi-natural grassland).

Da nicht in jedem Cluster alle fünf Flächen-Typen vorkamen, variierte die Anzahl der Standorte pro Cluster zwischen zwei und fünf. Die Cluster befanden sich in unterschiedlichen Landschaften, die unabhängige Gradienten bezüglich der drei Landschaftsparameter „Ökoacker“, „Massentrachten“ und „naturnahes Habitat“ in der Umgebung abdeckten (Abb. 3, unten links).

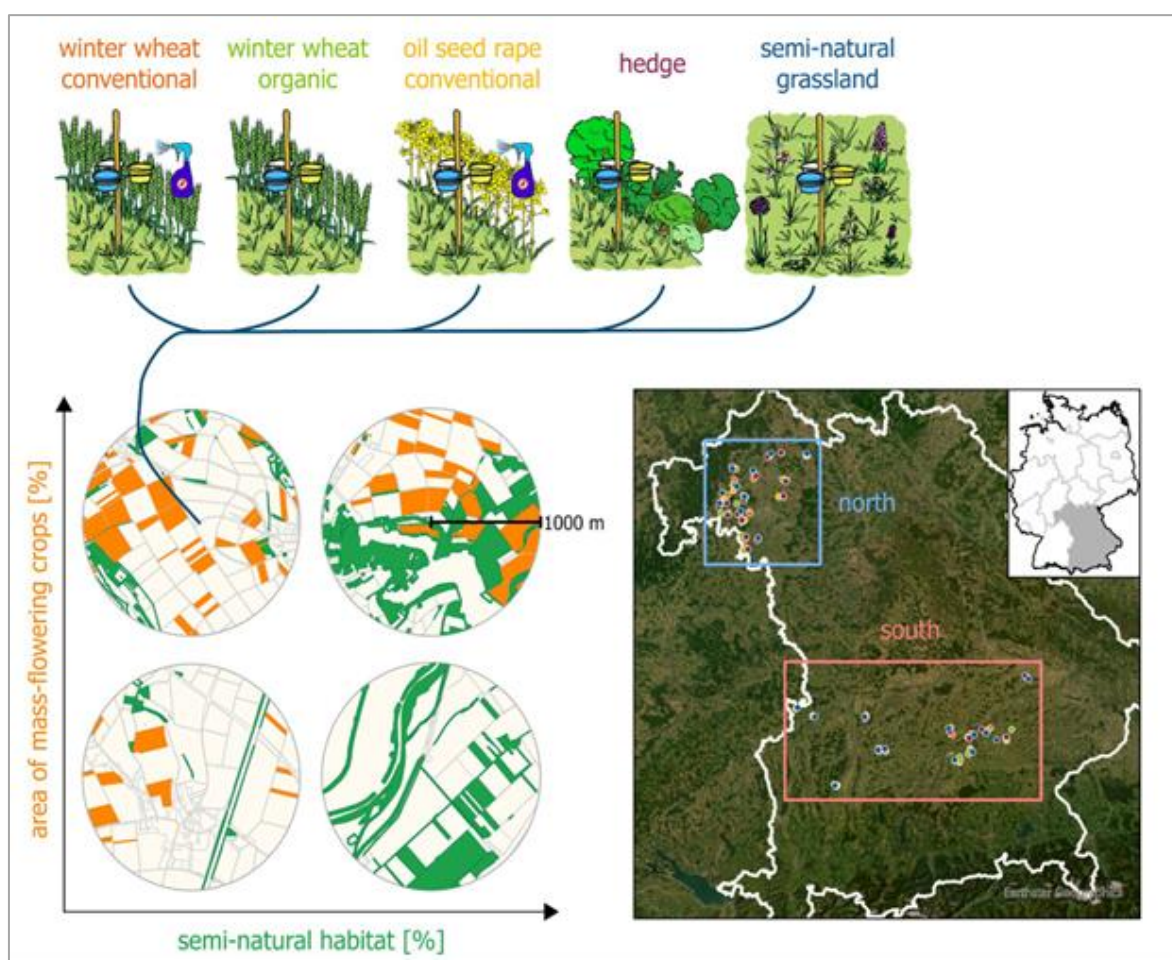


Abb. 3: Fünf Flächen-Typen (oben) im Zentrum von Landschaftsausschnitten mit 1000 m Radius, die sich in der Landschaftszusammensetzung unterscheiden (unten links), in 30 Standort-Clustern in Nord- und Südbayern (unten rechts).

### 3.1.2 Bestäubererfassung

An jedem Standort wurde ein Pfosten mit drei Farbschalenfallen aufgestellt, die in 40 - 50 cm Höhe über dem Boden befestigt waren. Die Schalen waren jeweils mit UV-reflektierender Farbe in weiß, gelb und blau gefärbt (Abb. 4). Die Proben wurden pro Standort dreimal zwischen Mai und August 2022 genommen, mit mindestens vier Wochen Abstand zwischen den Probenahmen an einem Standort. Alle Proben wurden nach der Rapsblüte gesammelt; die dritte Runde fand nach der Ernte von Winterweizen und Raps statt. Die Farbschalen waren für 48 Stunden mit Wasser und einem Tropfen Spülmittel gefüllt. Anschließend wurden die gefangenen Insekten in 70 % Ethanol aufbewahrt. Wildbienen und Schwebfliegen als Hauptbestäubergruppen wurden aussortiert, genadelt und zur Artbestimmung an taxonomische Experten geschickt. Die Abundanz und Artenvielfalt jeder Bestäubergruppe wurde über alle drei Beprobungsrunden pro Standort aufsummiert bzw. kumuliert.



Abb. 4: Farbschalen am Rand eines konventionellen Weizenfeldes beim Aufstellen (links) und beim Leeren mit gefangenen Insekten (rechts).

### 3.1.3 Erfassung der Landschaftsparameter

Im Umkreis von 1.000 m um jeden der 132 Standorte wurden der Ackerflächen-Anteil und der Anteil der drei Landschaftsparameter „Ökoacker“, „Massentrachten“ und „naturnahes Habitat“ als relative Flächen-Anteile erfasst.

Der Ackerflächen-Anteil und der Anteil der Landschaftsparameter „Ökoacker“ und „Massentrachten“ wurde aus Daten der InVeKoS (2022) des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten ermittelt. Die wichtigsten Massentrachten waren Winterraps und Leguminosen. Die Leguminosen umfassten acht verschiedene Kulturen, wobei Sojabohnen, Erbsen und Ackerbohnen am häufigsten vorkamen. Klee wurde dabei nur dann als Massentracht gezählt, wenn die Saatgutproduktion als Anbauziel angegeben war, da bei Futterklee die Schnitffrequenz sehr variabel ist und somit Blütezeit und Blühintensität kaum vorhersehbar sind. Da

Leguminosen sich in ihrer Attraktivität und Blühphänologie stark vom Raps unterscheiden, wurden Analysen getrennt für Raps und Leguminosen durchgeführt.

Für die Bestimmung des Landschaftsparameters „naturnahes Habitat“ wurde eine Karte aus verschiedenen Datenquellen erstellt und im Untersuchungsjahr durch Geländeerhebungen validiert und aktualisiert. Zum Landschaftsparameter „naturnahes Habitat“ zählten:

- Waldränder,
- Hecken,
- Streuobstwiesen,
- extensiv genutzte Grünflächen,
- Brachflächen und
- Röhrichte.

### 3.1.4 Statistische Analysen

Alle Analysen wurden mit R Version 4.4.1 (R Core Team 2024) durchgeführt. Die Antwortvariable waren die Abundanz und Artenzahl von Wildbienen und Schwebfliegen, die aufgrund starker interregionaler Unterschiede in der Landschaftskonfiguration und klimatischen Bedingungen separat für jede Region analysiert wurden. Jede Antwortvariable wurde in Abhängigkeit der Ackerfläche und deren Interaktion mit jeweils einem der folgenden Faktoren modelliert, die den Effekt von Ackerfläche auf Bestäuber modulieren könnten: Anteil naturnaher Flächen, Ökolandbau, Rapsfläche oder Leguminosenfläche. Daraus resultierten 32 Modelle (Abb. 5).

Antwortvariable	Artengruppe	Region	erklärende Variable	modulierende Variable
(Abundanz) (Artenzahl)	(Wildbienen) (Schwebfliegen)	(Nord) (Süd)	(% Ackerfläche)	(% naturnahe Habitate) (% Ökolandbau) (% Raps) (% Leguminosen)

Abb. 5: Übersicht der Faktoren für die 32 Modelle der Studie 1.

Alle Modelle wurden als generalisierte lineare gemischte Modelle (GLMMs) mit dem Paket *glmmTMB* (Brooks et al., 2017) gerechnet. Es wurde eine Poisson-Verteilung der Daten angenommen bzw. eine negative Binomialverteilung, falls eine Korrektur für Überdispersion notwendig war. Um zu testen, ob die Interaktion signifikant zur Erklärung der Antwortvariable beiträgt, wurde für jedes Modell eine ANOVA Typ III mit dem Paket *car* (Fox und Weisberg 2019) durchgeführt. Nur bei einem signifikanten Interaktionseffekt wurde dieser im finalen Modell berücksichtigt.

### 3.2 Studie 2 – Interaktionen von Massentrachten mit naturnahen Habitaten

Ziel der Studie 2 war die Beantwortung folgenden Fragen:

- (1) Hängt der Wert von Massentrachten als biodiversitätsfördernde Maßnahme ab vom Anteil naturnahe Habitats in der Landschaft und gibt es Unterschiede zwischen früh- und spätblühenden Massentrachten?
- (2) Auf welcher zeitlichen Skala ist Stärke von Effekten des Anteils an Massentrachten in der Landschaft am größten (Anteil Massentrachten im Untersuchungsjahr vs. Vorjahr vs. gemittelt über die vorangegangenen fünf Jahre)?

Aufbauend auf Daten aus der unter 3.1 beschriebenen Studie wurden zusätzliche Analysen durchgeführt, um (1) interagierende Effekte von Massentrachten und naturnahen Habitats auf Bestäuber und (2) Langzeiteffekte von Massentrachten auf Landschaftsebene zu untersuchen. Der Anteil von Massentrachten wurde dafür aus InVeKoS-Daten für das Jahr 2022 (Jahr der Bestäubererhebung) sowie für die vier Jahre davor (2018 - 2021) berechnet, um auch Langzeit- und Zeitverzögerungseffekte zu berücksichtigen. Zusätzlich zu den Analysen in 3.1 wurden die Antwortvariablen in Abhängigkeit der Raps- bzw. Leguminosenfläche in drei zeitlichen Skalen modelliert – aktuelles Jahr (2022), Vorjahr (2021) und Durchschnitt der letzten fünf Jahre (2018 - 2022), jeweils in Interaktion mit dem Anteil naturnaher Habitats als möglichem modulierendem Faktor (InVeKoS 2018 - 2022). Insgesamt ergaben die unterschiedlichen Kombinationen aus Variablen 48 Modelle (Abb. 6). Die weiteren Berechnungen erfolgten analog zu 3.1.3.

Antwortvariable	Artengruppe	Region	erklärende Variable	modulierende Variable
$\left( \begin{matrix} \text{Abundanz} \\ \text{Artenzahl} \end{matrix} \right)$	$\left( \begin{matrix} \text{Wildbienen} \\ \text{Schwebfliegen} \end{matrix} \right)$	$\left( \begin{matrix} \text{Nord} \\ \text{Süd} \end{matrix} \right)$	$\left( \begin{matrix} \% \text{ Raps} \\ \% \text{ Leguminosen} \end{matrix} \right)$	$\left( \begin{matrix} \text{aktuelles Jahr} \\ \text{Vorjahr} \\ \text{letzte 5 Jahre} \end{matrix} \right)$

Abb. 6: Übersicht der Faktoren für die 48 Modelle für Studie 2.

### 3.3 Studie 3 – Wildbienen, Schwebfliegen und Honigbienen antworten auf der Landschaftsebene unterschiedlich auf Ökolandbau und steigern die Erträge von Sonnenblumen

Ziel dieser Studie war es zu untersuchen, wie die Zusammensetzung der drei Landschaftsparameter „Ökoacker“, „Massentrachten“ und „naturnahes Habitat“ sowie die Bewirtschaftung auf Feldebene (Bewirtschaftungssystem, Unkrautdeckung und Unkrautartenreichtum) Wildbestäuber und Honigbienen in Sonnenblumenfeldern beeinflussen. Zusätzlich wurde ein Bestäuberausschluss-Experiment durchgeführt, um die Effekte der drei Landschaftsparameter, der Feldebewirtschaftung und der Bestäuber auf das Tausendkorngewicht, die Anzahl der Samen, die Bestäubungsleistungen und den Gesamtertrag zu bewerten.

### 3.3.1 Studiengebiet und Studiendesign

Die Studie wurde im Jahr 2022 auf 14 konventionellen und 15 ökologischen Sonnenblumenfeldern in Agrarlandschaften rund um Würzburg (Nordbayern Abb. 7A) durchgeführt. Die Felder wurden so ausgewählt, dass die umgebende Landschaftszusammensetzung möglichst breite Gradienten in Bezug auf die Anteile von 1) ökologischen Landbau, 2) naturnahe Habitats und 3) Sonnenblumenfelder abdeckte, wobei die Maximierung des Gradienten 1) höchste und des Gradienten 3) niedrigste Priorität hatte (Abb. 7B). Konventionelle Landwirte setzten mineralischen Dünger und Herbizide ein, jedoch keine Insektizide in den Sonnenblumenfeldern. Ökologische Landwirte verwendeten weder Pestizide noch Dünger, mit zwei Ausnahmen, bei denen Mist oder Kompost eingesetzt wurde. Die durchschnittliche Anzahl verschiedener Kulturen in der typischen Fruchtfolge betrug  $2,75 \pm 0,48$  (Mittelwert  $\pm$  Standardfehler) bei konventionellen und  $4,3 \pm 0,33$  bei ökologischen Sonnenblumenfeldern. Der Mindestabstand zwischen den Untersuchungsfeldern lag bei  $5,8 \pm 0,75$  km (Mittelwert  $\pm$  Standardfehler). In zwei Fällen betrug der Abstand zwischen den Feldern weniger als 2 km (0,958 km und 1,671 km). Die Feldgrößen lagen zwischen 0,8 ha und 39,9 ha und betragen im Mittel  $5,6 \pm 1,3$  ha. Weder die Feldgröße noch der Anteil der Sonnenblumenfläche unterschieden sich signifikant zwischen konventionellen und ökologischen Feldern (t-Test, alle  $P > 0,1$ ).

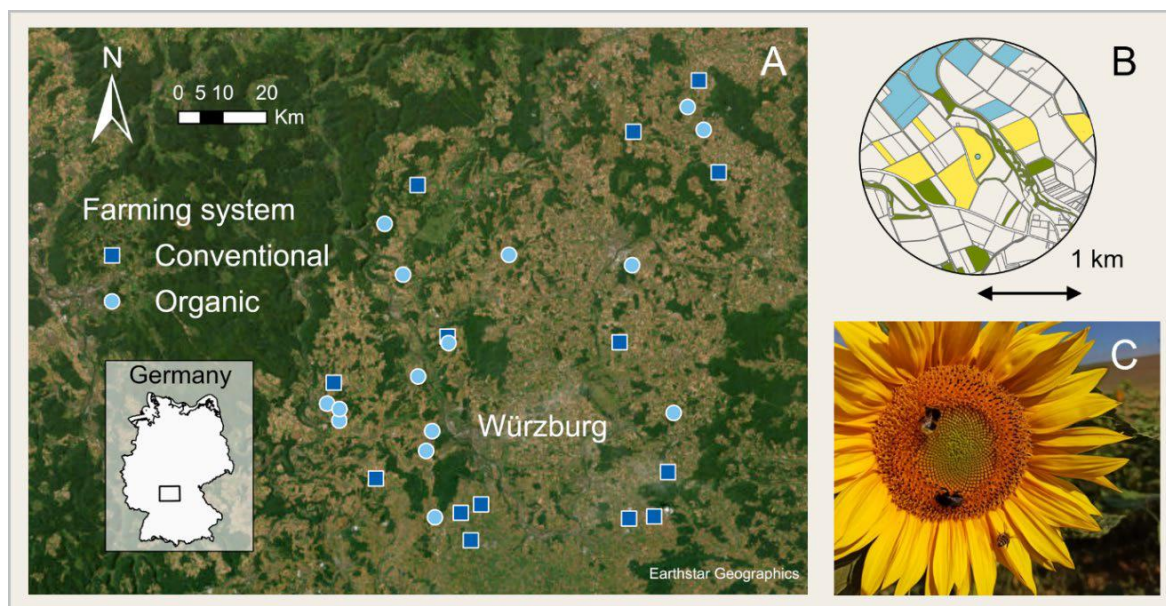


Abb. 7: Karte der Untersuchungsregion (A). Bestäuber und Pflanzen wurden auf 14 konventionellen (Quadrat, dunkelblau) und 15 ökologischen (Kreis, hellblau) Sonnenblumenfeldern rund um Würzburg, Deutschland, erfasst. Zur Quantifizierung der Landschaftszusammensetzung rund um jedes Feld wurden der Anteil an ökologischem Landbau (blau), an naturnahen Habitats (grün) und an Sonnenblumenfeldern (gelb) im Umkreis von 500 m und 1.000 m berechnet (B). Bestäuber und ihre Interaktionen mit Blüten wurden in zwei Erhebungsrunden während der Sonnenblumenblüte erfasst (C).

### 3.3.2 Landschaftszusammensetzung

Die Untersuchungsregion ist durch ein Mosaik aus jährlich genutzten Ackerflächen, eingestreuten naturnahen Habitaten, Dörfern und Wäldern geprägt. Die dominierende Kultur ist Winterweizen; weitere typische Kulturen sind Gerste, Dinkel und Raps. Die Landschaftszusammensetzung wurde für jeden Standort im Umkreis von 500 m und 1.000 m berechnet (Abb. 7B). Diese Radien wurden gewählt, da sie die typischen Flugdistanzen der untersuchten Bestäubergruppen abdecken (Greenleaf et al., 2007; Meyer et al., 2009; Zurbuchen et al., 2010). Mithilfe von ArcGIS Pro Version 3.2.1 (ESRI, 2023) berechneten wir den Anteil an jährlich ökologisch bewirtschafteten Flächen und Sonnenblumenfeldern im Untersuchungsyear basierend auf Daten InVeKoS (2022). Um den Anteil naturnaher Habitats zu bestimmen, wurden die in 3.1.3 beschriebenen Landschaftsparameter herangezogen. Die Landschaftsvariablen waren nicht miteinander korreliert, mit Ausnahme von Öko-Fläche und Sonnenblumenfläche, die positiv korreliert waren ( $R = 0,54$ ), da Sonnenblumen häufiger Teil ökologischer als konventioneller Fruchtfolgen sind. Wir berücksichtigten sowohl die Öko-Fläche als auch die Sonnenblumenfläche als Variablen in denselben Modellen, da sie gegensätzliche Effekte auf Bestäuber erwarten ließen.

### 3.3.3 Erfassung von Bestäubern, Blüten und Erträgen

Wir erfassten Bienen und Schwebfliegen in zwei Runden im Juli 2022 während der Sonnenblumenblüte (Abb. 7C).

Die Bestäuber wurden in folgende vier Gruppen differenziert, da sie die Gruppen in ihrer Ökologie stark unterscheiden:

- Honigbienen,
- Hummeln,
- allen anderen Wildbienen (im Folgenden „solitäre Bienen“)
- und Schwebfliegen.

Die Bestäuber wurden mithilfe von standardisierten Transektgängen erfasst. Jeder Transekt bestand aus 30 Minuten Suchzeit und umfasste 300 m<sup>2</sup> (300 m Länge, 1 m Breite). Die Hälfte des Transektes (15 Minuten, 150 m<sup>2</sup>) wurde am Feldrand begangen, die andere Hälfte im Feldinneren. Bestäuberindividuen wurden entweder vor Ort bestimmt oder mit einem Kescher gefangen und im Labor bestimmt. Für jeden bestäubenden Insektenbesuch wurde notiert, ob die besuchte Pflanze eine Sonnenblume oder ein Unkraut war. Zusätzlich wurden in beiden Runden Blütenerhebungen zu Unkräutern und Sonnenblumen auf denselben Transekten durchgeführt.

Die Artenvielfalt der Unkräuter wurde durch Zählen der unterschiedlichen Morphospezies pro Transekt erfasst. Die Blütendeckung durch Unkräuter und Sonnenblumen wurde berechnet, indem die Fläche einer repräsentativen Blüte oder Blüheinheit pro Art mit deren Anzahl im Transekt multipliziert wurde. Bei variabler Blütengröße im Transekt wurde die Bedeckung für jeden Abschnitt separat berechnet und

anschließend summiert. Die Blütenbedeckung der Unkräuter wurde für jede Art summiert. Zusätzlich wurden Sonnen- und Schatten-Temperaturen während jeder Runde gemessen. Die Bestäubererhebungen fanden stets zwischen 9:00 und 17:30 Uhr statt, bei Schatten-Temperaturen von mindestens 18 °C und Windgeschwindigkeiten unterhalb von 3 Bft. Die Reihenfolge (Tageszeit), in der die Felder besucht wurden, wurde zwischen den Runden zufällig variiert, um zeitliche Effekte zu vermeiden. Die Häufigkeit der Bestäuber war nicht temperaturabhängig.

Um den Beitrag von Insektenbestäubung zu den Ertragskomponenten von Sonnenblumen zu bestimmen, führten wir Bestäuber-Ausschlussversuche auf 28 Feldern durch (14 konventionell, 14 ökologisch). Mitte Juni (vor Blühbeginn) wurden acht Sonnenblumenköpfe verschiedener Pflanzen sowohl am Feldrand als auch im Feldinneren markiert. Alle Pflanzen hatten einen Mindestabstand von 2 m zueinander; Pflanzen im Feldinneren lagen mindestens 20 m vom Rand entfernt. Die Hälfte der Blütenköpfe pro Standort wurde vor dem Aufblühen mit feinmaschigen Netzen eingetütet, sodass nur Wind- und Selbstbestäubung möglich war. Nach der Blüte wurden die Netze entfernt. Kurz vor der Ernte wurden die markierten Blüten per Hand geerntet. Samen wurden aus den Blütenköpfen gelöst, leere Samen aussortiert und der Kopfdurchmesser vermessen. Anschließend wurden die Samen 48 Stunden bei 55 °C getrocknet. Die Samen pro Blütenkopf wurden mit einer Feinwaage gewogen und mit einer Zählmaschine ausgezählt. Der feldspezifische Ertrag wurde für offene und eingetütete Blüten als durchschnittliches Samengewicht pro Blüte pro Standort berechnet und mit der Blütendichte multipliziert. Die Samenzahl und das Samengewicht pro Pflanze wurden für jedes Feld und jede Position (Feldmitte vs. Feldrand) gemittelt. Der Ertrag frei bestäubter und abgedeckter Blüten wurde als durchschnittliches Samengewicht pro Blüte und Position berechnet und anschließend mit der Blütendichte pro Position multipliziert. Die Bestäubungsleistung wurde als Differenz im Ertrag zwischen frei bestäubten und abgedeckten Blüten pro Position und Feld berechnet. Zur Schätzung des Gesamtertrags wurde der Ertrag frei bestäubter Blüten aus der Feldmitte herangezogen.

#### 3.3.4 Statistische Analysen

Die Bestäuberabundanzen wurden pro Gruppe über beide Runden hinweg aufsummiert, und die kumulative Artenvielfalt von Bestäubern und Unkräutern wurde pro Feld berechnet. Die Bedeckung durch Unkräuter und Sonnenblumen wurde feldweise über beide Runden gemittelt. Wir berechneten Chao1-Schätzer für die Artenvielfalt jeder Wildbestäubergruppe mit dem Paket *vegan* (Oksanen et al., 2022). Da der Chao1-Wert stark mit der gemessenen Artenvielfalt korrelierte ( $r > 0,7$ ;  $P < 0,001$ ), wurde in allen Modellen die gemessene Artenvielfalt verwendet.

Wir verwendeten generalisierte lineare Modelle (GLMs), um den Einfluss der Landschaftszusammensetzung und des Feldmanagements auf Bestäuber, Unkräuter, Bestäubungsleistung und Gesamtertrag der Sonnenblumen zu untersuchen. Für

Modelle zur Bestäuberabundanz wurden negative Binomialverteilungen verwendet, um Überdispersion zu berücksichtigen (Venables & Ripley, 2002). Für die Artenvielfalt der Bestäuber kamen Gamma-Verteilungen und für solitäre Bienen Poisson-Verteilungen zum Einsatz. Für Modelle zu Unkräutern, Bestäubung und Ertrag wurden Normalverteilungen verwendet. Es wurden separate Modelle für Abundanz und Artenvielfalt jeder Bestäubergruppe, Unkrautbedeckung (log-transformiert), Unkrautartenvielfalt, Bestäubungsleistung und Gesamtertrag als Antwortvariablen berechnet.

Ein mehrstufiger Modellansatz wurde verwendet, da Feldvariablen teils von Landschaftsvariablen abhingen, was die Beziehung zwischen erklärenden Variablen (Bestäuber) und Antwortvariablen (Feld- und Landschaftsvariablen) verzerren kann (Arif & MacNeil, 2023). Im ersten Modellset wurden die Landschaftsvariablen (Öko-Fläche, naturnahe Fläche, Sonnenblumenfläche im 1.000 m Radius), das Anbausystem (konventionell vs. ökologisch) sowie deren Interaktionen berücksichtigt. Für solitäre Bienen wurde ein zusätzlicher Modellsatz mit Landschaftsvariablen im 500 m Radius gerechnet, da deren Flugdistanzen kleiner sein können (Zurbuchen et al., 2010). Um die Auswirkungen des Managements auf Feldebene auf Bestäuber zu bewerten, berechneten wir ein zweites Set von Modellen mit den erklärenden Variablen Sonnenblumenbedeckung, Unkrautbedeckung, Unkrautartenvielfalt und Honigbienenendichte.

Zur Identifikation möglicher Effekte von Unkräutern auf Bestäubungsleistungen und Ertrag berechneten wir Modelle mit Unkrautbedeckung und Unkrautartenvielfalt als erklärende Variablen. In allen Modellen des zweiten Sets wurden zusätzlich alle erklärenden Variablen aus dem ersten Satz (Landschaftsmodelle) als Kontrollvariablen aufgenommen, um unverzerrte kausale Schätzungen für die Feldvariablen zu ermöglichen (Arif & MacNeil, 2023). In den Modellen zur Bestäubungsleistung wurde die Feld-ID als Random Effekt berücksichtigt, um die Unabhängigkeit von Messungen innerhalb eines Feldes zu korrigieren.

Um die Nutzung von Blütenressourcen durch Bestäuber (Sonnenblume vs. Unkraut) zu untersuchen, summierten wir die Anzahl der Bestäuber pro Gruppe und Feld, die auf Sonnenblumen bzw. auf Unkräutern beobachtet wurden. Anschließend berechneten wir Modelle mit negativer Binomialverteilung unter Verwendung von Blütenressource (Sonnenblume vs. Unkraut), Anbausystem und deren Interaktion als erklärende Variablen. Um zu testen, ob Samenanzahl, Samenmasse und Ertrag zwischen Blüten mit Bestäuberausschluss und offenen Blüten variieren, berechneten wir generalisierte lineare Modelle (GLMs) (Brooks et al., 2017) mit Behandlung (eingetütet vs. offen), Anbausystem und deren Interaktion als „Fixed“ Effekte sowie Feld-ID als Random Effekt.

Für Modelle mit Samengewicht oder -anzahl verwendeten wir eine Normalverteilung, für Modelle mit Ertrag eine Gamma-Verteilung. Zur Bewertung des Einflusses der Bestäuberhäufigkeit auf die Bestäubungsleistung verwendeten wir lineare gemischte Modelle (Bates et al., 2015) mit Bestäuberhäufigkeit als „Fixed“ Effekt und Random Effekt als Zufallseffekt. Die Signifikanz der Prädiktoren in allen Modellen wurde mit einer Type-II-ANOVA aus dem Paket car bewertet (Fox & Weisberg, 2019). Die Residuen aller Modelle wurden mithilfe von DHARMA geprüft (Hartig, 2022). Die statistischen Analysen wurden mit R Version 4.3.1 (R Core Team, 2023) durchgeführt.

### **3.4 Studie 4 – Wie moduliert die Verfügbarkeit von naturnahen Habitaten die Landschaftseffekte von Ökolandbau und Massentrachten auf Wildbienen und Schwebfliegen in Rapsfeldern?**

Ziel der Studie 4 war es zu untersuchen,

- (1) wie sich der Anteil an Ökolandbau und Massentrachten in der Landschaft auf die Abundanz und den Artenreichtum von Wildbestäubern, den Schädlingsdruck sowie Ertragskomponenten auswirkt und wie die Effekte dieser Landschaftsparameter vom Anteil naturnaher Habitate moduliert wird;
- (2) wie sich Bestäuber und Schädlinge auf die Ertragskomponenten von Raps auswirken und
- (3) welche Rolle Unkräutern in Rapsfeldern für Bestäuber spielen, und zwar während der Rapsblüte als auch nach der Rapsblüte.

#### **3.4.1 Studiengebiet und Studiendesign**

Wir wählten 34 konventionelle Winterrapsfelder aus, von denen 16 im Jahr 2022 und 18 im Jahr 2023 untersucht wurde. Die Felder lagen in Agrarlandschaften rund um Würzburg (Nordbayern) und wurden so ausgewählt, dass die umgebende Landschaftszusammensetzung möglichst große und nicht korrelierte Gradienten hinsichtlich des Anteils an ökologischen Ackerflächen, naturnahen Habitaten und Rapsfeldern abdeckte (Abb. 8A).

Die durchschnittliche Feldgröße betrug  $6,23 \pm 1,76$  ha (Mittelwert  $\pm$  Standardfehler) und unterschied sich nicht zwischen den Jahren (t-Test:  $t = 0,68$ ,  $P = 0,5$ ). Der durchschnittliche Abstand der Felder zum jeweils nächsten Rapsfeld lag 2022 bei  $9,72 \pm 1,24$  km und 2023 bei  $7,87 \pm 0,97$  km. In einem Fall im Jahr 2023 lag der Abstand zwischen zwei Feldern bei unter 2 km (1.885 m). Informationen zum Feldmanagement wurden von den Landwirten bereitgestellt. Alle Felder wurden mit mineralischem Dünger behandelt, und die meisten Felder erhielten Insektizidbehandlungen, mit maximal vier Anwendungen.

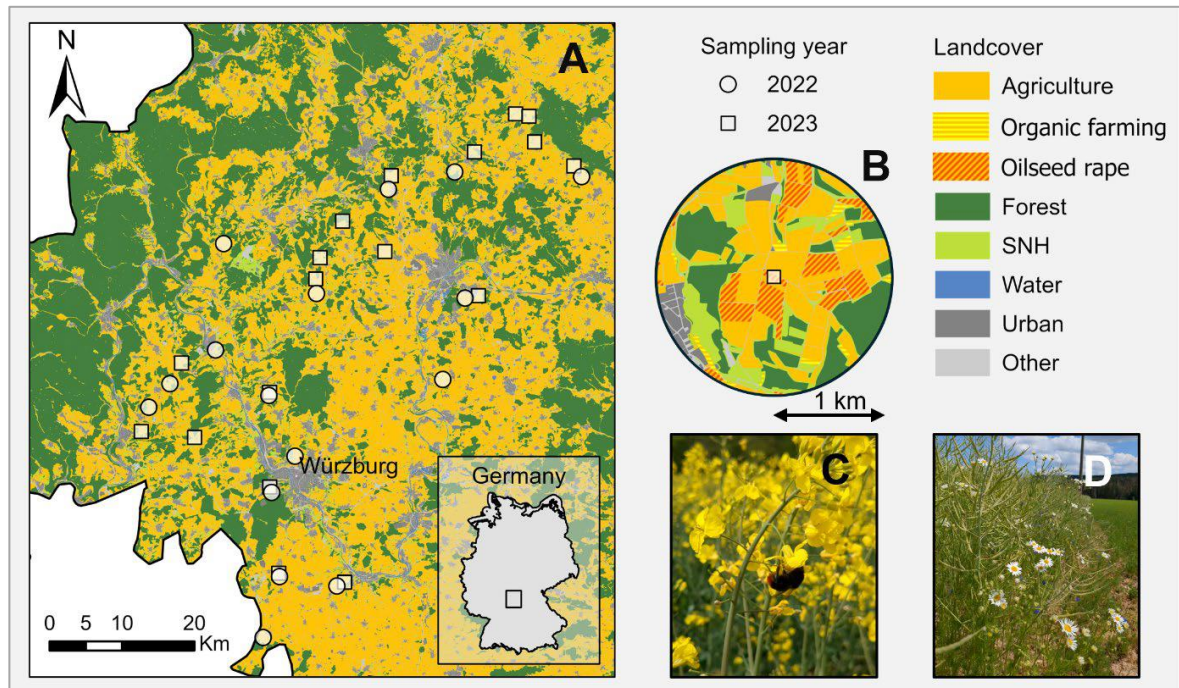


Abb. 8: Karte der Untersuchungsregion (A). Rapsfelder wurden im Jahr 2022 (Kreise) oder 2023 (Quadrate) untersucht. Zur Quantifizierung der Landschaftszusammensetzung um jedes Feld berechneten wir die Anteile von ökologischer Landwirtschaft, naturnaher Habitate (SNH) und Raps innerhalb eines Radius von 1.000 m (B). Bestäuber und Blüten wurden in jedem Jahr zweimal während der Rapsblüte beprobt (C) und einmal nach der Rapsblüte im Jahr 2023 (D).

Rapsfelder wurden entweder im Jahr 2022 (Abb. 8A, Kreise) oder 2023 (Abb. 8A, Quadrate) untersucht. Zur Quantifizierung der Landschaftszusammensetzung rund um jedes Feld berechneten wir den Anteil ökologischer Landwirtschaft, naturnaher Habitate und Raps im Umkreis von 1.000 m (Abb. 8B). Bestäuber und Blüten wurden in jedem Jahr zweimal während der Rapsblüte erfasst (Abb. 8C) und zusätzlich einmal nach der Rapsblüte im Jahr 2023 (Abb. 8D).

### 3.4.2 Landschaftszusammensetzung

Wir berechneten die Landschaftszusammensetzung im Umkreis von 1.000 m um jedes Feld, um typische Flugradien der untersuchten Bestäubergruppen abzudecken (Greenleaf et al., 2007; Meyer et al., 2009; Zurbuchen et al., 2010). Mit ArcGIS Pro Version 3.2.1 (ESRI, 2023) bestimmten wir die Anteile der ökologischen Landwirtschaft und des Rapsanbaus in den jeweiligen Studienjahren anhand von Daten aus dem Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystem (InVeKoS 2022 und 2023). Zur Berechnung der Anteile naturnaher Habitate wurde eine Karte erstellt, in welche die vorliegenden Flächendaten integriert wurden. Die Validierung der Karte erfolgte 2022 durch Geländeerhebungen.

Die Landschaftsparameter waren größtenteils unkorreliert. Mit Ausnahme von ökologischer Landwirtschaft und Rapsanteil, die negativ korreliert waren, da Raps

häufiger in konventionellen Anbausystemen vorkommt ( $r = -0,5$ ,  $P < 0,05$  im Jahr 2022;  $r = -0,7$ ,  $P < 0,05$  im Jahr 2023). Aus diesem Grund wurden beide Variablen nicht gemeinsam in denselben Modellen verwendet.

### **3.4.3 Aufnahme von Bestäubern, Blüten, Schädlingen und Ertragskomponenten**

In den Jahren 2022 und 2023 wurden Bienen und Schwebfliegen zweimal während der Rapsblüte erfasst. Im Jahr 2023 führten wir zusätzlich eine weitere Erhebung nach der Rapsblüte im Juni durch.

Die Bestäuber wurden in folgende vier Gruppen differenziert, da sie die Gruppen in ihrer Ökologie stark unterscheiden:

- Honigbienen,
- Hummeln,
- allen anderen Wildbienen (im Folgenden „solitäre Bienen“)
- und Schwebfliegen.

Die Erfassung der Bestäuber erfolgte durch standardisierte Transektbegehungen (15 Minuten Suchzeit, 150 m Länge, 1 m Breite). Während der Rapsblüte wurde pro Runde jeweils ein Transekt am Feldrand und eines im Feldinneren entlang der Traktorspuren erfasst. Nach der Rapsblüte wurden zwei Transekte am Feldrand untersucht; eines auf demselben Rand wie während der Blüte und ein weiteres an einem neuen Feldrand. Im Feldinneren konnten nach der Blüte keine Transektbegehungen mehr durchgeführt werden, da die trocknenden Rapspflanzen zu dicht und ineinander verwachsen waren. Die Blütenbedeckung oder Artenvielfalt unterschied sich nicht zwischen den ursprünglichen und neuen Randtransekten (t-Test:  $P > 0,05$ ). Bestäuber wurden entweder direkt im Feld bestimmt oder mit einem Kescher zur späteren Bestimmung gefangen. Die Erhebungen fanden immer zwischen 9:00 und 18:00 Uhr bei gutem Wetter statt, wenn die Temperatur in der Sonne mindestens 14 °C betrug.

Zusätzlich führten wir in jeder Runde Blütenerhebungen auf denselben Transekten durch. Die Unkrautartenzahl wurde als Anzahl unterschiedlicher Morphospezies im Transekt gemessen. Um die Blütendeckung durch Unkraut und Raps zu erfassen, bestimmten wir die Blütengröße (d. h. die Fläche) einer repräsentativen Blüte oder Blüheinheit pro Morphospezies bzw. des Rapses und schätzten dann die Anzahl der Blüten oder Blüheinheiten im Transekt.

Zur Erfassung des Schädlingsdrucks und der Ertragskomponenten ernteten wir im Jahr 2023 zehn zufällig ausgewählte Rapspflanzen pro Feld von Hand. Die Hälfte der Pflanzen stammte vom Rand, die andere Hälfte aus der Mitte des Feldes. Die Samen der geernteten Pflanzen wurden getrocknet und gewogen, um das

Samengewicht pro Pflanze zu bestimmen. Zusätzlich wurden zehn Samen pro Pflanze zufällig ausgewählt und gewogen, um das durchschnittliche Gewicht pro Samen zu ermitteln. Im Labor untersuchten wir die geernteten Pflanzen und Samen hinsichtlich vier verschiedener Schadbilder (Tab. 1):


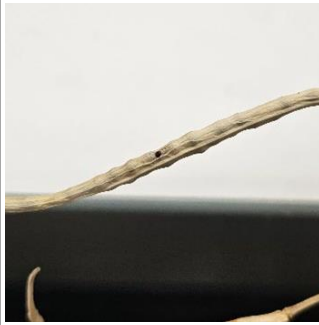


- Rapsglanzkäfer (*Brassicogethes aeneus*),
- Kohlschotenrüssler (*Ceutorhynchus assimilis*),
- Großer Kohltriebrüssler (*Ceutorhynchus napi*) und
- Gefleckter Kohltriebrüssler (*Ceutorhynchus pallidactylus*).

#### 3.4.4 Statistische Analysen

Zunächst analysierten wir, wie die Landschaftszusammensetzung die Bestäuber während der Rapsblüte sowie den Schädlingsdruck beeinflusste und wie diese wiederum die Ertragskomponenten beeinflussten. Dafür summierten wir die Individuenzahlen pro Bestäubergruppe über Runden und Positionen (Feldrand/Feldmitte) hinweg und berechneten die kumulative Artenvielfalt der Bestäuber und Unkräuter pro Feld. Die Chao1-Schätzer der Artenvielfalt wurden mit dem Paket 'vegan' (Oksanen et al., 2022) berechnet. Da Chao1-Schätzer stark mit der beobachteten Artenvielfalt korrelierten ( $r > 0,9$ ,  $P < 0,001$ ), verwendeten wir in allen Modellen die beobachtete Artenvielfalt. Wir berechneten generalisierte lineare Modelle (GLMs) für jede Bestäubergruppe (alle Wildbienen, Hummeln, solitäre Bienen, Schwebfliegen, Honigbienen) mit entweder Abundanz oder Artenvielfalt als Antwortvariable. Als erklärenden Faktoren für die Landschaftszusammensetzung im 1.000 m Radius nutzten wir entweder den Anteil an ökologischer Landwirtschaft oder den Anteil an Rapsanbau, jeweils in Interaktion mit dem Anteil an naturnahen Habitaten. Da der Anteil an ökologischer Landwirtschaft und Rapsanteil positiv korrelierten, wurden sie nicht im selben Modell verwendet. Für die Modelle zur Bestäuberanzahl verwendeten wir negative Binomialverteilungen (Venables & Ripley, 2002), für die Artenvielfalt Poissonverteilungen. Zur Analyse der Effekte der Landschaftszusammensetzung auf den Schädlingsdruck nutzten wir generalisierte gemischte Modelle (GLMMs) mit dem Paket 'glmmTMB' (Brooks et al., 2017) und einer binomialen Fehlerverteilung.

Für Schäden durch Rapsglanzkäfer und Kohlschotenrüssler verwendeten wir den Anteil beschädigter Schoten als zweispaltige Antwortvariable (cbind(beschädigt, unbeschädigt)), um die Gesamtanzahl der Schoten pro Pflanze zu berücksichtigen. Bei Schäden des Kohltriebrüsslers war die Antwortvariable binär (befallen / nicht befallen). Zur Analyse der Effekte auf die Ertragskomponenten (Samengewicht pro Pflanze, Gewicht pro Samen) verwendeten wir dieselben Landschaftsparameter als erklärende Variablen, jedoch mit einer Gaußschen Fehlerverteilung.

Tab. 2: Erfasste Schadbilder von vier häufigen Schädlingen an Raps. Die Schadbilder wurden im Jahr 2023 bei zehn per Hand geernteten Raps-Pflanzen pro Feld erfasst und quantifiziert. Dabei wurden die Gesamtzahl der Schoten pro Pflanze, die Anzahl der durch Rapsglanzkäfer oder Kohlschotenrüssler beschädigten Schoten sowie Schäden am Stängel durch Großer Kohltriebrüssler oder Gefleckter Kohltriebrüssler erfasst.

Trivialname	Wissenschaftlicher Name	Schadbild	
Rapsglanzkäfer	<i>Brassicogethes aeneus</i>	Beschädigte Knospen, trompetenförmig	
Kohlschotenrüssler	<i>Ceutorhynchus assimilis</i>	Kleine Löcher in den Schoten	
Großer Kohltriebrüssler	<i>Ceutorhynchus napi</i>	S-förmiges Wachstum des Stängels, ausgehöhlter Stängel mit kleinen Löchern, aufgerissener Stängel	
Gefleckter Kohltriebrüssler	<i>Ceutorhynchus pallidactylus</i>	Gerader Stängel, aber ausgehöhlt, mit kleinen Löchern	

Erklärende Variablen waren der Anteil beschädigter Schoten durch Rapsglanzkäfer und Kohlschotenrüssler, das Auftreten von Kohltriebrüsslerschäden sowie die Individuenzahl von Wildbienen und Honigbienen. Auch hier wurde die Schotenanzahl pro Pflanze für das Modell des Samengewichts einbezogen.

Alle Modelle enthielten die Position (Rand/Zentrum), verschachtelt innerhalb der Feld-ID, als „Random“ Variable. In einer zweiten Analyse verglichen wir die Bestäuber und Blütenverfügbarkeit während und nach der Rapsblüte (nur Daten aus 2023).

Die Daten wurden in drei Zeit-Ort-Kombinationen gruppiert: Feldmitte während der Blüte, Feldrand während der Blüte und Feldrand nach der Blüte. Für jede Kombination summierten wir die Individuenzahlen pro Bestäubergruppe, mittelten die Bedeckung durch Raps und Unkräuter und berechneten die kumulative Artenvielfalt der Bestäuber und Unkräuter über alle Runden hinweg. Wir berechneten getrennte GLMs für die Individuenzahl und Artenvielfalt jeder Bestäubergruppe (Hummeln, solitäre Bienen, Schwebfliegen, Honigbienen) als Zielvariablen. Prädiktoren waren die Rapsbedeckung, Unkrautbedeckung und Unkrautartenvielfalt. Für die Bestäuberanzahl und die Artenvielfalt der solitären Bienen nutzten wir negative Binomialverteilungen (wegen Überdispersion), für die übrigen Artenvielfaltsmodelle Poissonverteilungen. Alle kontinuierlichen erklärenden Variablen wurden mit der Funktion 'scale' standardisiert.

Die Signifikanz der Prädiktoren wurde mit einer Typ-II-ANOVA aus dem Paket 'car' ermittelt, um Haupteffekte zu prüfen und potenzielle Interaktionen zu berücksichtigen (Fox & Weisberg, 2019). Marginale Effekte wurden mit dem Paket 'ggeffects' (Lüdecke, 2018) berechnet. Die Residuen aller Modelle wurden mit dem Paket 'DHARMA' (Hartig, 2022) geprüft. Alle statistischen Analysen wurden mit R Version 4.5.0 (R Core Team, 2025) durchgeführt.

### **3.5 Studie 5 – Oberirdisch nistende Bienen, Wespen und ihre Gegenspieler: Landschaftseffekte von biodiversitätsfördernden Maßnahmen auf die Besiedlung von Nisthilfen**

Ziel dieser Studie war es zu untersuchen, wie sich der Anteil an naturnahen Habitaten, Ökolandbau und Massentrachten in der Landschaft

- (1) auf die Abundanz, den Artenreichtum von oberirdisch nistenden Bienen, Wespen und ihre Parasitoide auswirkt und
- (2) Parasitierungsraten beeinflusst.

#### **3.5.1 Studiengebiet und Studiendesign**

An 128 der unter 3.1.1 beschriebenen Standorte in Nordbayern (69 Standorte) und Südbayern (59 Standorte) wurden Nisthilfen für oberirdisch nistende solitäre Bienen und solitäre Wespen installiert. Die Standorte lagen in Agrarlandschaften und wurden so ausgewählt, dass die umgebende Landschaftszusammensetzung möglichst breite und möglichst unabhängige Gradienten im Anteil ökologischer Landwirtschaft, naturnaher Habitats und Rapsanbau abdeckten (Abb. 3). Die Nisthilfen wurden auf fünf Habitattypen eingerichtet. Untersucht wurden Randstreifen angrenzend an:

- konventionell bewirtschafteten Winterweizen (n = 23),
- ökologisch bewirtschafteten Winterweizen (n = 26),
- konventionell bewirtschafteten abgeblühtem Raps (n = 28),
- Hecken (n = 28),
- Kalkmagerrasen in Nordbayern bzw. Hochstaudenfluren in Südbayern (n = 23).

Erwartet wurde, dass die Attraktivität und der Wert der Habitats für Bienen und Wespen am geringsten ist für Randstreifen, die an konventionelle Felder angrenzen, mittel für Randstreifen, die an ökologische Felder angrenzen, sowie für Hecken, und am höchsten für Kalkmagerrasen und Hochstaudenfluren.

#### **3.5.2 Landschaftszusammensetzung**

Die Landschaftszusammensetzung wurde für jeden Standort in Radien von 250 m, 500 m und 1.000 m mithilfe von ArcGIS Pro Version 3.2.1 (ESRI, 2023) berechnet. Der Anteil ökologisch bewirtschafteter Flächen sowie der Anteil an Rapsanbau wurden für die Untersuchungsjahre anhand von Daten aus dem Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystem ermittelt (InVeKoS, Bayerische Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 2022). Zur Berechnung des Anteils naturnaher Habitats erstellten wir eine Karte, die Daten verschiedener Quellen kombinierte und im Jahr 2022 durch Geländeerhebungen validiert wurde. Der Anteil ökologischer Landwirtschaft war negativ mit dem Anteil an Rapsanbau korreliert ( $r = -0,3$ ;

$P < 0,05$ ) und positiv mit dem Anteil naturnaher Habitats auf allen untersuchten Radien ( $r = 0,2$ ;  $P < 0,05$ ). Da alle Korrelationen jedoch nur schwach waren ( $|r| \leq 0,3$ ), konnten alle Landschaftsvariablen gemeinsam in den Modellen getestet werden.

### 3.5.3 Erfassung der nistenden Bienen und Wespen und ihrer Antagonisten

Zur Erfassung oberirdisch nistender Wildbienen installierten wir jeweils zwei Niströhren pro Standort (insgesamt 256 Niströhren). Die Niströhren wurden im April 2022 installiert und im September 2022 wieder eingesammelt. Eine Niströhre bestand aus einem Kunststoffrohr (19 cm Länge; 11 cm Durchmesser), das mit Schilfhalm (*Phragmites australis*) befüllt war (Abb. 9). Je ein Drittel der Schilfhalm hatte einen kleinen (<4 mm), mittleren (4-6 mm) oder großen (>6 mm) Durchmesser, um Nistressourcen für ein möglichst breites Spektrum an Bienen- und Wespenarten unterschiedlicher Größe bereitzustellen. Die Röhren wurden in Brusthöhe an Holzpfähle angebracht, wobei die Öffnungen nach Osten und Westen zeigten. Um die Röhren vor direkter Sonneneinstrahlung und Regen zu schützen, befestigten wir ein 40 x 40 cm großes Spanplatten-Dach mit wetterfester Lasur an den Pfählen (Abb. 9).



Abb. 9: Nisthilfe für oberirdisch nistende Bienen und Wespen mit zwei Niströhren und Schutzdach auf einem Randstreifen neben einem abgeblühten Rapsfeld (links). Parasitoide Wespe (Bildmitte) an der mit Schilfhalm gefüllten Niströhre (rechts).

Nach der Einsammlung wurden die Röhren regengeschützt im Freien gelagert bis in den Herbst- und Wintermonaten die besetzten Schilfhalm geöffnet und die im Halm vorhandenen Arten soweit wie möglich bestimmt wurden. Hierbei bestimmten wir die Gattung – und wenn möglich die Art – der nistenden Bienen und Wespen, die Anzahl der Brutzellen (Abundanz), die Anzahl der von Parasitoidenarten

zerstörten Brutzellen (Antagonistenabundanz) sowie die Morphospezies der Antagonisten als Maß für den Artenreichtum. Außerdem wurde die Anzahl an Brutzellen bestimmt, in denen tote Eier, Larven oder Imagines gefunden wurden, deren Tod nicht durch Parasitierung verursacht war. Die geöffneten Nester wurden etikettiert und in Glasröhrchen überführt, die mit Watte verschlossen wurden. Die Röhrchen wurden bis zum Schlupf in einer Kühlkammer bei 4 °C gelagert. Ab Ende Februar 2023 wurden sie wieder regengeschützt im Freiland gelagert, um unter natürlichen Temperaturen den Schlupf zu induzieren. Von März bis September 2023 führten wir tägliche Kontrollen auf schlüpfende Tiere durch. Dabei erfassten wir die Anzahl geschlüpfter Wirtsindividuen und Antagonisten und sammelten mindestens ein Wirt- und ein Antagonistenindividuum pro Nest zur taxonomischen Bestimmung. Für Bienen der Gattungen *Chelostoma*, *Heriades*, *Hoplitis*, *Megachile*, *Osmia* und *Pseudanthidium* bestimmten wir zusätzlich das Geschlecht der geschlüpften Tiere. Die Wirtsartenvielfalt wurde hauptsächlich aus der Schlupferhebung abgeleitet und durch Artbestimmungen beim Nestöffnen ergänzt. Die Antagonistenartenvielfalt und Antagonistenabundanz wurden sowohl aus den Schlupfdaten als auch aus den Nestöffnungen bestimmt, abhängig von der Art. Einige Antagonistenarten sind kryptisch und können nur bei Schlupf erkannt werden, z. B. *Anthrax anthrax*, andere lassen sich bereits gut im Winter beim geöffneten Nest identifizieren, z. B. *Melittobia acasta* oder *Cacoxenus indagator*. Alle Daten wurden auf Standortebene aggregiert.

### 3.6 Studie 6 – Der Wert von neugeschaffenen Boden-Niststrukturen für Bienen und Wespen

Ziel dieser Studie war es zu untersuchen, wie sich

- unterschiedliche Typen von neugeschaffenen Niststrukturen und
- der jeweilige Anteil der drei Landschaftsparameter „Ökoacker“, „Massentrachten“ und „naturnahes Habitat“ in der Landschaft auf die Abundanz und den Artenreichtum von bodennistenden Bienen und Wespen auswirken.

An 24 Standorten wurden jeweils die drei folgenden Niststrukturtypen neu angelegt:

- Sandnisthügel als Aufschüttung mit ungewaschenem Sand,
- Aushubfläche mit 30 cm tief abgetragenem Oberboden und
- Aushubhügel als Aufschüttung mit dem Oberboden der Aushubfläche.

An jedem Niststrukturtyp wurden über zwei Jahre hinweg in vier Durchgängen zwischen Mai und August Bienen und Wespen erfasst (Abb. 10). Pro Durchgang wurde jeweils eine 20-minütige Erfassung von Bienen und Wespen durchgeführt sowie die Vegetationsdeckung, die blühenden Pflanzenarten und die Blütendeckungen kartiert. Im zweiten Untersuchungsjahr 2023 wurden an 16 Standorten in Nordbayern

zusätzlich 64 Schlupfkäfige mit 4 m<sup>2</sup> Grundfläche und 2 m Höhe installiert und über die gesamte Saison hinweg alle aus dem Boden schlüpfenden Bienen und Wespen sowie im Boden oder der Vegetation überwinterte Schwebfliegen mit Farbschalen abgefangen (Abb. 11). Die Abundanz der schlüpfenden Bienen und Wespen ist hierbei ein Maß für die Anzahl der im Vorjahr angelegten Brutzellen und für die Attraktivität der Niststruktur als Nisthabitat. Die Käfige waren so platziert, dass sie von jeder Niststruktur die Hälfte der Oberfläche der Niststruktur überdeckten.

Auf den 16 untersuchten Standorten wurden jeweils vier Schlupfkäfige installiert. Drei auf den jeweils neugeschaffenen Niststrukturen und ein weiterer Käfig als Kontrolle über der natürlich vorkommenden Vegetation neben den Niststrukturen. Im zweiten Untersuchungsjahr wurde die oben beschriebene Erfassung nistender Bienen und Wespen an der freien Hälfte der Niststruktur durchgeführt.



Abb. 10: Neu angelegte Niststrukturtypen. A) Sandnisthügel als Aufschüttung mit ungewaschenem Sand; B) Aushubfläche mit 30 cm tief abgetragenen Oberboden; C) Aushubhügel als Aufschüttung mit dem Oberboden der Aushubfläche.

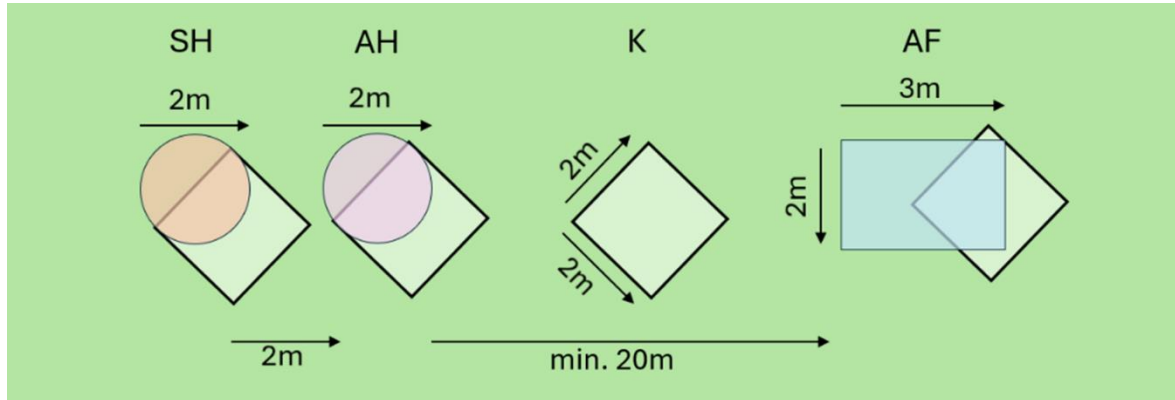


Abb. 11: Oben: Schema des Aufbaus der einzelnen Standorte mit dem Sandnisthügel (SH), dem Aushubhügel (AH), der Kontrolle (K) und der Aushubfläche (AF). Mitte: Standort mit Schlupfkäfigen über Aushubfläche, Aushubhügel, Sandhügel und Kontrollfläche. Unten: Käfig mit Farbschalen zur Beprobung der Hälfte eines Sandnisthügels.

### 3.7 Bestäuberattraktivität der landwirtschaftlich genutzten Flächen Bayerns

Ziel war es, eine flächendeckende Bewertung der Bestäuberattraktivität für Wildbienen und für Hummeln auf landwirtschaftlich genutzten Flächen in Bayern zu erhalten. Die Bewertung erfolgte kategorisiert in 61 Landnutzungsklassen, in zwei Nistsubstraten (Hohlraum und Boden) und in zwei Phänologie-Zeitpunkten (Frühjahr und Sommer).

Die Zuordnung der Attraktivitätsklassen zu den Landnutzungskategorien erfolgte in Anlehnung an die amerikanische Studie von Koh et al. (2016). Dabei wurden die Landnutzungskategorien jeweils in ihrer Eignung als Nist- und Nahrungshabitat bewertet. Da die Verhältnisse in den USA nicht 1:1 auf die bayerische Landschaft übertragbar sind, wurde auch bei uns eine Expertenbefragung mit hiesigen Fachleuten durchgeführt. Die amerikanischen Werte dienten dabei als Referenz, um auf dem bisherigen Wissen aufzubauen und nur etwaige Anpassungen durchzuführen. Vorab wurde der Datensatz stark vereinfacht und Landnutzungskategorien weitestgehend zusammengefasst. Dazu wurden folgende Layer verwendet:

- Die Bewirtschaftungsdaten der landwirtschaftlichen Betriebe InVeKoS 2022,
- die Agrarumweltmaßnahmen aus InVeKoS 2022,
- die bayerische Biotopkartierung der Vermessungsverwaltung und
- die „Tatsächliche Nutzung“ der Vermessungsverwaltung.

Die Layer wurden verschnitten und es wurden anhand einer Priorisierungsliste Landnutzungskategorien vergeben. Als Ergebnis entstand eine Tabelle mit 61 verschiedenen Landnutzungskategorien, welche in einem überschaubaren Zeitaufwand für die Wildbienen-Experten ausfüllbar war. Die Experten bewerteten jede Kategorie hinsichtlich ihrer Eignung als Futterressource jeweils für zwei Phänologie-Zeitpunkte Frühjahr (März-Mai) und Sommer (Juni-August) und je zwei Gilden (Wildbienen und Hummeln) und als Nistplatz für zwei Nistsubstrate (Hohlraum und Boden). Zum Ausfüllen der Tabelle wurde eine ausführliche Anleitung erarbeitet und mitgeliefert.

Die Attraktivität für Bestäuber wurde in 5 Stufen zwischen 0 und 1 von wenig geeignet mit 0,05 bis sehr gut geeignet mit 0,95 vergeben (5 Stufen: 0,05; 0,25; 0,50; 0,75; 0,95). Für jede Wertangabe wurde ein Gewissheitsgrad (0-100%) abgefragt, um die Validität der Wertangabe nach Einschätzung der Wildbienenexperten zu erhalten. Als Ergebnis der Experteneinschätzung wurde jeweils der Mittelwert für Bewertungen mit einem Gewissheitsgrad > 50 gebildet.

Für die Öko-Variante der jeweiligen Landnutzungsklasse wurde nach Einschätzung der Experten der Wert pauschal um eine Stufe angehoben, das entsprach einer Erhöhung um 0,225 Wertpunkte. Mit der Öko-Variante ergaben sich deshalb insgesamt 122 (2 x 61) verschiedene Landnutzungskategorien.

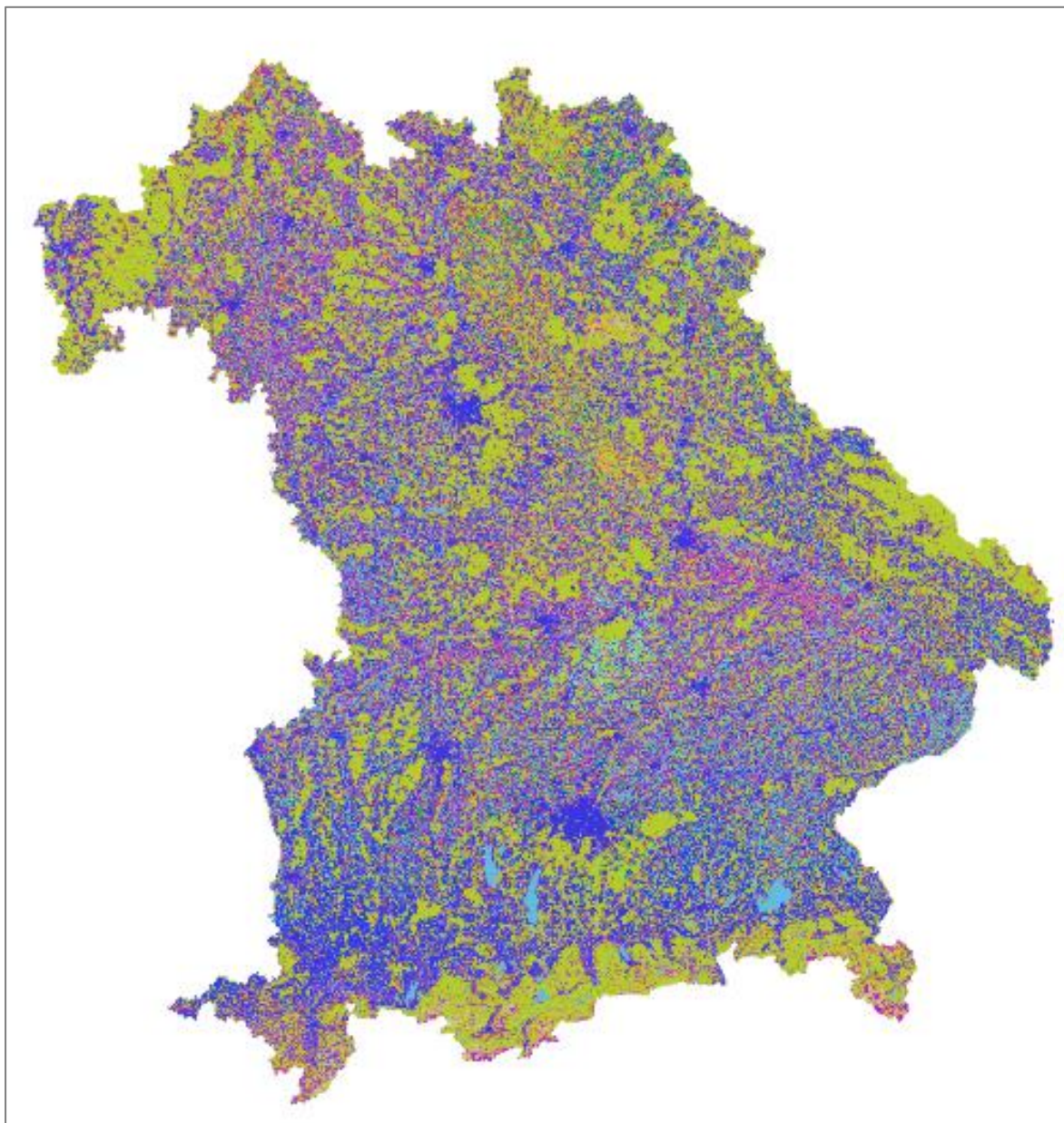


Abb. 12: Darstellung der 122 FarmerBeeWild-Landnutzungskategorien in Bayern (grün = Wald; dunkelblau = Siedlung). Den 122 Kategorien wurden mit Hilfe der Einschätzung von durch Wildbienen-Experten Bestäuberattraktivitäts-Klassen zugeordnet.

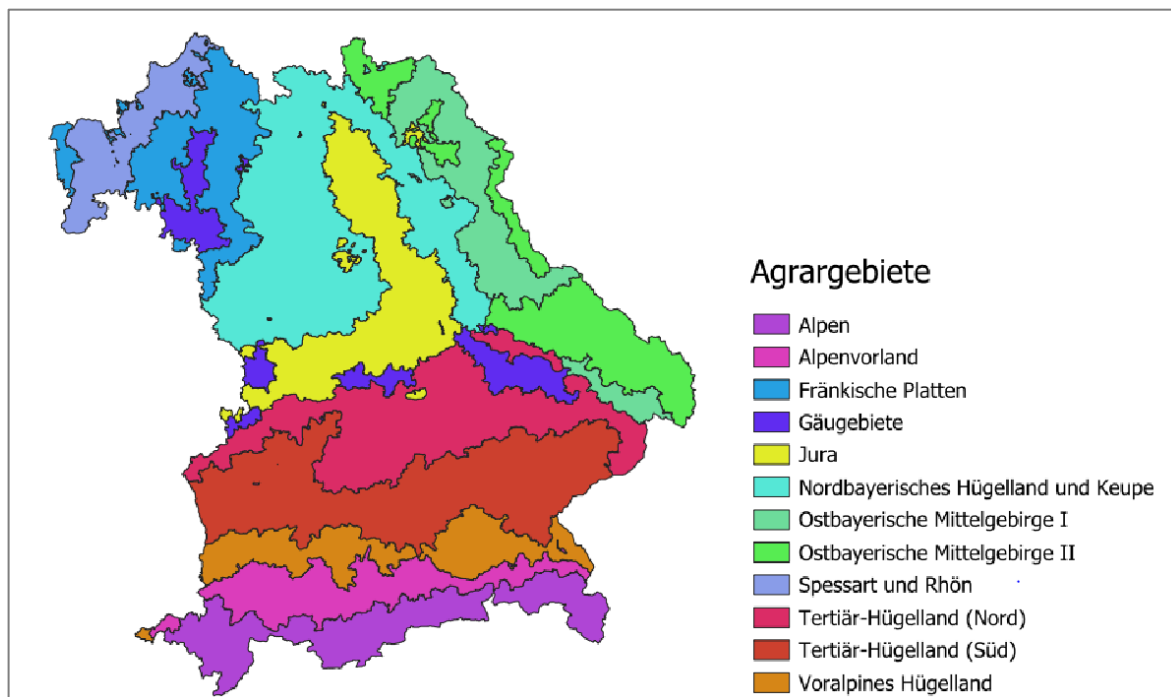


Abb. 13: Die Agrargebiete Bayerns wurden für die weitere Auswertung berücksichtigt.

### 3.8 Bestäuberverfügbarkeit von Landschaften

Mithilfe des InVEST Crop Pollination Modells des Natural Capital Projects der Stanford University wurde die Bestäuberverfügbarkeit auf Basis der Attraktivitätsklassenbewertung modelliert. Dafür war eine weitere Tabelle nötig, die die Nutzung der Ressourcen durch die betrachteten Wildbienenarten widerspiegelt. Diese Tabelle wurde zusammen mit der Uni Würzburg erarbeitet. Die Bestäuberverfügbarkeit wurde dann für ganz Bayern und für die zwei Szenarien „ohne Agrarumweltmaßnahmen“ und „mit Agrarumweltmaßnahmen“ modelliert.

#### Szenariumberechnung für Massentrachten

Für die Berechnung des Szenariums wurden für das jeweilige Agrargebiet die Anteile an Massentracht-Kulturen für die vier häufigsten Massentrachten Bayerns ermittelt. Waren die Anteile kleiner als 1 % wurde die jeweilige Kultur in dem Agrargebiet nicht beachtet. Anhand der prozentualen Werte wurde dann die Attraktivität der Massentrachten im jeweiligen Agrargebiet nach folgender Formel berechnet:

$$\begin{aligned} & \text{Attraktivität von Massentracht } i \text{ in Agrargebiet } x = \prod \\ & = \sum_{\text{Massentracht } i}^{\text{Massentracht } n} \text{Flächenanteil } (i) \text{ im Agrargebiet } x * \text{Attraktivität } (i) \prod \end{aligned}$$

mit:  $n$  = Anzahl an Massentrachten mit einem Anteil > 1% an der landwirtschaftlich genutzten Fläche im Agrargebiet  
 $x$  = das jeweilige Agrargebiet  
 $i$  = Massentracht

Die sich daraus ergebenden Attraktivitätswerte für die Massentrachten in den Agrargebieten wurden dann für die Werte von Mais bei der Modellierung der Bestäuberabundanz mittels des Invest-Modells eingesetzt. Die konkreten Werte sind in Tab. 3 wiedergegeben.

Tab. 3: Ersatzwerte für Mais im Szenarium, bei dem Mais durch Massentrachten ersetzt wird; jeweils für die Agrargebiete in der ökologischen und in der konventionellen Variante.

		Hohlraum- nistplatz- attraktivität	Boden- nistplatz- attraktivität	Futter- ressource Wildbienen Frühjahr	Futter- ressource Wildbienen Sommer	Futter- ressource Humeln Frühjahr	Futter- ressource Humeln Sommer
Alpenvorland	oeko	0.275	0.325	0.685	0.775	0.825	0.95
	konv	0.05	0.1	0.46	0.55	0.6	0.85
Fränkische Platten	oeko	0.27225	0.30275	0.66795	0.60425	0.73555	0.679
	konv	0.0495	0.08	0.4452	0.3815	0.5128	0.489
Gäugebiete	oeko	0.275	0.2965	0.7363	0.6097	0.8022	0.66215
	konv	0.05	0.0715	0.5113	0.3847	0.5772	0.4909
Jura	oeko	0.275	0.3065	0.7215	0.6405	0.803	0.72275
	konv	0.05	0.0815	0.4965	0.4155	0.578	0.5575
Nordbayerisches Hügelland und Keupe	oeko	0.275	0.3095	0.7177	0.6443	0.8018	0.73285
	konv	0.05	0.0845	0.4927	0.4193	0.5768	0.5656
Ostbayerische Mittelgebirge I	oeko	0.27775	0.31925	0.71245	0.69315	0.81615	0.81305
	konv	0.0505	0.092	0.4852	0.4659	0.5889	0.663425
Ostbayerische Mittelgebirge II	oeko	0.275	0.3165	0.7003	0.7257	0.8182	0.86415
	konv	0.05	0.0915	0.4753	0.5007	0.5932	0.7429
Spessart und Rhön	oeko	0.275	0.305	0.7258	0.6182	0.7982	0.6874
	konv	0.05	0.08	0.5008	0.3932	0.5732	0.5089
Tertiär-Hügelland (Nord)	oeko	0.275	0.293	0.7426	0.5894	0.7994	0.6268
	konv	0.05	0.068	0.5176	0.3644	0.5744	0.4468
Tertiär-Hügelland (Süd)	oeko	0.275	0.299	0.7318	0.6242	0.8042	0.6874
	konv	0.05	0.074	0.5068	0.3992	0.5792	0.5224
Voralpines Hügelland	oeko	0.275	0.325	0.685	0.775	0.825	0.95
	konv	0.05	0.1	0.46	0.55	0.6	0.85

### 3.9 Potenzialanalyse und Szenarienmodellierung

Mithilfe der Analyse wurde überprüft, ob ein statistischer Zusammenhang zwischen der Bestäuberabundanz in einer Landschaft und den Flächen an halbnatürlichen Habitaten (SNH), an Ökolandbau und an Massentrachten besteht. Der Fokus lag dabei in der Fragestellung, ob es zwischen den drei genannten Faktoren Interaktionen gibt, also diese sich positiv verstärken oder ggf. sogar aufheben. Dabei wurde die Bestäuberabundanz über das InVEST Crop Pollination Modell des Natural Capital Projects der Stanford University auf Basis der Attraktivitätsklassenbewertung berechnet. Als Zwischenergebnis wurde die Bestäuberverfügbarkeit für die einzelnen Gilden angegeben. Im Folgenden konzentriert sich der Bericht auf die Bestäuberabundanz der Wildbienen im Frühjahr, da diese in unseren Breiten die höchste wirtschaftliche Bedeutung als Bestäuber bei landwirtschaftlichen Kulturen haben. Für die Korrelation mit weiteren Landschaftsparametern und Zielvariablen wurde die Bestäuberverfügbarkeit mit aufgeführt. Für die statistische Auswertung wurden die Werte aus dem Investmodell für ein Hexagon aufsummiert. Berücksichtigt wurden nur Pixel, welche komplett innerhalb eines Hexagons lagen. Das Hexagongrid wies eine Kantenlänge von 2,5 km auf und wurde analog zur Flächenauswahl für die

Feldstudie über ganz Bayern gelegt. Innerhalb der Hexagone wurden dann die Flächen für halbnatürliche Habitate und die landwirtschaftliche Nutzfläche mit Ökolandbau und mit Massentrachten jeweils aufsummiert. Flächen, die sowohl zum Ökolandbau und zu den Massentrachten zählen, wurden in beiden Kategorien mit der vollen Fläche hinzugerechnet.

Dabei wurden folgende Hypothesen aufgestellt:

- Landschaften mit jeweils einer großen Fläche an SNH, Ökolandbau und Massentrachten bewirken jeweils eine hohe Bestäuberabundanz.
- Zwischen den einzelnen Faktoren gibt es eine Wechselwirkung, welche über den linearen Anstieg hinaus eine zusätzliche Steigerung der Bestäuberabundanz bewirkt.

Für die statistische Auswertung wurde die Software R 4.0.2 (R Core Team, 2020) verwendet. Es wurde ein gemischtes lineares Modell verwendet zur Prüfung der Wirkung der Flächen im Hexagon an halbnatürlichen Habitaten, des Ökolandbaus und der Massentrachten auf die Summe Bestäuberabundanz der Wildbienen im Frühjahr im gleichen Hexagon. Es wurde ein kaskadisches Vorgehen gewählt mit verschiedenen Faktoren, wobei das beste Model-Fit mit dem Linearen Modell erzielt wurde, das als feste Faktoren die skalierten Flächen der halbnatürlichen Habitate, des Ökolandbaus und der Massentrachten einbezieht und als zufälligen Faktor die Agrarregion, in der das Hexagon liegt, berücksichtigt. Dabei hat jedes Agrargebiet einen eigenen Intercept (Achsenabschnitt), aber die Steigung bleibt konstant über alle Gebiete hinweg. Alle gerechneten Modelle wurden geprüft, ob die Vorannahmen für Lineare Modelle erfüllt sind: Normalverteilung der Residuen, Homoskedastizität und Autokorrelation.

### **3.10 Ökonomische Bewertung der Maßnahmen**

Basis der ökonomischen Bewertung der Maßnahmen war die Matrix der Attraktivitätsklassen. Diese wurde Anhand einer Literaturlauswertung und einer Expertenbefragung Matrix erstellt. Dazu wurden die landwirtschaftlichen Ackerkulturen über eingesäte Blühflächen bis hin zu Landschaftselementen hinsichtlich Nahrungsangebot und/oder Eignung als Nisthabitat bewertet. Diese Bewertung wurde zeitlich differenziert vorgenommen, da sich im Jahresverlauf das Nahrungsangebot und die Eignung als Nisthabitat ändern kann.

Diese Bewertung wurde durch die Einschätzungen der Ackerbauberater von Bioland hinsichtlich Umsetzbarkeit ergänzt. Als Ergebnis wurden die Ökoregelungen und die Fördermaßnahmen Bayerns hinsichtlich Nahrungshabitat und Nisthabitat für Wildbienen bewertet. Bei der Bewertung des Nahrungshabitats wurde zwischen Frühjahr und Sommer differenziert; bei der Bewertung des Nisthabitats wurde zwischen „im Boden nistend“ und „oberirdisch“ differenziert. Die mögliche Fördermittelhöhe wurde ermittelt.

## 4 Ergebnisse und Diskussion

### 4.1 Ausführliche Darstellung der wichtigsten Ergebnisse und Diskussion

Durch unsere Bienenerfassungen in bayerischen Agrarlandschaften konnten wir mehr als 200 Wildbienenarten nachweisen, das sind mehr als 40 % der in Bayern vorkommenden Arten. Von den erfassten Wildbienenarten stehen mehr als 20 % der Arten auf der Rote Liste Deutschlands. Besonders bemerkenswert ist der Nachweis der Maskenbiene *Hylaeus cardioscapus* (Rote Liste Deutschland Kategorie R), der vermutlich einen Erstnachweis für Bayern darstellt. Ebenfalls bemerkenswert ist, dass wir die Mauerbiene *Osmia submicans*, die als stark gefährdet gilt (Rote Liste Deutschland Kategorie 2), an mehreren Standorten in unseren Nisthilfen für oberirdisch nistende Bienen nachweisen konnten.

#### 4.1.1 Studie 1 – Welche Maßnahmen auf Landschaftseben mindern die negativen Effekte von ackerdominierten Landschaften auf Bestäuber?

Ziel dieser Studie war es zu untersuchen, inwieweit biodiversitätsfördernde Maßnahmen auf Landschaftsebene geeignet sind, die negativen Auswirkungen intensiver Landwirtschaft abzumildern. Betrachtet wurde, ob eine Erhöhung der Landschaftsanteile von (1) naturnahen Habitaten, (2) Ökolandbau, (3) frühblühenden Massentrachten (Raps) und (4) spätblühenden Massentrachten (Leguminosen) die negativen Effekte von ackerdominierten Agrarlandschaften auf Bestäuber verringern können.

Insgesamt wurden 4.756 Individuen von 149 Wildbienenarten (4.166/590 Individuen von 135/74 Arten im Norden/Süden) und 1.203 Individuen von 53 Schwebfliegenarten (249/954 Individuen von 35/45 Arten im Norden/Süden) erfasst. Während die Bestäubergemeinschaften im Norden stark von Wildbienen dominiert wurden, stellten die Schwebfliegen die Mehrheit in den südlichen Gemeinschaften. Insgesamt waren die Abundanz und der Artenreichtum an Bestäubern im Norden deutlich höher als im Süden.

Sowohl in Nord- als auch Südbayern nahm der Artenreichtum von Wildbienen mit zunehmendem Ackeranteil in 1.000 m Radius ab, was vermutlich auf fehlende Nist- und Nahrungshabitate und einen höheren Pestizideinsatz in ackerdominierten Landschaften zurückzuführen ist. Der negative Zusammenhang zwischen Ackeranteil und Wildbienen wurde jedoch von naturnahen Habitaten in der Umgebung abgemildert, und zwar umso stärker, je höher der Anteil naturnaher Habitats in der Landschaft war (Abb. 14). Gerade in intensiv genutzten Landschaften kann also eine Steigerung der naturnahen Fläche die größten positiven Auswirkungen auf Wildbienen haben. Eine Erhöhung des Anteil Ökolandbaus, des Anteils an Raps oder des Anteils an Leguminosen in der Landschaft hatte keine vergleichbaren Effekte auf Wildbienen und konnte die negativen Effekte in ackerdominierten

Landschaften auf Wildbienen nicht abmildern. Eine Erhöhung des Leguminosenanteils hatte sogar eine Verstärkung des negativen Effekts eines hohen Ackeranteils in der Landschaft zur Folge (Abb. 14).

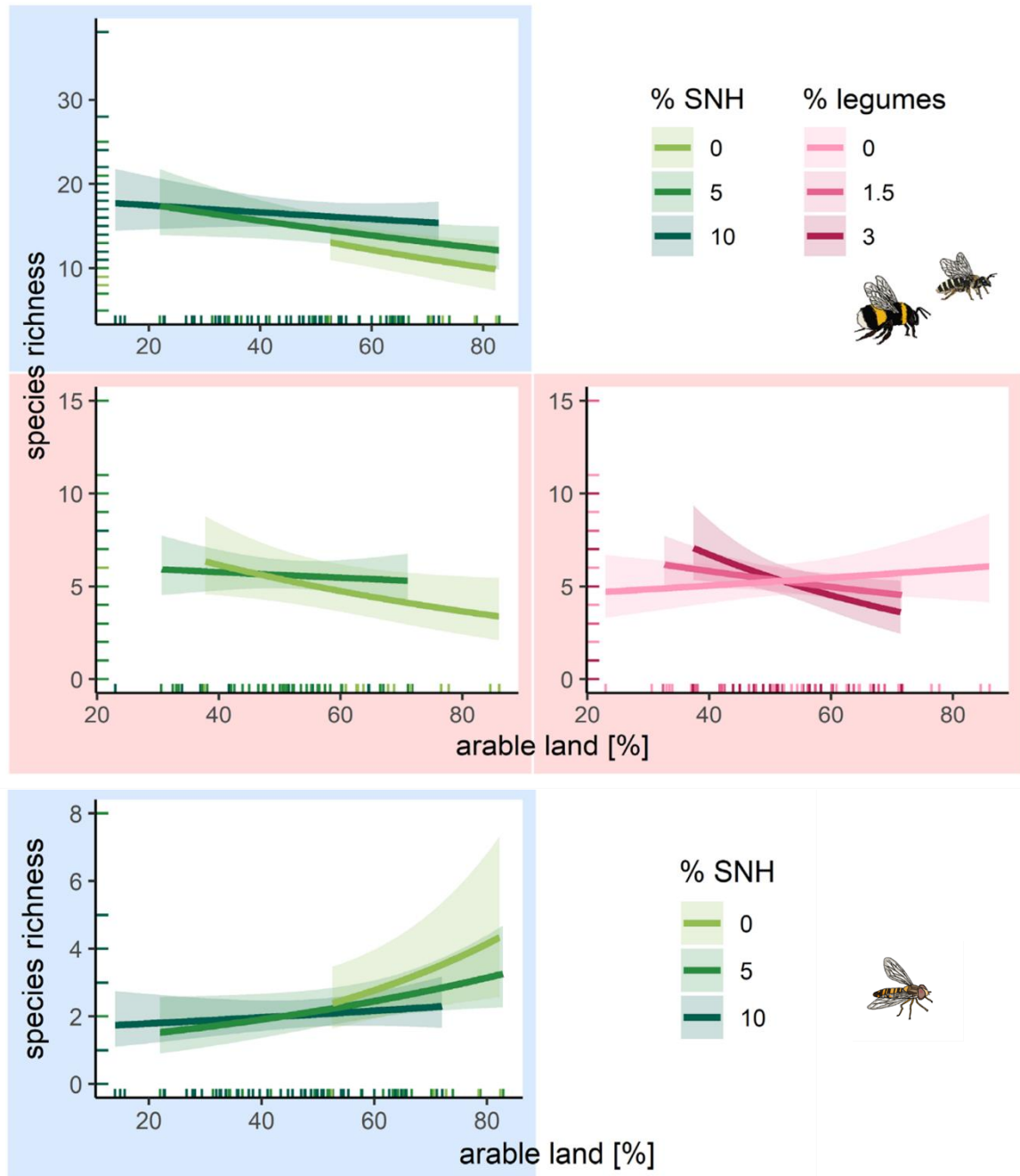


Abb. 14: Interagierende Effekte des Anteils an Ackerland und des Anteils an naturnahen Habitaten (in grün, SNH semi-natural habitats) bzw. Leguminosen (in rosa) in 1.000 m Radius um die Untersuchungsstandorte auf den Artenreichtum von Wildbienen (oben und Mitte) und von Schwebfliegen (unten). Blaue Rahmen: 72 Standorte in Nordbayern; rote Rahmen: 60 Standorte in Südbayern.

Die Artenvielfalt von Schwebfliegen hingegen war nicht negativ von einem hohen Ackeranteil in der Landschaft beeinflusst (Abb. 14). Schwebfliegen profitierten sogar von Landschaften mit einem hohen Ackeranteil und einem geringen Anteil naturnaher Habitats. Dies liegt vermutlich darin begründet, dass Schwebfliegen nicht auf Nistplätze in mehrjährigen Habitats angewiesen sind und die Larvalnahrung der in unserer Studie dominanten Arten aus Blattläusen besteht, welche wiederum vor allem auf Agrarflächen zu finden sind.

Aus unseren Ergebnissen lässt sich schließen:

- dass Wildbienen sehr viel empfindlicher auf eine Ausdehnung von Ackerfläche und den Verlust naturnaher Habitats reagieren als Schwebfliegen,
- dass die Steigerung des Anteils naturnaher Habitats auf Landschaftsebene eine wirksame Maßnahme gegen die negativen Effekte intensiver Landwirtschaft auf Wildbienen ist,
- dass eine Erhöhung der Anteile von Ökolandbau oder Massentrachten in der Landschaft nicht die Ausweitung naturnaher Habitats ersetzen kann, wenn das Ziel ist, die negativen Effekte von intensiv bewirtschafteten Agrarlandschaften abzumildern.

#### **4.1.2 Studie 2 – Interaktionen von Massentrachten mit naturnahen Habitats**

Naturnahe Habitats bieten Bienen Nistmöglichkeiten und aufgrund einer hohen Pflanzendiversität ein vielfältiges Nahrungsangebot über die gesamte Saison. Die Dichte an Blüten und damit an Pollen und Nektar ist in naturnahen Habitats jedoch oft gering. Massentrachten wie Raps oder Leguminosen stellen im Vergleich dazu riesige Mengen von Nektar und Pollen bereit, allerdings nur für einen kurzen Zeitraum pro Kultur, und bieten keine Nistmöglichkeiten. Unter welchen Landschaftsvoraussetzungen Massentrachten eine positive Wirkung auf Bienen entfalten können, und ob positive Effekte nur in Landschaften mit ausreichend naturnahen Habitats auftreten, wurde jedoch bisher kaum untersucht. Die Verfügbarkeit von Massentrachten in der Landschaft ändert sich nicht nur stark innerhalb eines Jahres in Abhängigkeit von der Blütezeit der angebauten Massentrachten (z. B. Raps blüht nur im Frühling, Soja und andere Leguminosen nur im Sommer), sondern schwankt aufgrund des von den Landwirten vorgenommenen jährlichen Fruchtwechsels auch zwischen den Jahren. Die Nahrungsverfügbarkeit für Bestäuber ändert sich deshalb auf Landschaftsebene von Jahr zu Jahr. Nicht ausreichend untersucht ist jedoch, auf welcher zeitlichen Ebene die Verfügbarkeit von Massentrachten die Bienen auf Landschaftsebene am stärksten beeinflusst und wie stark Effekte der Nahrungsverfügbarkeit in den Vorjahren auf die Bestäuberpopulationen sind.

Unter Verwendung von Farbschalendaten aus fünf Habitattypen von 132 Standorten in Nord- und Südbayern beantworteten wir die folgenden Fragen:

- Hängt der Wert von Massentrachten als biodiversitätsfördernde Maßnahme ab vom Anteil naturnahe Habitate in der Landschaft und gibt es Unterschiede zwischen früh- und spätblühenden Massentrachten?
- Auf welcher zeitlichen Skala ist Stärke von Effekten des Anteils an Massentrachten in der Landschaft am größten (Anteil Massentrachten im Untersuchungs-jahr vs. Vorjahr vs. gemittelt über die vorangegangenen fünf Jahre)?

Unsere Ergebnisse zeigen, dass Massentrachten in Nordbayern eher negative als positive Effekte auf den Artenreichtum von Wildbienen und Schwebfliegen haben. In Südbayern waren keine Effekte von Massentrachten auf Bestäuber nachweisbar. Die negativen Effekte von Raps auf den Artenreichtum von Wildbienen in Nordbayern waren besonders ausgeprägt in Landschaften mit einem geringen Anteil an naturnahen Habitaten und wurden vollständig abgepuffert in Landschaften mit einem hohen Anteil an naturnahen Habitaten (Abb. 15).

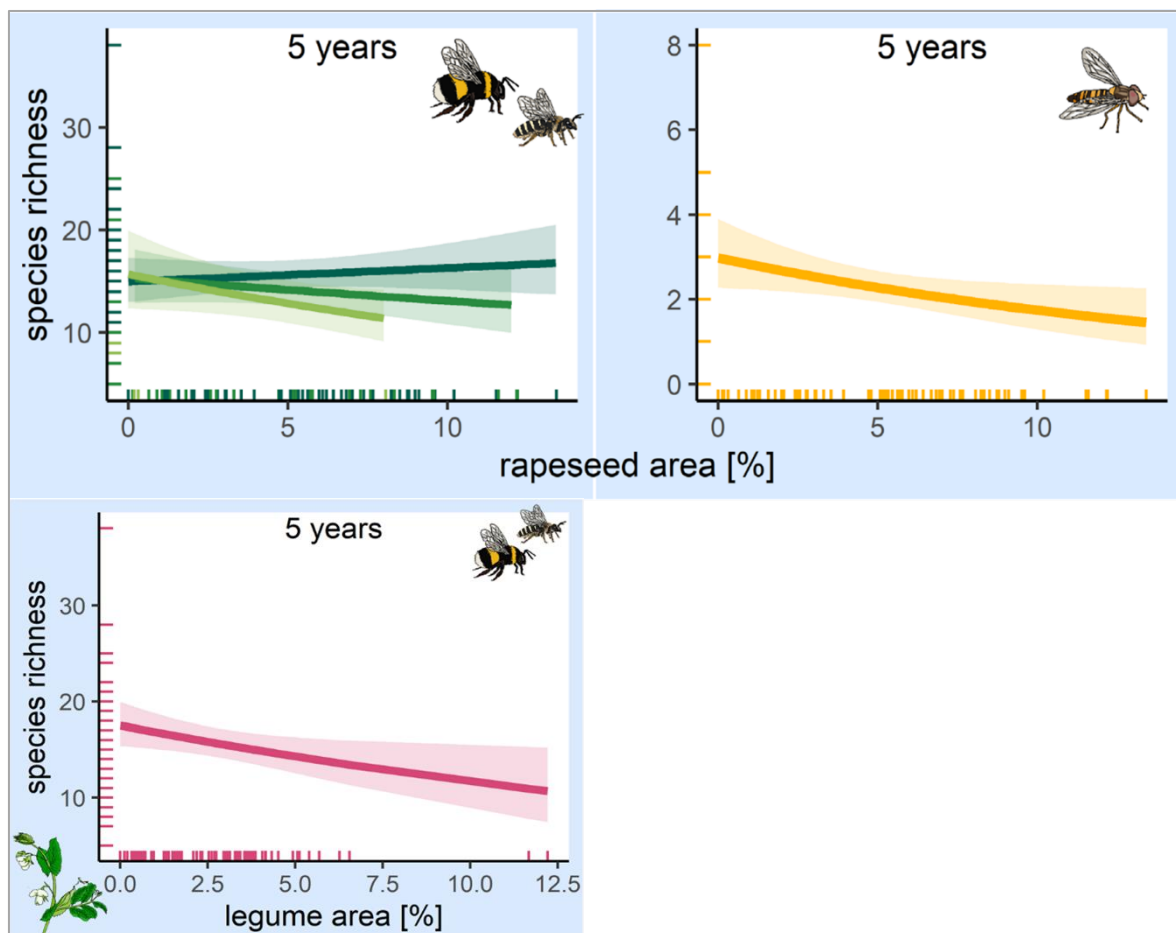


Abb. 15: Interagierende Effekte des Anteils von Raps und des Anteils an naturnahen Habitaten (SNH, semi-natural habitats) auf den Artenreichtum von Wildbienen (oben links), Effekt des Anteils von Raps auf die Artenvielfalt von Schwebfliegen (oben rechts) und Effekt des Anteils an Leguminosen auf den Artenreichtum von Wildbienen. Landschaftsvariablen wurden in Landschaftskreisen mit 1000 m Radius um 72 Standorte in Nordbayern berechnet.

Der Artenreichtum von Schwebfliegen sank unabhängig vom Anteil naturnaher Habitate mit zunehmendem Rapsanteil in der Landschaft (Abb. 15), ebenso wie der Artenreichtum von Wildbienen mit zunehmendem Leguminosenanteil (Abb. 15). Der Erklärungswert der Massentrachten war in allen Fällen am höchsten, wenn die über die vorangegangenen fünf Jahre gemittelten Landschaftsanteile betrachtet wurden. Unsere Ergebnisse zeigen, dass weder die Erhöhung des Rapsanbaus noch des Leguminosenanbaus geeignete Maßnahmen sind, um den Artenreichtum von Wildbienen und Schwebfliegen in der Agrarlandschaft zu fördern. Negative Effekte von hohen Landschaftsanteilen dieser Massentrachten wirken sich auch nach fünf Jahren noch auf Bestäuberpopulationen aus. Eine Erhöhung des Anteils naturnaher Habitate in der Landschaft kann helfen, die negativen Effekte von Massentrachten auf den Artenreichtum von Wildbienen abzupuffern.

#### **4.1.3 Studie 3 – Wildbienen, Schwebfliegen und Honigbienen antworten unterschiedlich auf Ökolandbau auf der Landschaftsebene und steigern die Erträge von Sonnenblumen**

Ziel dieser Studie war es zu untersuchen, wie die Landschaftszusammensetzung (Flächenanteil von Ökolandbau, naturnahen Habitaten und Massentrachten) sowie die Bewirtschaftung auf Feldebene (Bewirtschaftungssystem, Unkrautdeckung und Unkrautartenreichtum) Wildbestäuber und Honigbienen in Sonnenblumenfeldern beeinflussen. Zusätzlich führten wir ein Bestäuberausschluss-Experiment durch, um die Effekte von Landschaftszusammensetzung, Feldebewirtschaftung und Bestäubern auf Tausendkorngewicht, Samenzahl, Bestäubungsleistungen und Gesamtertrag zu bewerten.

##### **Ergebnisse der Studie 3**

Ein Anstieg des Anteils an ökologisch bewirtschafteter Fläche von 10 auf 20 % im Umkreis von 1.000 m führte zu einem Anstieg der Hummeldichte um 43 %, unabhängig vom Bewirtschaftungssystem auf Feldebene (Abb. 16a). Umgekehrt nahmen sowohl die Abundanz als auch die Artenvielfalt der Hummeln mit zunehmendem Sonnenblumenanteil in der umgebenden Landschaft ab. Die Abnahme der Abundanz war dabei stärker ausgeprägt, und die Artenvielfalt nahm nur in konventionellen Feldern ab (Abb. 16b). Auf Feldebene war die Hummeldichte in konventionell bewirtschafteten Feldern höher und stieg mit dem Anteil an Sonnenblumen (Abb. 16c). Die Hummeldichte wurde nicht durch die Unkrautbedeckung oder -artenvielfalt beeinflusst, nahm jedoch mit zunehmender Honigbienzahl ab: eine Verdopplung der Honigbienzahl führte zu einer 30 % geringeren Hummeldichte (Abb. 16d). Die Artenvielfalt solitärer Bienen stieg mit dem Anteil an naturnahen Habitaten in der umgebenden Landschaft. Dieser Effekt war auf einem Radius von 1.000 m nur schwach signifikant, wurde jedoch auf 500 m Radius signifikant (Abb. 16e). Solitäre Bienen wurden durch keine weiteren Landschaftsmerkmale beeinflusst und unterschieden sich nicht zwischen konventionell und ökologisch

bewirtschafteten Feldern. Auf Feldebene nahm die Häufigkeit solitärer Bienen mit höherer Unkrautbedeckung zu, während sowohl Häufigkeit als auch Artenvielfalt mit zunehmender Unkrautartenvielfalt stiegen (Abb. 16f-g). Ein Anstieg der Honigbienenzahl war mit einem Rückgang der Artenvielfalt solitärer Bienen verbunden (Abb. 16h).

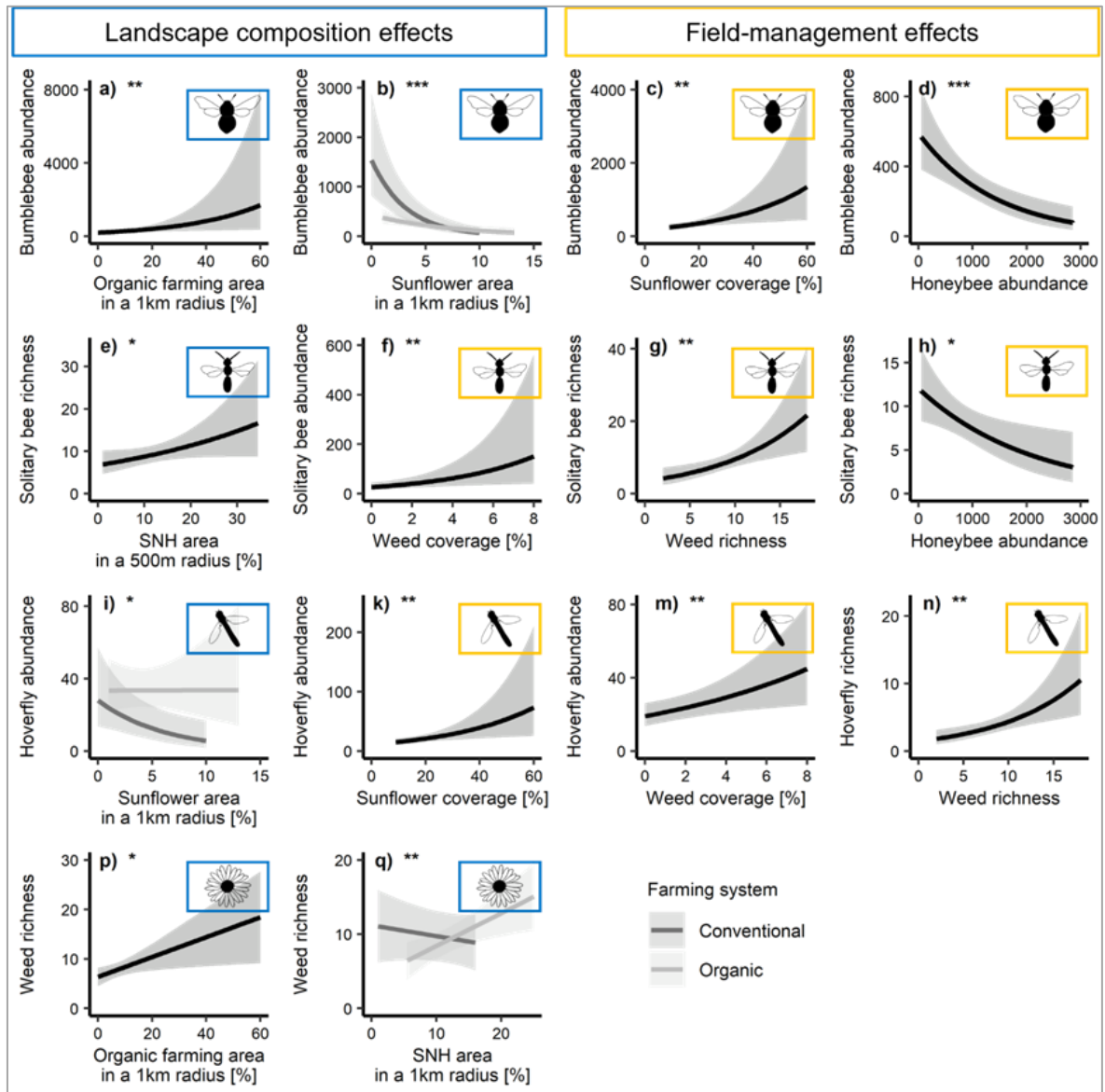


Abb. 16: Effekte auf Landschaftsebene (blau) und Feldebene (gelb) auf Hummeln (a-d), solitäre Bienen (e-h), Schwebfliegen (i-n) und Unkräuter (p-q) in konventionell und ökologisch bewirtschafteten Sonnenblumenfeldern. Die Diagramme zeigen Modellvorhersagen mit Konfidenzintervallen. Sternchen kennzeichnen Signifikanzen: \*\*\*  $P \leq 0,001$ , \*\*  $P \leq 0,01$ , \*  $P \leq 0,05$ .

Die Häufigkeit und Artenvielfalt von Schwebfliegen nahm mit zunehmendem Sonnenblumenanteil innerhalb eines 1.000 m Radius ab – jedoch nur in konventionellen Feldern (Abb. 16i). Die Häufigkeit von Schwebfliegen nahm außerdem mit zunehmendem Anteil an naturnahen Habitaten in der Landschaft ab. Auf Feldebene nahm

die Schwebfliegen dichte mit der Bedeckung von Sonnenblumen, Unkräutern und Unkrautartenvielfalt zu (Abb. 16k-m). Die Artenvielfalt der Schwebfliegen nahm mit Sonnenblumenbedeckung und Unkrautartenvielfalt zu (Abb. 16n). Die Häufigkeit der Schwebfliegen nahm mit zunehmender Honigbienezahl ab. Die Unkrautartenvielfalt in Sonnenblumenfeldern stieg mit dem Anteil ökologisch bewirtschafteter Fläche im 1.000 m Radius (Abb. 16p). Zudem nahm die Unkrautartenvielfalt mit zunehmendem Anteil naturnaher Habitate in der Landschaft zu; jedoch nur in ökologisch bewirtschafteten Feldern (Abb. 16q). Die Unkrautblütendeckung war nicht mit der Landschaftszusammensetzung verknüpft und unterschied sich nicht zwischen den Bewirtschaftungssystemen.

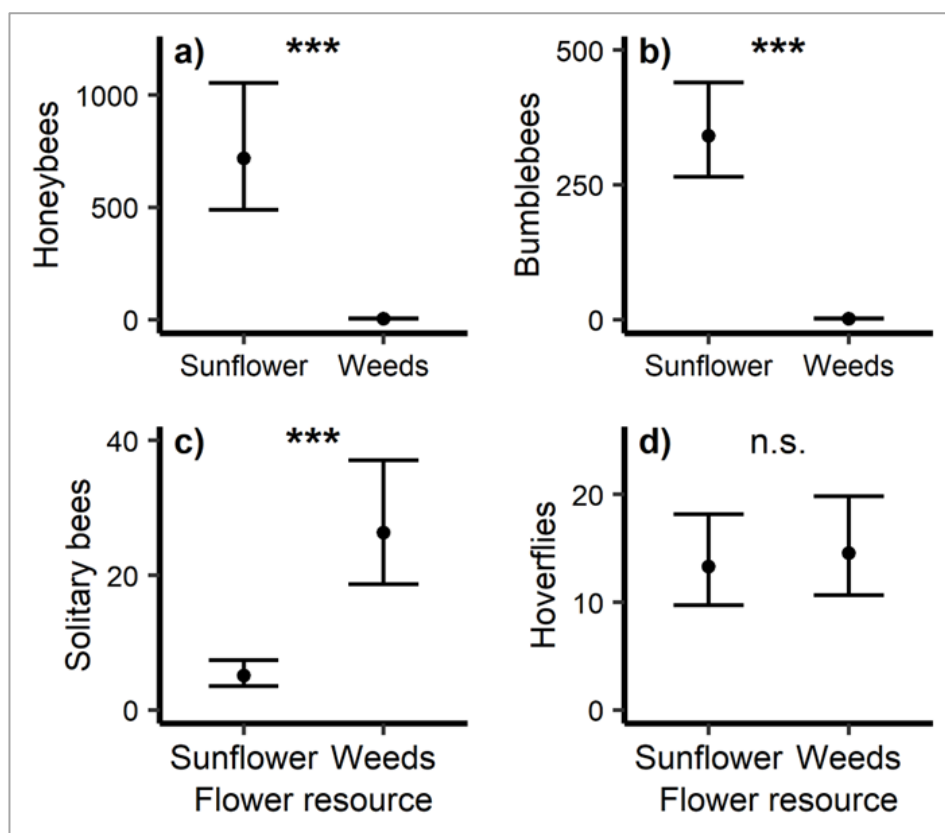


Abb. 17: Erfasste Individuenanzahl jeder Bestäubergruppe (a-d) auf Sonnenblumen bzw. Unkräutern. Die Diagramme zeigen Modellvorhersagen mit Konfidenzintervallen. Sternchen kennzeichnen Signifikanzen: \*\*\*  $P \leq 0,001$ .

Verschiedene Bestäubergruppen nutzten unterschiedliche Blütenressourcen in den Sonnenblumenfeldern. Honigbienen und Hummeln wurden ausschließlich auf Sonnenblumen beobachtet, während solitäre Wildbienen überwiegend an Unkräutern sammelten und Schwebfliegen gleichermaßen Sonnenblumen und Unkräuter nutzten (Abb. 17). Die Nutzung der Blütenressourcen unterschied sich bei keiner der Gruppen zwischen konventioneller und ökologischer Bewirtschaftung (Abb. 17).

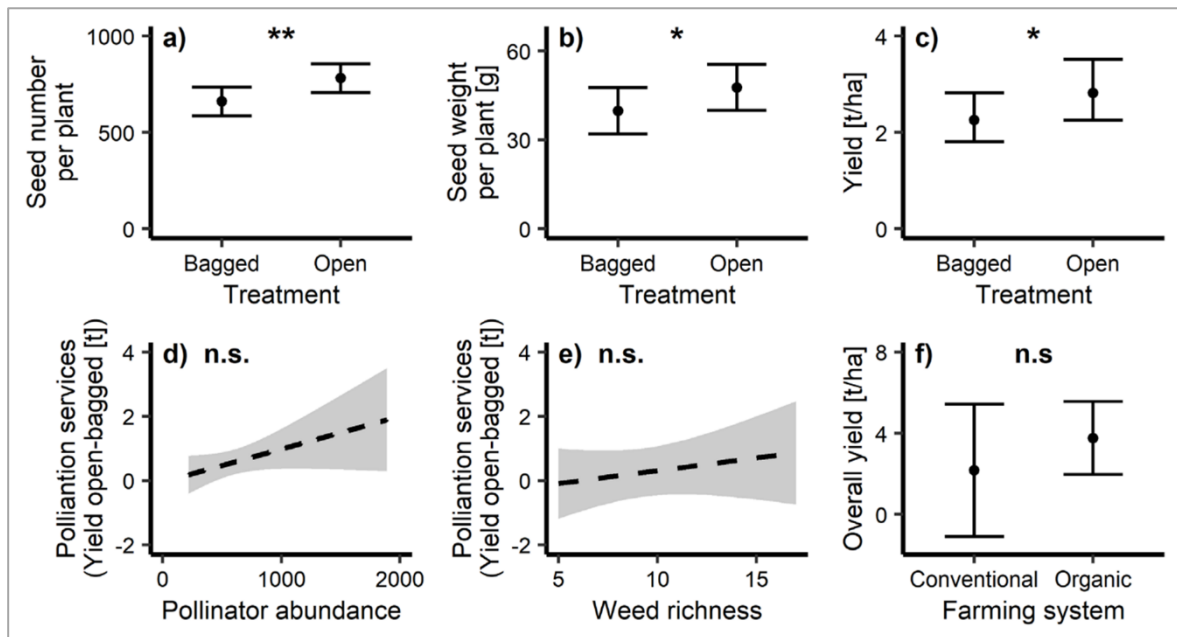


Abb. 18: Samenzahl, Gesamt-Samengewicht und Ertrag von wind- und selbstbestäubten Blüten mit Bestäuberabschluss im Vergleich zu offen bestäubten Sonnenblumen (a–c). Effekte der Bestäuberabundanz und des Unkrautartenreichtums auf die Bestäubungsleistungen (d–e). Die Bestäubungsleistung ist die Ertragsdifferenz zwischen offen bestäubten Blüten und Blüten mit Bestäuberabschluss (d–e). Effekte des Bewirtschaftungssystems auf den Gesamtertrag offen bestäubter Blüten (f). Die Grafiken zeigen Modellvorhersagen mit Konfidenzintervallen. Sterne kennzeichnen Signifikanzen: \*\*  $P \leq 0,01$ ; \*  $P \leq 0,05$ .

Die Samenanzahl, das Gesamtsamengewicht und die Erträge waren bei offen bestäubten Sonnenblumen höher im Vergleich zu solchen, die nur Wind- und Selbstbestäubung ausgesetzt waren (Abb. 18a-c). Im Durchschnitt produzierten offen bestäubte Sonnenblumen 18 % mehr Samen und hatten ein 20 % höheres Samengewicht pro Blütenkopf. Die Erträge lagen bei offen bestäubten Pflanzen um 25 % höher, was einem geschätzten Zuwachs von 570 kg/ha durch Insektenbestäubung entspricht. Die Bestäubungsleistung (d.h. der Ertragsunterschied zwischen offen bestäubten Blüten und Blüten mit ausschließlich Wind- und Selbstbestäubung) war in Ökofeldern marginal signifikant höher als in konventionellen Feldern, jedoch unterschieden sich die Gesamterträge nicht zwischen den Bewirtschaftungssystemen (Abb. 18f). Bestäubungsleistungen und Erträge wurden weder von der Landschaftszusammensetzung noch von der Unkrautbedeckung oder Unkrautartenvielfalt beeinflusst (Abb. 18e). Ein Anstieg der Bestäuberabundanz führte nur zu einer marginal signifikant verbesserten Bestäubungsleistung (Abb. 18d). Sonnenblumen auf ökologischen Feldern hatten kleinere Blütenköpfe (t-Test,  $P < 0,05$ ) und eine geringere Samenanzahl sowie geringeres Samen-Gewicht pro Kopf, aber eine höhere Blütendichte pro Quadratmeter (t-Test,  $P < 0,05$ ).

### **Diskussion Studie 3**

Unsere Studie zeigt, dass sowohl die Landschaftszusammensetzung als auch das Bewirtschaftungsmanagement auf Feldebene die Bestäubergemeinschaften prägen, die entscheidend für die Aufrechterhaltung von Bestäubungsleistungen in Agrarökosystemen sind. Unterschiedliche Bestäuberguppen reagierten auf verschiedene Einflussfaktoren: Die Hummeldichte nahm mit dem Anteil ökologisch bewirtschafteter Flächen auf Landschaftsebene zu, die Artenvielfalt solitärer Bienen stand in positivem Zusammenhang mit dem Anteil naturnaher Habitats, und eine hohe Unkrautartenvielfalt auf Feldebene unterstützte sowohl solitäre Bienen als auch Schwebfliegen. Im Gegensatz dazu verringerte eine Zunahme gleichzeitig blühender Kulturen in der Landschaft die Häufigkeit von Hummeln und Schwebfliegen – ein Hinweis auf Verdünnungseffekte.

Unsere Ergebnisse belegen, dass Bestäuber eine Schlüsselrolle bei der Bestäubung von Sonnenblumen spielen und dass Insektenbestäubung sowohl Samenanzahl als auch -gewicht sowie den Gesamtertrag steigern. Interessanterweise waren die Erträge in ökologischen Sonnenblumenfeldern nicht geringer als in konventionellen und eine höhere Unkrautartenvielfalt hatte keine negativen Auswirkungen auf den Ertrag. Unsere Ergebnisse zeigen, dass ein angepasstes Management sowohl die Biodiversität als auch die landwirtschaftliche Produktion fördern kann. Durch die Integration von ökologischem Landbau, dem Erhalt naturnaher Habitats und einer höheren Toleranz gegenüber Unkräutern kann die Landwirtschaft Bestäuber besser fördern und die Bestäubungsleistungen stärken.

### **Landschaftszusammensetzung**

Die Landschaftszusammensetzung beeinflusste die Bestäubergemeinschaften stark; jedoch unterschiedlich je nach Bestäuberguppe. Die Hummeldichte nahm mit dem Anteil ökologischer Landwirtschaft im Umkreis von 1.000 m zu, unabhängig davon, ob das jeweilige Feld konventionell oder ökologisch bewirtschaftet wurde. Frühere Studien zeigten eine höhere Bestäuberabundanz auf Öko-Feldern, jedoch wurden kombinierte Effekte von lokalem und landschaftsweitem Ökolandbau bisher selten untersucht (vgl. Gabriel et al., 2010; Rundlöf et al., 2008). Interessanterweise profitierten in unserer Studie auch konventionelle Felder vom Ökolandbau in der Umgebung. Dies legt nahe, dass Hummeln nicht nur bestimmte Felder bevorzugten, sondern dass durch ökologischen Landbau die Anzahl oder Größe von Kolonien in der Landschaft zunimmt.

Zwei Hauptmechanismen könnten diesen positiven Landschaftseffekt erklären:

- Ökologisch bewirtschaftete Felder enthalten mehr Unkräuter (Geppert et al., 2020; Holzschuh et al., 2008), da synthetische Herbizide und Düngemittel eingeschränkt werden.
- Ökologisch bewirtschaftete Felder weisen vielfältigere Fruchtfolgen auf (Barbieri et al., 2017), was eine größere Vielfalt an Blühpflanzen begünstigt.

Bemerkenswert ist, dass der ökologische Landbau auf Landschaftsebene die Blütenvielfalt in sowohl ökologischen als auch konventionellen Feldern erhöhte – ein Hinweis auf einen übergreifenden Beitrag zur Blütenressourcen­vielfalt. Eine kontinuierliche Versorgung mit Blütenressourcen unterstützt das Wachstum von Hummelkolonien (Hemberger et al., 2022). Zudem reduziert ein geringerer Pestizideinsatz die Belastung und mögliche negative Effekte auf Hummelvölker (Nicholson et al., 2024). Beide Mechanismen könnten zu mehr und größeren Kolonien in ökologisch bewirtschafteten Landschaften geführt haben. Unsere Ergebnisse zeigen, dass der ökologische Landbau ein wirksames Instrument zur Förderung wilder Bestäuber ist, mit positiven Effekten über die Feldgrenzen hinaus.

Die Artenvielfalt solitärer Bienen stieg mit dem Anteil naturnaher Habitate im Umkreis von 500 m um die Felder; der Effekt war auf 1.000 m nur schwach signifikant. Dies unterstreicht die Bedeutung naher, hochwertiger Habitate für spezialisierte Wildbienenarten, deren Flugradien oft begrenzt sind (Hopfenmüller et al., 2014; Steffan-Dewenter et al., 2002; Zurbuchen et al., 2010). Naturnahe Habitate wie Kalkmagerrasen oder Brachen bieten nicht nur Blütenressourcen, sondern auch ober- und unterirdische Nistplätze (Geppert et al., 2020; Holzschuh et al., 2010; Sutter et al., 2017) und können Quellhabitate für Bienen sein, die Sonnenblumenfelder besuchen (Hevia et al., 2021).

Im Gegensatz dazu erhöhte der Anteil an ökologischem Landbau nicht die Artenvielfalt oder Häufigkeit solitärer Bienen, was darauf hindeutet, dass der Verlust naturnaher Habitate nicht durch Ökolandbau ausgeglichen werden kann. Unsere Ergebnisse betonen daher, dass der Erhalt und die Wiederherstellung hochwertiger naturnaher Habitate unerlässlich für den Schutz spezialisierter Bestäuber sind.

Überraschenderweise nahm die Schwebfliegendichte mit zunehmendem Anteil naturnaher Habitate im 1.000 m Radius ab, was einer früheren Studie widerspricht (Meyer et al., 2009). Fast 80 % der Individuen gehörten zu Arten wie *Sphaerophoria scripta*, *Eristalis tenax* und *Episyrphus balteatus*, die mit landwirtschaftlichen Habitaten assoziiert sind. Ihre Larven ernähren sich von Blattläusen bzw. entwickeln sich in organisch reichem Material (z. B. Kuhmist). Daher könnten sie in intensiv genutzten Flächen zahlreicher vorkommen. Der Rückgang bei höherem Anteil an naturnahen Habitaten könnte also auf geringere Dichten agrar-assoziiertes Arten zurückzuführen sein. Im Vergleich zu Wildbienen ist die Ökologie von Schwebfliegen noch wenig erforscht, obwohl sie wichtige Bestäuber und biologische Schädlingsbekämpfer sind (Rader et al., 2020).

Ein Anstieg der Sonnenblumenfläche in der Landschaft verringerte sowohl die Häufigkeit als auch die Artenvielfalt von Hummeln und Schwebfliegen; vermutlich ein Verdünnungseffekt, bei dem sich Bestäuber auf viele Felder verteilen (Beyer et al., 2021). Solitäre Bienen und Honigbienen waren davon nicht betroffen: Solitäre Bienen sammelten kaum an Sonnenblumen und reagierten nicht auf deren Anteil in der

Landschaft; Honigbienen werden meist gezielt neben Feldern aufgestellt und sind weniger von der Landschaft abhängig. Tatsächlich zeigten Honigbienen keine Reaktion auf Landschaftsvariablen.

Zwar erhöhen massenblühende Kulturen das Blütenangebot, unsere Ergebnisse zeigen jedoch, dass sie nicht die Wildbestäuberpopulationen im gleichen Maße fördern wie der ökologische Landbau. Möglicherweise kann die jährliche Rotation der Sonnenblumen eine konsistente Ressourcenverfügbarkeit nicht gewährleisten. Da dies eine einjährige Studie war, wären Langzeitstudien notwendig, um Effekte auf Populationsebene besser beurteilen zu können. Unsere Ergebnisse legen nahe, dass eine reine Ausweitung massenblühender Kulturen nicht ausreicht, um Wildbestäuber zu fördern. In solchen Landschaften sollten Bestäuberaktivitäten überwacht und ggf. durch Honigbienenvölker ergänzt werden.

In unserer Studie stieg die Unkrautartenvielfalt, nicht aber die Unkrautdeckung, mit zunehmendem Anteil ökologisch bewirtschafteter Flächen. Dies unterstützt frühere Erkenntnisse, dass die Unkrautbedeckung eher durch Feldmanagement, die Artenvielfalt aber durch die Landschaft bestimmt wird (Bourgeois et al., 2020). Eine höhere Unkrautdiversität kann konkurrenzstarke Arten begrenzen und so die Gesamtbiomasse verringern, was dem Kulturpflanzenertrag zugutekommen kann (Adeux et al., 2019). Entsprechend fanden wir keine negativen Effekte von Unkrautartenvielfalt oder -bedeckung auf Sonnenblumenerträge.

Die Unkrautvielfalt nahm mit dem Anteil naturnaher Habitats zu, jedoch nur auf ökologischen Feldern. Das deutet darauf hin, dass diese Habitats als Quellhabitats für Unkrautarten wirken, deren Effekte aber unter konventioneller Bewirtschaftung unterdrückt werden. Bemerkenswert ist, dass sich daraus kein Anstieg der Unkrautbedeckung ergab und somit keine Ertragseinbußen für die Landwirte.

### **Feldbewirtschaftung**

Solitäre Bienen und Schwebfliegen profitierten von zunehmender Unkrautbedeckung, was ihre Häufigkeit steigerte. Die Unkrautartenvielfalt förderte sowohl Häufigkeit als auch Artenvielfalt. Dies bestätigt frühere Studien, wonach Blütenvielfalt die Bestäuberdiversität fördert (Kral-O'Brien et al., 2021).

Obwohl der ökologische Landbau auf Landschaftsebene keinen direkten Einfluss auf solitäre Bienen und Schwebfliegen hatte, erhöhte er die Unkrautartenvielfalt. Dies deutet auf einen indirekten positiven Landschaftseffekt des ökologischen Landbaus auf diese Bestäubergruppen hin; vermittelt durch ein größeres Blütenangebot. Hummeln hingegen reagierten nicht auf Unkrautvariablen, nahmen jedoch (gemeinsam mit Schwebfliegen) mit zunehmender Sonnenblumenbedeckung im Feld zu. Diese unterschiedlichen Reaktionen lassen sich wahrscheinlich auf das verschiedene Nahrungssuchverhalten der Bestäuber zurückführen: Solitäre Bienen nutzten Unkräuter als primäre Nahrungsquelle, Schwebfliegen sammelten

gleichermaßen an Unkräutern und Sonnenblumen, während Hummeln vor allem auf Sonnenblumen sammelten.

Unsere Ergebnisse zeigen, dass Blütenressourcen auf Feldebene zentrale Einflussfaktoren für Bestäuber sind, besonders für solitäre Bienen. Dies unterstreicht die Bedeutung, eine vielfältige und reichhaltige Blütenverfügbarkeit innerhalb von Kulturen aufrechtzuerhalten, um diverse Bestäubergemeinschaften zu fördern. Zudem war die Hummeldichte auf konventionellen im Vergleich zu ökologischen Sonnenblumenfeldern höher, was einer früheren Studie widerspricht (Tuck et al., 2014). Dieses Muster könnte durch größere Blütengrößen in konventionellen Feldern erklärt werden, aber auch durch andere nicht gemessene Blüteneigenschaften wie Nektargehalt (Neff & Simpson, 1990), oder die Sonnenblumensorte (Stejskalová et al., 2018).

### **Interaktionen zwischen Honigbienen und Hummeln**

Im Gegensatz zu solitären Bienen und Schwebfliegen sammelten Honigbienen und Hummeln ausschließlich an Sonnenblumen und nicht an Unkräutern; das Ergebnis entspricht früheren Studien (Gay et al., 2024; Greenleaf & Kremen, 2006). Wir zeigten zudem, dass die Hummeldichte mit zunehmender Honigbienenendichte in Sonnenblumenfeldern abnahm, was darauf hindeutet, dass Hummeln Felder mit hoher Honigbienenendichte meiden oder umgekehrt. Zudem stellten wir eine deutliche Nischentrennung fest: Honigbienen und Hummeln sammelten an Sonnenblumen, solitäre Bienen hingegen an Unkräutern. Gay et al., (2024) argumentieren, dass eine solche Ressourcentrennung ein Anzeichen für Konkurrenz sein kann. Tatsächlich waren alle Wildbestäubergruppen negativ von hohen Honigbienenendichten betroffen. Frühere Studien zeigten eine Verdrängung von Wildbestäubern durch Honigbienen in Rapsfeldern (Lindström et al., 2016), vermutlich durch Ressourcenkonkurrenz. Andererseits können Honigbienen ihre Informationsweitergabe über Nahrungsquellen anpassen und ihre Sammelbereiche entsprechend der Landschaftsstruktur verändern (Steffan-Dewenter & Kuhn, 2003). Sonnenblumenfelder mit hoher Wildbestäuberaktivität könnten daher als weniger attraktiv eingeschätzt und seltener von Honigbienen angeflogen werden. Vermeidungsverhalten könnte auch auf direkte Interaktionen zurückzuführen sein. Greenleaf & Kremen (2006) fanden, dass Hummeln und Honigbienen aktiv miteinander interagieren; was zwar die Bestäubungseffizienz steigern kann, für Hummeln jedoch störend sein könnte. Unsere Ergebnisse deuten entweder darauf hin, dass hohe Honigbienenendichte Wildbestäuber verdrängt, oder dass Honigbienen Felder mit vielen Wildbestäubern gezielt meiden. In beiden Fällen unterstützen unsere Ergebnisse die Vorstellung, dass Honigbienen und Wildbestäuber komplementäre Rollen bei der Bestäubung massenblühender Kulturen übernehmen.

### Ertragskomponenten

Trotz der wachsenden Zahl von Studien zur Bedeutung wilder Bestäuber in Agrarlandschaften besteht weiterhin eine erhebliche Wissenslücke darüber, inwieweit Kulturpflanzenerträge von der Bestäubung durch Bienen und andere Bestäuber abhängen. Unsere Ergebnisse zeigen, dass Insektenbestäubung sowohl das Samengewicht als auch die Samenanzahl von Sonnenblumen erhöhte, was zu einem deutlichen Ertragszuwachs im Vergleich zu Pflanzen mit Bestäuberausschluss führte. Hummeln waren mit Abstand die häufigsten Wildbestäuber und sammelten vorrangig an Sonnenblumen, was nahelegt, dass sie die Hauptakteure der Wildbestäubung bei dieser Kultur sind. Obwohl die Insektenbestäubung die Ertragskomponenten deutlich verbesserte, fanden wir keinen signifikanten Zusammenhang zwischen Bestäuberhäufigkeit und Ertragssteigerung; eine höhere Bestäuberzahl führte also nicht zu mehr Bestäubungsleistung.

Ein möglicher Grund ist, dass die Bestäuberdichte in allen Feldern bereits hoch war und so keine weiteren Ertragszuwächse mehr ermöglicht wurden (Sättigungseffekt). Aber auch unberücksichtigte Faktoren wie Bodenbedingungen oder Sonnenblumensorte (Tamburini et al., 2016) könnten Unterschiede erklären. Die Abhängigkeit von Bestäubern variiert je nach Sorte (Mota et al., 2024); einige Sorten können geringere Insektenbestäubung durch Selbstbefruchtung kompensieren. In solchen Fällen reichen bereits geringe Bestäuberabundanz für eine ausreichende Bestäubung. Zudem ist die Bestäuberabundanz ungeeignet als Proxy für Bestäubungsleistung, wenn nicht alle Blütenbesucher gleichermaßen effizient bestäuben (Greenleaf & Kremen, 2006).

Während sowohl die Landschaftszusammensetzung als auch das Feldmanagement die Bestäuber stark beeinflussten, fanden wir keine direkten Effekte auf die Bestäubungsleistung und den Gesamtertrag. Für viele Kulturpflanzen ist bekannt, dass konventionelle Landwirtschaft höhere Erträge liefert als ökologische (Seufert et al., 2012). Dennoch fanden wir bei Sonnenblumen keine Ertragsunterschiede zwischen den Anbausystemen, was mit Gong et al., (2022) übereinstimmt, die ebenfalls zeigten, dass bei anderen Kulturpflanzen als Getreiden die Erträge bei ökologisch und konventionell bewirtschafteten Feldern vergleichbar sind. Das ist für Landwirte besonders relevant, da konventionelle Landwirtschaft höhere Kosten für Dünger und Pestizide verursacht. Die Aussicht, vergleichbare Erträge mit Ökolandbau zu erzielen, könnte daher die Entscheidung hin zu nachhaltigeren Praktiken beeinflussen.

Außerdem förderten Unkräuter solitäre Bienen und Schwebfliegen in den Feldern, ohne dass sich die Unkräuter negativ auf den Ertrag auswirkten. Unsere Studie zeigt eine effektive, leicht umsetzbare Strategie für Landwirte: Durch die Toleranz gegenüber höherer Unkrautartenvielfalt können Wildbestäuber gefördert werden, ohne Ertragseinbußen hinnehmen zu müssen. Unsere Ergebnisse verdeutlichen, dass es Win-Win-Systeme in der Landwirtschaft geben kann, in denen Biodiversität gefördert wird, ohne die landwirtschaftliche Produktivität zu beeinträchtigen.

## Schlussfolgerung

In der Landwirtschaft wird es zunehmend dringlicher, Biodiversität zu erhalten, Ökosystemleistungen sicherzustellen und gleichzeitig Ernteerträge zu gewährleisten. Unsere Ergebnisse zeigen, dass das Tolerieren eines moderaten Unkrautaufkommens oder die Einführung einer vielfältigen Unterschichtvegetation eine einfache, aber wirkungsvolle Maßnahme ist, um Bestäuber zu fördern, ohne die Produktivität im Sonnenblumenanbau zu beeinträchtigen. Darüber hinaus stellt eine Ausweitung des ökologischen Landbaus auf Landschaftsebene eine geeignete Maßnahme dar, die Bestäuber sowohl direkt als auch indirekt über das Vorkommen von Unkräutern unterstützen kann. Allerdings kann der ökologische Landbau naturnahe Habitate nicht ersetzen, die insbesondere für solitäre Wildbienen unverzichtbar sind und daher in Agrarlandschaften erhalten und wiederhergestellt werden sollten. Unsere Studie unterstreicht die Bedeutung von Bestäubern für stabile Erträge und zeigt praxisnahe Bewirtschaftungsoptionen auf, die Biodiversitätsschutz mit produktiver Landwirtschaft verbinden. Um Bestäuber und Bestäubungsleistungen in Agrarlandschaften wirksam zu fördern, sind Ansätze auf verschiedenen Skalen erforderlich.

### 4.1.4 Studie 4 – Wie moduliert die Verfügbarkeit von naturnahen Habitaten die Landschaftseffekte von Ökolandbau und Massentrachten auf Wildbienen und Schwebfliegen in Rapsfeldern?

In Studie 4 wurde untersucht,

- wie sich der Anteil an Ökolandbau und Massentrachten in der Landschaft auf die Abundanz und den Artenreichtum von Wildbestäubern, den Schädlingsdruck sowie Ertragskomponenten auswirkt und wie die Effekte dieser Landschaftsparameter vom Anteil naturnaher Habitats moduliert wird;
- wie sich Bestäuber und Schädlinge auf die Ertragskomponenten von Raps auswirken und
- welche Rolle Unkräutern in Rapsfeldern für Bestäuber spielen, und zwar während der Rapsblüte als auch nach der Rapsblüte.

#### Ergebnisse Studie 4

Über beide Untersuchungsjahre 2022 und 2023 hinweg erfassten wir insgesamt 1.084 Wildbestäuber und 2.458 Honigbienen. Wir identifizierten 11 Hummelarten, 60 Arten solitärer Wildbienen und 25 Arten von Schwebfliegen.

Die Gesamtabundanz der Wildbienen (alle Bienen außer Honigbienen) stieg um fast 20 %, wenn sich der Anteil ökologischer Landwirtschaft in der Landschaft verdoppelte, und um nahezu 30 %, wenn sich der Anteil naturnaher Habitats verdoppelte (Abb. 19a-b). Die Artenvielfalt der Wildbienen nahm mit steigendem Anteil ökologischer Landwirtschaft zu, jedoch nur in Landschaften mit einem hohen Anteil an naturnahen Habitats ( $\geq 10\%$ ), in denen die höchste Artenvielfalt verzeichnet wurde.

Wurden Hummeln und solitäre Wildbienen getrennt betrachtet, zeigte sich, dass Hummelabundanz und -artenvielfalt mit zunehmendem Anteil naturnaher Habitate anstieg, jedoch nicht vom Anteil ökologischer Landwirtschaft beeinflusst waren. Die solitären Wildbienen zeigten eine Zunahme in Abundanz und Artenvielfalt bei höherem Anteil ökologischer Landwirtschaft, allerdings nur in Landschaften mit hohem Anteil an naturnahen Habitaten (Abb. 19c-d). Dies entspricht dem Muster, das sich auch für die Artenvielfalt aller Wildbienen zeigte (siehe oben). In Landschaften mit hohem Anteil an naturnahen Habitaten (> 10 %) führte ein Anstieg des Anteils ökologischer Landwirtschaft von 10 % auf 20 % bei solitären Wildbienen zu einem knapp 60%igen Anstieg der Abundanz und einem 40 %igen Anstieg der Artenvielfalt. Im Gegensatz dazu nahm die Abundanz von Schwebfliegen mit steigendem Anteil naturnaher Habitate ab (Abb. 19e).

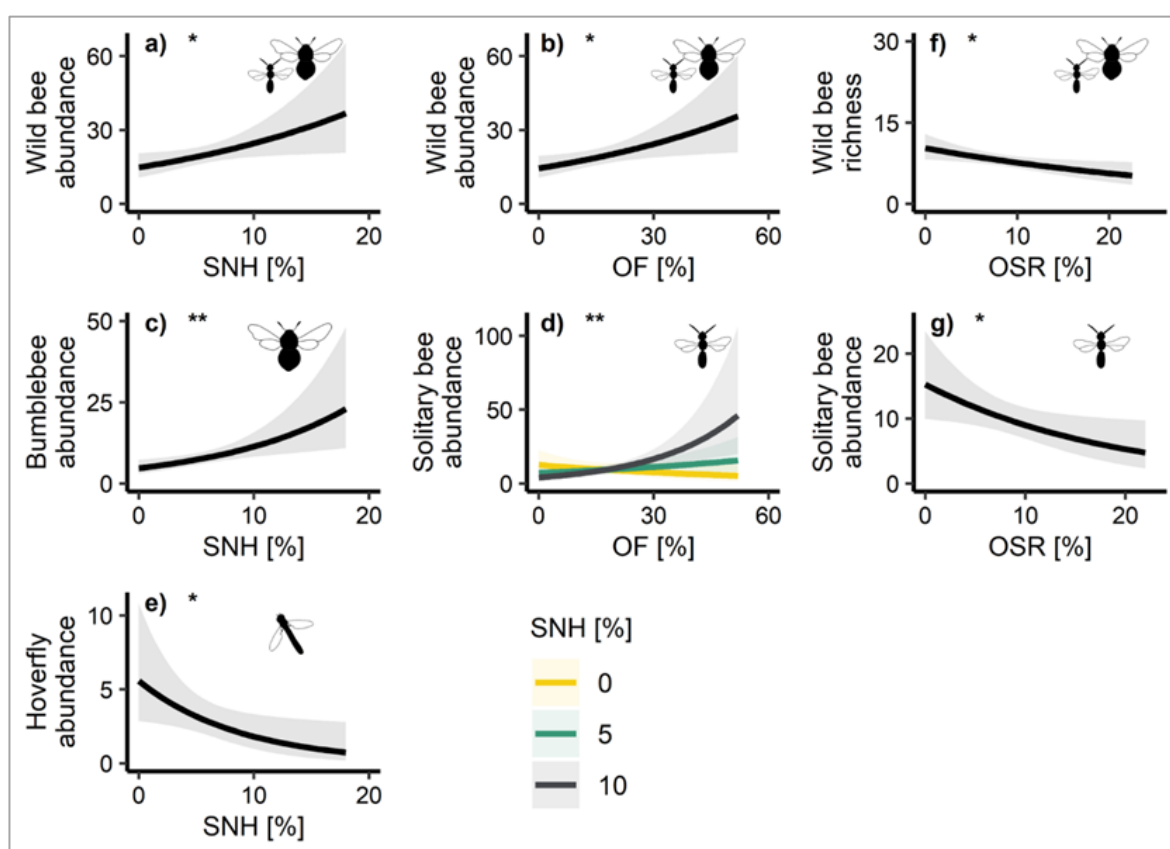


Abb. 19: Auswirkungen der Landschaftszusammensetzung auf alle Wildbienen (a-c), Hummeln (d), solitäre Wildbienen (e-f) und Schwebfliegen (g) in Rapsfeldern. Die Landschaftszusammensetzung wurde als Anteil an ökologischer Landwirtschaft (OF), naturnaher Habitate (SNH) und Raps (OSR) in einem Radius von 1.000 m um jedes Feld berechnet. Bestäuber wurden in zwei Runden während der Rapsblüte und über zwei aufeinanderfolgende Jahre hinweg erfasst. Die Diagramme zeigen Modellvorhersagen mit Konfidenzintervallen. Sterne geben die Signifikanz an: \*\*  $P \leq 0,01$ , \*  $P \leq 0,05$ .

Ein hoher Anteil von Raps in der umliegenden Landschaft wirkte sich negativ auf Bestäuber aus: Die Gesamtartenvielfalt der Wildbienen und die Artenvielfalt der solitären Wildbienen gingen zurück, ebenso die Gesamtartabundanz der Wildbienen (wenn auch nur marginal). Insbesondere solitäre Wildbienen und Schwebfliegen zeigten eine abnehmende Abundanz, und bei solitären Wildbienen wurde auch eine abnehmende Artenvielfalt festgestellt (Abb. 19f-g). Der Schädlingsdruck durch Rapsglanzkäfer, Rapsstängelrüssler oder Kohlstängelrüssler wurden nicht durch die Landschaftszusammensetzung beeinflusst.

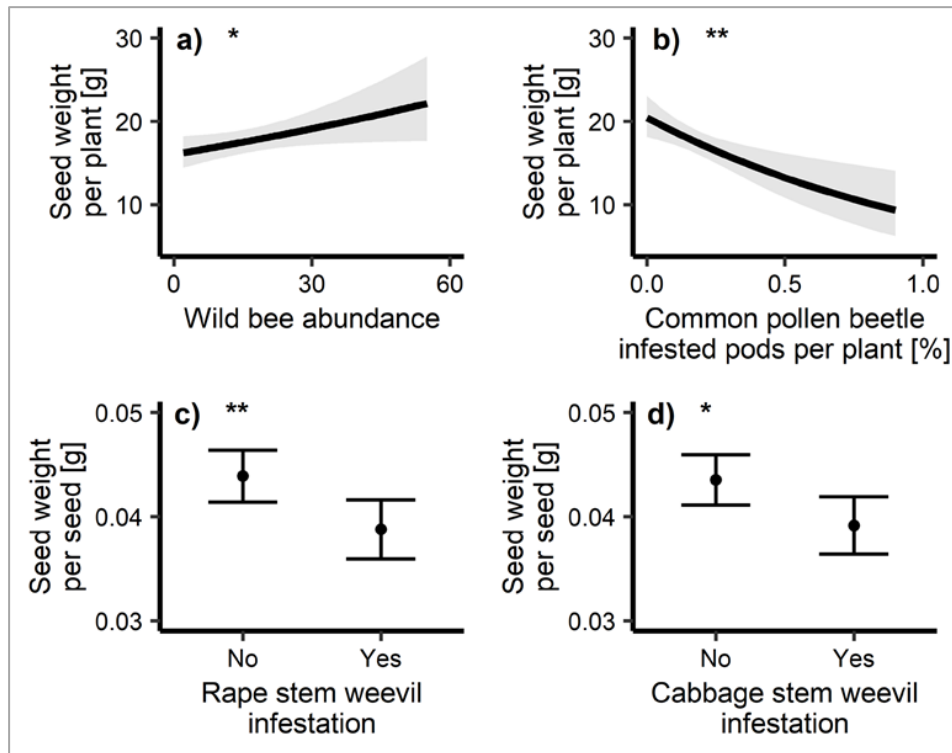


Abb. 20: Auswirkungen der Abundanz von Wildbienen und Schädlingsdruck auf das Samengewicht pro Pflanze (a-b) und das Gewicht pro Samen (c-d) von Rapspflanzen. Die Diagramme zeigen Modellvorhersagen mit Konfidenzintervallen. Sterne geben die Signifikanz an: \*\*  $P \leq 0,01$ , \*  $P \leq 0,05$ .

Das Samengewicht pro Rapspflanze war positiv mit dem Anteil an ökologischer Landwirtschaft in der umgebenden Landschaft korreliert, jedoch nur, wenn auch der Anteil an naturnahen Habitaten hoch war. Im Gegensatz dazu nahm bei niedrigen Anteilen an naturnahen Habitaten in der Landschaft ( $\leq 5\%$ ) das Samengewicht pro Pflanze mit steigendem Anteil ökologischer Landwirtschaft ab. Darüber hinaus nahm mit höheren Anteilen an Raps in der Landschaft das Samengewicht pro Pflanze signifikant ab und das Samengewicht pro Samen marginal signifikant.

Die Abundanz der Wildbienen, nicht jedoch die der Honigbienen, erhöhte das Samengewicht pro Pflanze (Abb. 20a). Schädlinge verringerten die Ertragskomponenten. Höhere Befallsraten durch Rapsglanzkäfer führten zu einer Verringerung des Samengewichts pro Pflanze, während Befall durch die beiden Arten von

Kohltriebrüsslern das Gewicht pro Samen verringerten (Abb. 20b-d). Modelle mit Bestäubern und Schädlingen erklärten 79 % der Variation in den Daten für das Sa-  
mengewicht pro Pflanze und 51 % der Variation für das Gewicht pro Samen.

Während der Rapsblüte variierten die Effekte der Feldposition (d. h. Feldmitte vs. Feldrand) je nach Bestäubergruppe. Die Abundanz und der Artenreichtum von Hummeln sowie die Abundanz von solitären Wildbienen und Honigbienen unterschieden sich nicht zwischen Feldmitte und Feldrand. Dagegen waren die Abundanz und der Artenreichtum von Schwebfliegen sowie der Artenreichtum solitärer Wildbienen am Feldrand höher als in der Feldmitte. Die Rapsdeckung war in beiden Feldbereichen ähnlich, jedoch waren Unkrautdeckung und Unkrautartenreichtum am Feldrand höher (Abb. 20).

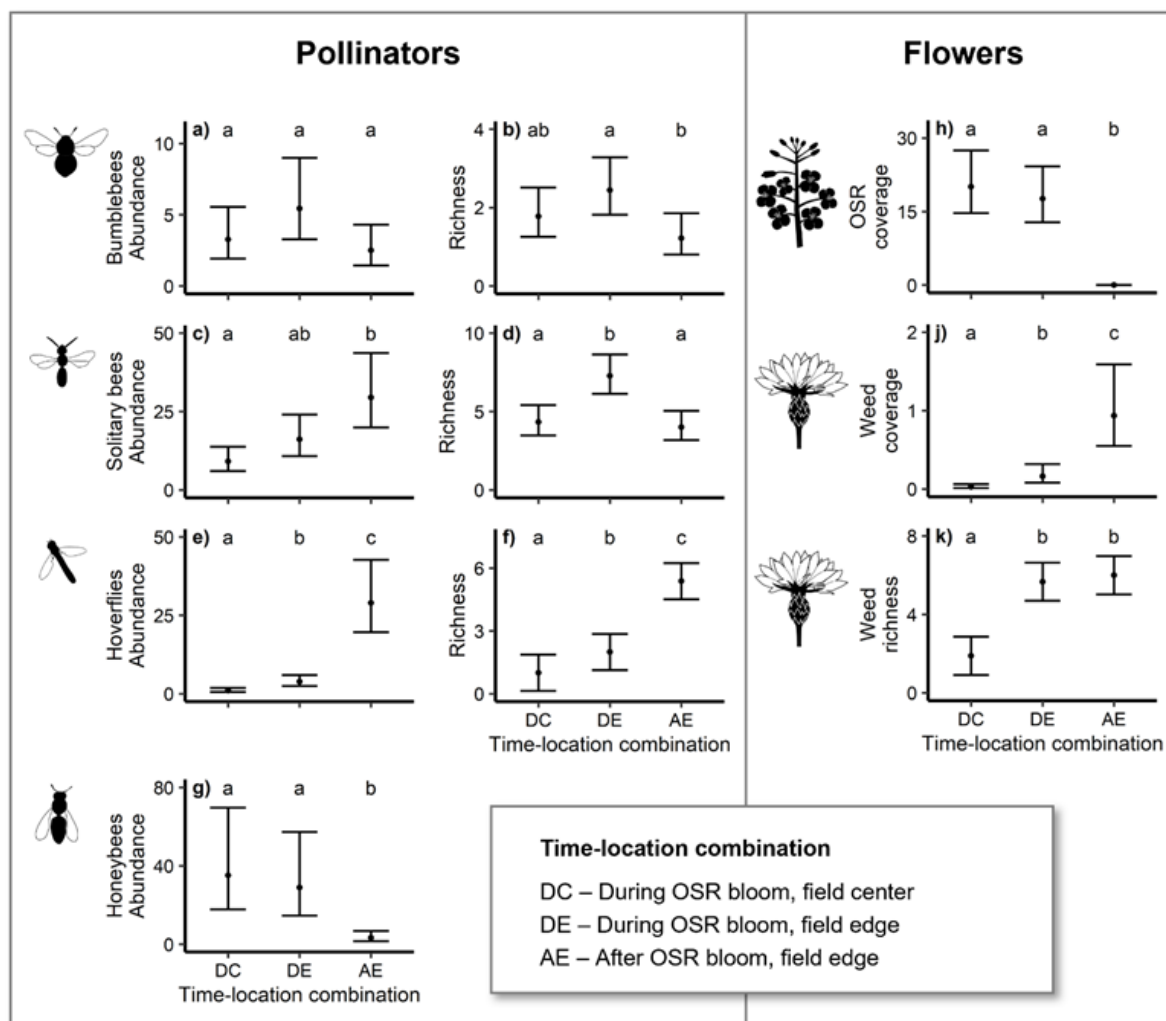


Abb. 21: Vergleich der Abundanz und Artenvielfalt verschiedener wildlebender Bestäubergruppen und Honigbienen (a-g), Rapsbedeckung (h), Unkrautbedeckung (j) und Unkrautartenvielfalt (k) über verschiedene Zeit-Ort-Kombinationen in Rapsfeldern (OSR). Bestäuber und Blumen wurden während der Rapsblüte im Feldzentrum (DC), während der Rapsblüte am Feldrand (DE) und nach der Rapsblüte am Feldrand (AE) erfasst. Statistische Vergleiche zwischen den Gruppen wurden unter Verwendung von geschätzten marginalen Mittelwerten, die aus linearen Modellen abgeleitet wurden, durchgeführt. Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen an ( $P \leq 0,05$ ).

Beim Vergleich der Erhebungszeitpunkte (während vs. nach der Rapsblüte) zeigte sich, dass die Rapsdeckung nach der Blüte nahezu null war. Dadurch nahm die Gesamtverfügbarkeit von Blüten nach der Blüte ab. Der Unkrautartenreichtum blieb jedoch konstant, und die Unkrautdeckung nahm sogar zu (Abb. 21).

Die Hummeldichte am Feldrand ging nach der Rapsblüte nicht zurück, obwohl zu diesem Zeitpunkt nur noch Unkräuter als Nektar- und Pollenquelle dienten (Abb. 21). Die Abundanz solitärer Wildbienen am Feldrand stieg nach der Blüte sogar an, was zu einer höheren Abundanz im Vergleich zur Feldmitte während der Blüte sowie zu einer tendenziell höheren Abundanz im Vergleich zum Feldrand während der Blüte führte. Der Artenreichtum von Hummeln und solitären Wildbienen am Feldrand ging nach der Rapsblüte zurück, unterschied sich jedoch nicht vom Artenreichtum in der Feldmitte während der Blüte. Die Abundanz und der Artenreichtum von Schwebfliegen nahmen nach der Rapsblüte zu. Die Honigbienenendichte ging nach der Rapsblüte stark zurück (Abb. 21).

#### **Diskussion Studie 4**

Unsere Ergebnisse deuten darauf hin, dass die Erhöhung des Anteils an ökologischer Landwirtschaft und die Erhaltung von naturnaher Habitats Wildbestäuber fördern können. Eine alleinige Erhöhung der ökologischen Landwirtschaft reicht jedoch nicht aus, um die Artenvielfalt zu fördern. Hohe Anteile an ökologischer Landwirtschaft können die Verfügbarkeit und Kontinuität floraler Ressourcen über Unkräuter verbessern und das Risiko einer Pestizidbelastung verringern (Nicholson et al., 2024; Requier et al., 2015), jedoch fehlen in einjährigen Ökofeldern Nistmöglichkeiten für Wildbienen. Daher sind naturnahe Habitats, die sowohl ober- als auch unterirdische Nistplätze bieten, unerlässlich für den Schutz und die Förderung von Wildbienen (Czechofsky et al., 2025). Unsere Studie zeigt, dass die Kombination von hohen Anteilen an Ökolandbau und naturnahen Habitats die Abundanz und Artenvielfalt von Wildbienen in Agrarlandschaften steigern kann, was letztlich auch der Bestäubung von konventionell bewirtschafteten Nutzpflanzen wie in unserer Studie dem Raps zugutekommt.

Hohe Anteile an Raps in der umgebenden Landschaft verringerten in unserer Studie die Abundanz von Solitärbienen und Schwebfliegen sowie die Artenvielfalt der Solitärbienen, was auf einen Verdünnungseffekt durch massenblühende Kulturen hinweist (Beyer et al., 2021; Holzschuh et al., 2016; Riggi et al., 2024). Unsere Ergebnisse zeigen, dass Massentrachten allein keine geeignete Maßnahme sind, um Wildbestäuber zu fördern. Tatsächlich könnten kurze, aber intensive Blüteperioden sogar zu Konkurrenz zwischen den vorhandenen Feldern um Bestäuber führen und potenziell den Ertrag pro Feld verringern (Grab et al., 2017). Darüber hinaus können Landschaften mit intensiver Rapskultivierung ökologische Fallen für Wildbienen darstellen, wenn die Ressourcen nach der Rapsblüte drastisch abnehmen und die Wildbienen ihre Nester, die sie in der Nähe von Rapsfeldern angelegt haben, in

Ermangelung alternativer Blütenressourcen nicht mehr mit Nahrung versorgt werden können (Galpern et al., 2017).

Andererseits können Massentrachten auch den Schädlingsdruck in Rapsfeldern beeinflussen und entweder Schädlinge oder deren Feinde verdünnen. In unserer Studie wurde der Schädlingsdruck weitgehend nicht von der Landschaftszusammensetzung beeinflusst, nur die Befallshäufigkeit durch Kohlschotenrüssler nahm mit zunehmenden Anteilen an Raps in der Landschaft ab. Dieser Effekt war jedoch nur in Landschaften signifikant, die zumindest einen gewissen Anteil an naturnahen Habitaten (> 5 %) aufwiesen. Unsere Ergebnisse deuten darauf hin, dass Kohlschotenrüssler durch hohe Rapsanteile in der Landschaft verdünnt werden könnten, dass jedoch naturnahe Habitate die natürliche Schädlingsbekämpfung in Rapsfeldern fördern (Veres et al., 2013; Zaller et al., 2008). Unsere Befunde stimmen mit früheren Untersuchungen überein, die gezeigt haben, dass naturnahe Habitate wichtige Überwinterungsgebiete für Gegenspieler der Schädlinge sind, die die natürliche Schädlingsbekämpfung im Raps fördern (Bannwart et al., 2025; Sutter et al., 2018; Veres et al., 2013).

Obwohl bekannt ist, dass die Landschaftszusammensetzung sowohl Bestäuber als auch Schädlinge beeinflusst, bleibt unklar, ob und wie diese Effekte auf den Ernteertrag wirken. In unserer Studie wurden die Ertragskomponenten von Raps durch Bestäuber und Schädlinge antagonistisch reguliert. Ein Anstieg der Wildbienenabundanz steigerte den Raps-Ertrag, indem es das Samengewicht pro Pflanze erhöhte, während höhere Befallsraten von Rapsglanzkäfern das Samengewicht pro Pflanze verringerten und Befall durch Kohltriebrüssler das Gewicht pro Samen verringerten. Diese arttypischen Effekte können durch den unterschiedlichen Lebenszyklus der Artenerklärt werden. Rapsglanzkäfer fressen Pollen und schädigen Rapsknospen, wodurch die Samenbildung direkt begrenzt wird und das Samengewicht pro Pflanze sinkt (Seimandi-Corda et al., 2021). Im Gegensatz dazu schädigen Kohltriebrüssler das Gefäßgewebe des Stängels, wodurch die Nährstoffversorgung der Samen und damit die Samenmasse reduziert wird (Keszthelyi et al., 2024).

Das Samengewicht pro Pflanze stieg mit ökologischer Landwirtschaft, jedoch nur in Landschaften mit hohem Anteil naturnahen Habitats ( $\geq 15\%$ ) und nahm mit hohen Anteilen an Raps ab. Interessanterweise spiegeln diese Zusammenhänge die Landschaftseffekte auf die Wildbienen wider, was nahelegt, dass der Zusammenhang zwischen Landschaftszusammensetzung und Samengewicht von Bestäubern vermittelt wird. Unsere Ergebnisse deuten darauf hin, dass die Effekte der Landschaftszusammensetzung auf Wildbestäuber auch die Bereitstellung von Ökosystemdienstleistungen beeinflussen, was sich in Veränderungen der Ertragskomponenten niederschlägt. Unsere Ergebnisse zeigen außerdem, dass Ertragsverluste durch Schädlinge zumindest teilweise durch die Förderung von Wildbienenpopulationen durch gezieltes Landschaftsmanagement abgemildert werden können. Die Förderung der ökologischen Landwirtschaft und die Erhaltung naturnaher Habitats

bieten einen Weg, die Raps-Erträge durch verbesserte Bestäubung zu steigern, ohne den Schädlingsdruck zu erhöhen. Selbst in intensiven bewirtschafteten Kulturen wie konventionell bewirtschaftetem Raps können solche gezielten Ansätze die Biodiversitätsförderung mit einer Steigerung der landwirtschaftlichen Produktivität kombinieren.

#### **4.1.5 Studie 5 – Oberirdisch nistende Bienen, Wespen und ihre Gegenspieler: Landschaftseffekte von biodiversitätsfördernden Maßnahmen auf die Besiedlung von Nisthilfen**

In Studie 5 wurde untersucht, wie sich der Anteil an naturnahen Habitaten, Ökolandbau und Massentrachten in der Landschaft

- auf die Abundanz, den Artenreichtum von oberirdisch nistenden Bienen, Wespen und ihre Parasitoide in neubesiedelten Nisthilfen auswirkt und
- die Parasitierungsraten beeinflusst.

Über alle Standorte hinweg erfassten wir in unseren Nisthilfen für oberirdisch nistende Bienen insgesamt 24 Bienenarten, 47 Wespenarten und 18 Morphospezies von Antagonisten. Bienen bauten insgesamt 24.582 Brutzellen, aus denen 13.151 Individuen schlüpften, was einer Schlupfrate von 53 % entspricht. Die häufigste Bienenart war *Osmia bicornis*, die 11.236 Brutzellen anlegte. Wespen bauten insgesamt 19.208 Brutzellen, aus denen 9.596 Individuen schlüpften, entsprechend einer Schlupfrate von 50 %. Die häufigste Wespenart war *Trypoxylon figulus* mit 7.565 Brutzellen. Die mittleren Parasitierungsraten waren 10 % bei Bienen und 12 % bei Wespen. Bemerkenswert ist, dass wir die Mauerbiene *Osmia submicans*, die als stark gefährdet gilt (Rote Liste Deutschland Kategorie 2), an mehreren Standorten nachweisen konnten.

Die Abundanz von Bienen und Wespen und ihren Parasitoiden, gemessen als Anzahl an Brutzellen bzw. Anzahl parasitierter Brutzellen pro Standort, unterschieden sich zwischen den Habitattypen, wobei die Abundanzen am höchsten waren in Hecken und in naturnahen Habitaten (Kalkmagerrasen und Hochstaudenfluren), und am geringsten in Randstreifen, die an konventionelle Raps- oder Weizenfelder angrenzten (Abb. 22). Die Bienenabundanz und Artenzahl und die Parasitoidenabundanz stiegen mit zunehmendem Anteil an naturnahen Habitaten, für die Wespenartenzahl war dieser Zusammenhang marginal signifikant (Abb. 22). Gleichzeitig nahmen die Parasitierungsraten mit zunehmendem Anteil an naturnahen Habitaten zu (Abb. 22). Der Anteil an Ökolandbau und an Massentrachten in der Landschaft hatten keinen Einfluss auf die Besiedlung von Nisthilfen.

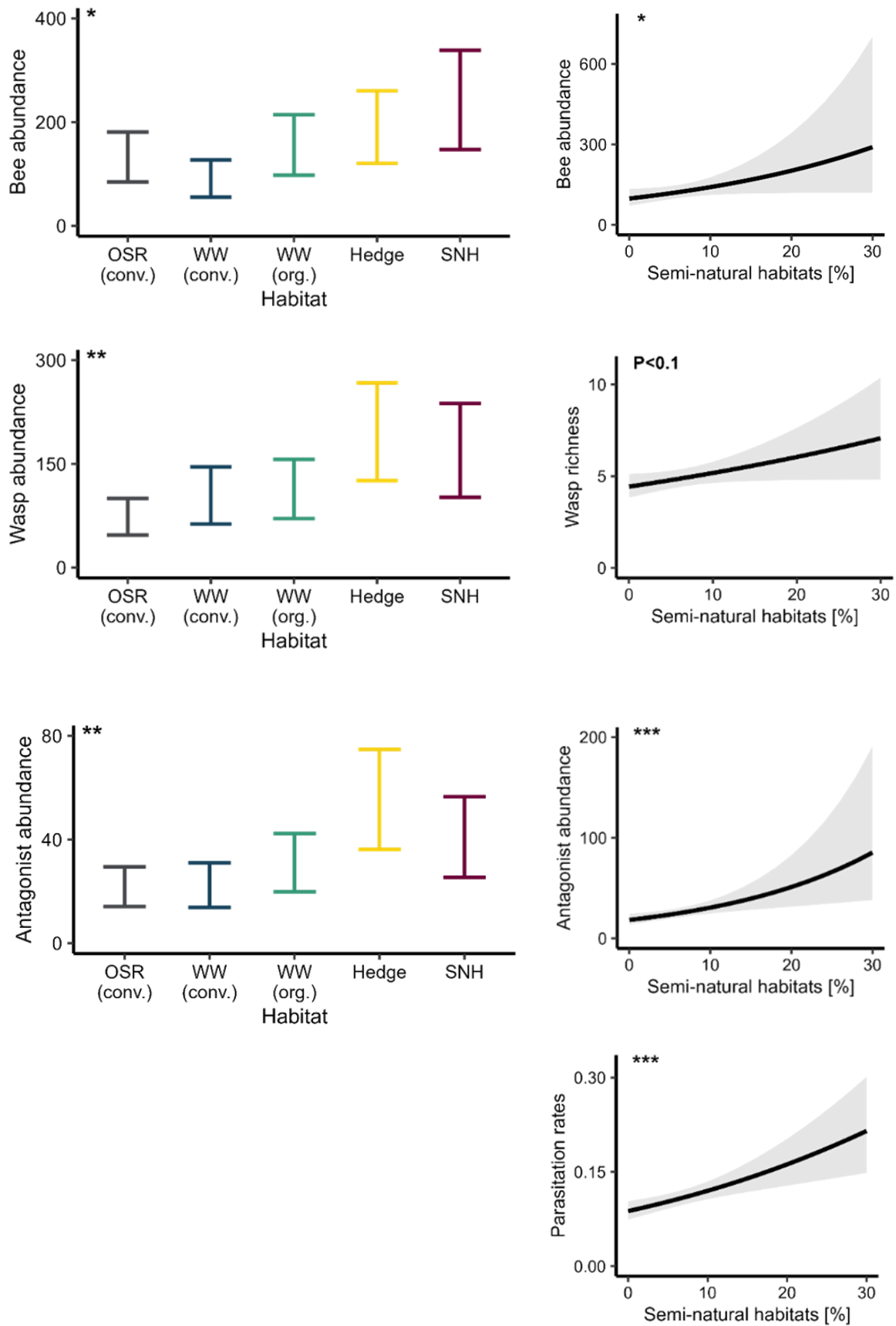


Abb. 22: Effekte des Habitattyps (links) und des Anteils naturnaher Habitats in 1.000 m Radius (rechts) auf Bienen, Wespen und ihre Parasitoide in Nisthilfen. Sterne geben die Signifikanz an: \*\*  $P \leq 0,01$ , \*  $P \leq 0,05$ .

Unsere Ergebnisse belegen die Bedeutung von naturnahen Habitaten wie Streuobstwiesen und Feldgebüsche in der Agrarlandschaft für die Besiedelung neuer Niststrukturen durch oberirdisch nistende Bienen und Wespen. Nur wenn auf Landschaftsebene Habitats vorhanden sind, die natürliche Niststrukturen bieten (z. B. in Totholz oder markhaltigen Pflanzenstängeln) konnten neue Niststrukturen besiedelt werden. Unsere Ergebnisse zeigen weiter, dass auch der lokale Habitattyp die Abundanz beeinflusste. Dies ist vermutlich auf die bessere Nahrungsverfügbarkeit in Hecken, Kalkmagerrasen und Hochstaudenfluren zurückzuführen, die es den Bienen und Wespen ermöglichen, mehr Brutzellen anzulegen als in Ackerrandstreifen. Der Anteil an Ökolandbau und Massentrachten in der Landschaft spielte keine Rolle für die Abundanz oder den Artenreichtum in den Nisthilfen. Dies könnte darauf zurückzuführen sein, dass Ökofelder und Massentrachten keine Nistmöglichkeiten, sondern höchstens Nahrungsressourcen für oberirdisch nistende Bienen und Wespen liefern können. Unsere Ergebnisse legen nahe, dass im ersten Standjahr der neuen Niststrukturen nur die Verfügbarkeit von Habitaten mit natürlichen Niststrukturen von Bedeutung war, da nur von dort eine Besiedelung der neuen Strukturen ausgehen konnte. Dies könnte sich jedoch bei einer längeren Standzeit der Nisthilfen ändern, wenn Neubesiedelungen eine untergeordnete Rolle spielen und das Populationswachstum von der Nahrungsverfügbarkeit abhängt. Es bleibt zu untersuchen, ob Ökofelder und Massentrachten das Populationswachstum in Nisthilfen im selben Maße steigern können wie naturnahe Habitats, die in der Regel diversere Nahrungsressourcen für Bienen und Wespen liefern.

Bemerkenswert ist, dass auch die Parasitierungsrate in den Nisthilfen mit zunehmendem Anteil an naturnahen Habitaten in der Landschaft zunahm. Dies belegt, dass die Parasitoide stärker von naturnahen Habitaten auf Landschaftsebene abhängen als ihre Wirte. Naturnahe Habitats könnten also nicht nur die Nahrungsverfügbarkeit erhöhen und damit die Bottom-up Regulation von Bienen und Wespen beeinflussen, sondern verstärken offensichtlich auch die Top-Down Regulation. Unserer Ergebnisse belegen damit, dass naturnahen Habitaten eine wichtige Bedeutung in der Regulation von Insektengemeinschaften auf Landschaftsebene zukommt.

#### **4.1.6 Studie 6 – Der Wert von neugeschaffenen Boden-Niststrukturen für Bienen und Wespen**

In Studie 6 wurde untersucht, wie sich

- unterschiedliche Typen von neugeschaffenen Niststrukturen und
- der Anteil an naturnahen Habitaten, Ökolandbau und Massentrachten in der Landschaft auf die Abundanz und den Artenreichtum von bodennistenden Bienen und Wespen auswirken.

Insgesamt wurden im zweiten Standjahr der Niststrukturen (d. h. im ersten Jahr, in dem Tiere aus Nestern schlüpfen konnten) in den Schlupfkäfigen 4.027 Tiere gefangen, davon 1.237 Wildbienen, 640 prädatorische Wespen und 1.434 parasitoide Wespen. Die Abundanz schlüpfender Bienen war in allen neuangelegten Niststrukturen höher als auf der Kontrollfläche, wobei Aushubflächen die höchste Bienena-bundanz aufwiesen und sich signifikant von Aushubhügel und Kontrollfläche unterschieden (Abb. 23). Auch die Abundanz schlüpfender Wespen war in der Kontrollfläche am geringsten. Im Gegensatz zu den Bienen bevorzugten Wespen jedoch die Sandhügel stärker als die Aushubflächen (Abb. 23). Die Abundanz von parasitoiden Wespen unterschied sich nicht zwischen den Niststrukturtypen. Die Vegetationsdichte auf den Niststrukturen hatte keinen signifikanten Einfluss auf die Abundanz der schlüpfenden Tiere. Landschaftsanalysen mit Besiedelungsdaten, die im Vorjahr an den Niststrukturen aufgenommen worden waren, zeigen, dass die Anzahl der Wildbienen-Morphospezies an den Niststrukturen mit dem Anteil an ökologisch bewirtschafteter Fläche in 1.000 m Umkreis um die Niststrukturen anstieg. Der Anteil naturnaher Habitats in 1.000 m Umkreis hatte keinen Effekt auf die Besiedlung der Niststrukturen.

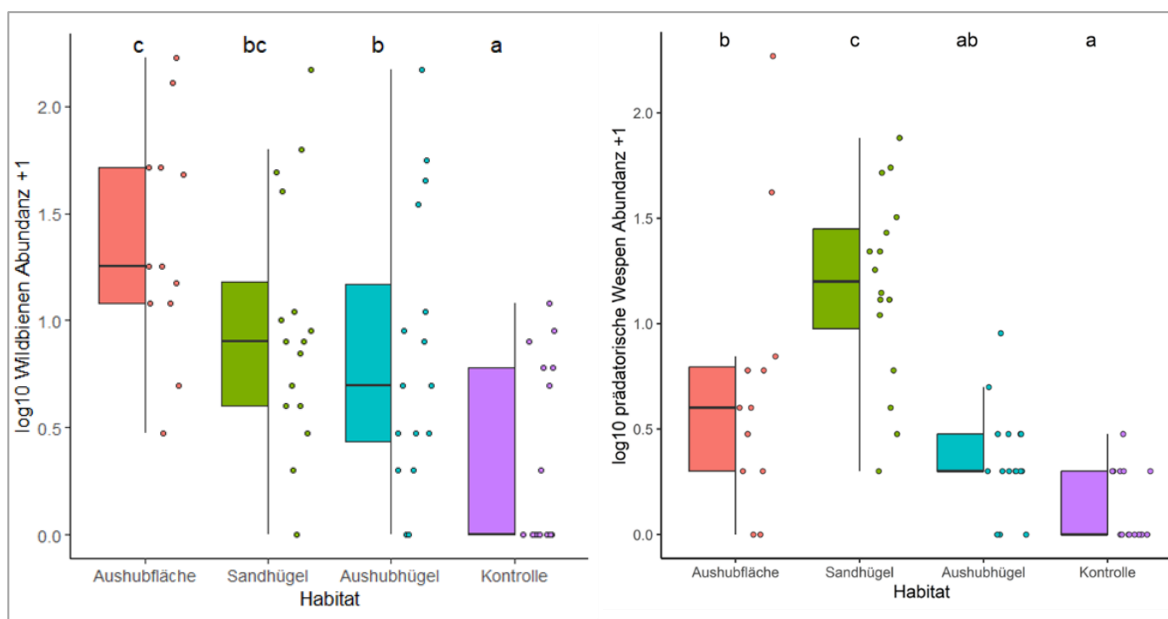


Abb. 23: Abundanz schlüpfender Bienen (links) und prädatorischer Wespen (rechts). Punkte zeigen die über die Saison summierte Anzahl an Tieren pro Käfig. Unterschiedliche Buchstaben oberhalb der Boxplots zeigen signifikante Unterschiede.

Unserer Studie zu neu angelegten Niststrukturen zeigt, dass Aushubflächen, die durch das Abtragen des Oberbodens und der darauf wachsenden Vegetation geschaffen werden, eine einfache und sehr effektive Maßnahme sind, um neue Nisthabitate für bodennistende Wildbienen zu schaffen. Kleine Flächen von 6 m<sup>2</sup> reichten hier schon aus, um in den beiden Jahren nach Abtragen des Bodens eine sehr gute Besiedlung durch Wildbienen zu erreichen. Die Effektivität von Aushubflächen

war am höchsten in Landschaften ist, in denen der Anteil an Ökolandbau hoch ist. Eine Kombination von Ökolandbau zur Steigerung des Nahrungsangebots mit Aushubflächen zur Steigerung des Nistplatzangebots ist deshalb besonders zu empfehlen.

#### 4.1.7 Bestäuberattraktivität der landwirtschaftlich genutzten Flächen Bayerns

Die bayernweite Modellierung der Bestäuberattraktivität für die landwirtschaftlich genutzten Flächen ergab für das Jahr 2022 im Mittel für ganz Bayern den höchsten Wert für die Futterressourcen-Verfügbarkeit im Frühjahr, gefolgt von der Futterressourcen-Verfügbarkeit im Sommer (Abb. 24). Für Hummeln ist der Wert dabei jeweils etwas höher als für die restlichen Wildbienen (Abb. 25). Die Nistplatzverfügbarkeit für bodennistende Wildbienen ist höher als die für hohlraumnistende Wildbienen (Abb. 26).

Die Ergebnisse im Einzelnen.

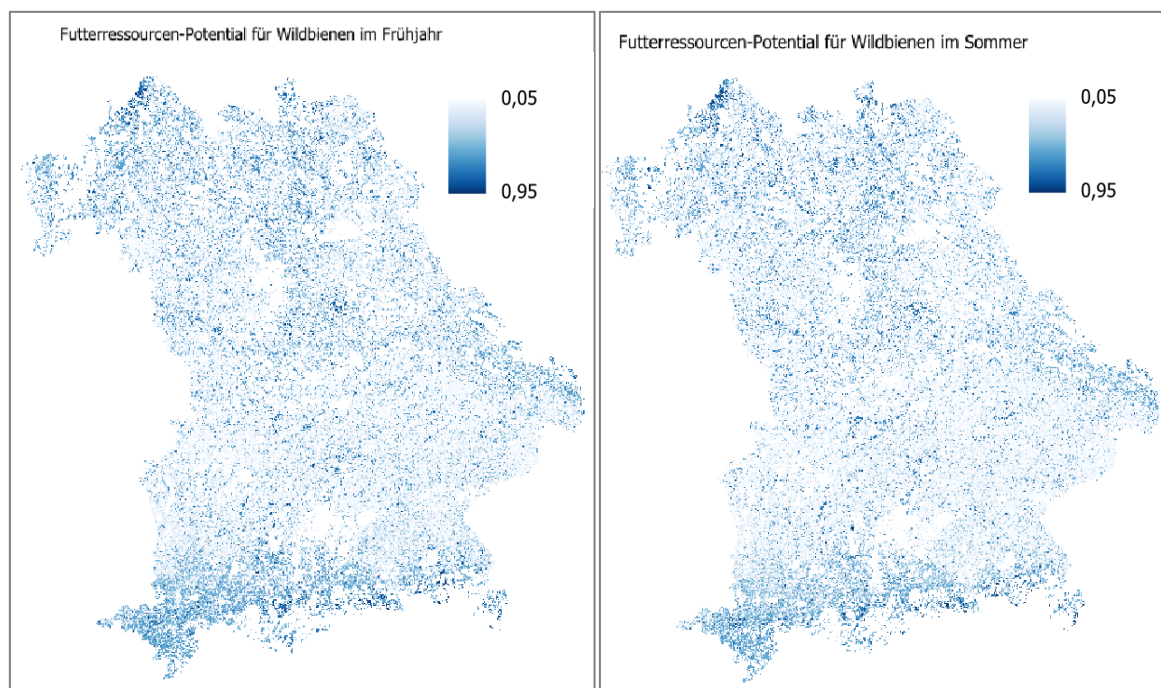


Abb. 24: Darstellung der Bestäuberattraktivität der landwirtschaftlich genutzten Flächen Bayerns (je dunkler die Farbe, desto höher der Wert für die Bestäuberattraktivität) im Hinblick auf Futterressourcen für Wildbienen im Frühjahr (links) bzw. im Sommer (rechts).

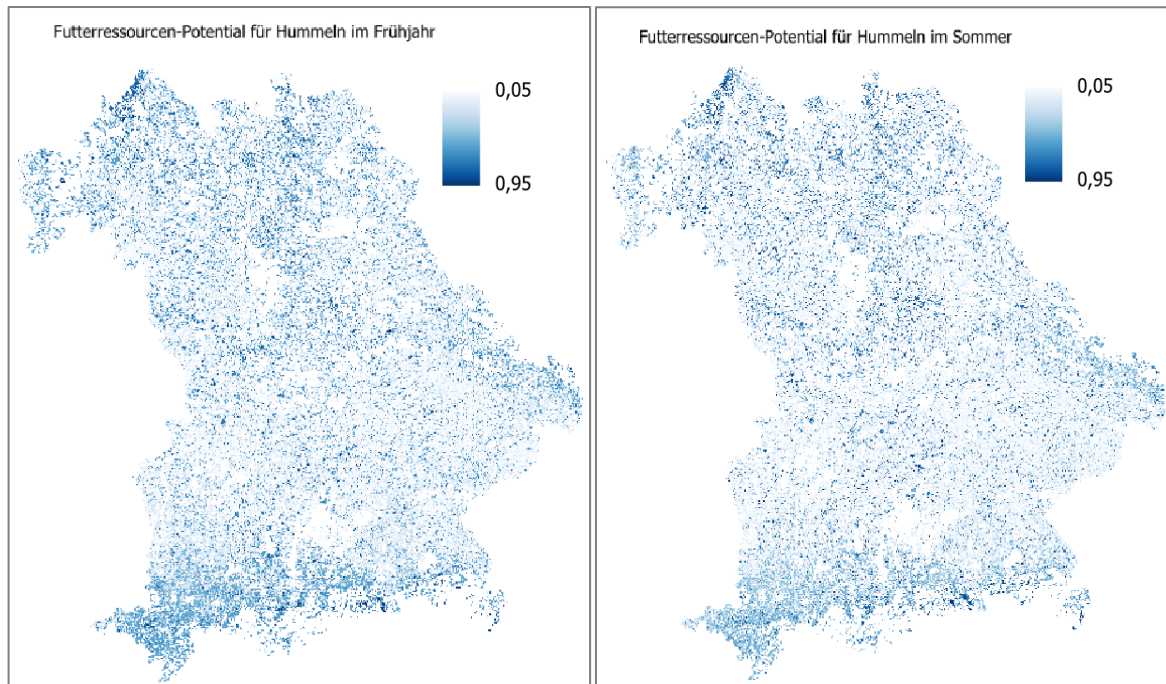


Abb. 25: Darstellung der Bestäuberattraktivität der lw. genutzten Flächen Bayerns (je dunkler die Farbe, desto höher der Wert für die Bestäuberattraktivität) im Hinblick auf Futterressourcen für Hummeln im Frühjahr (links) bzw. im Sommer (rechts).

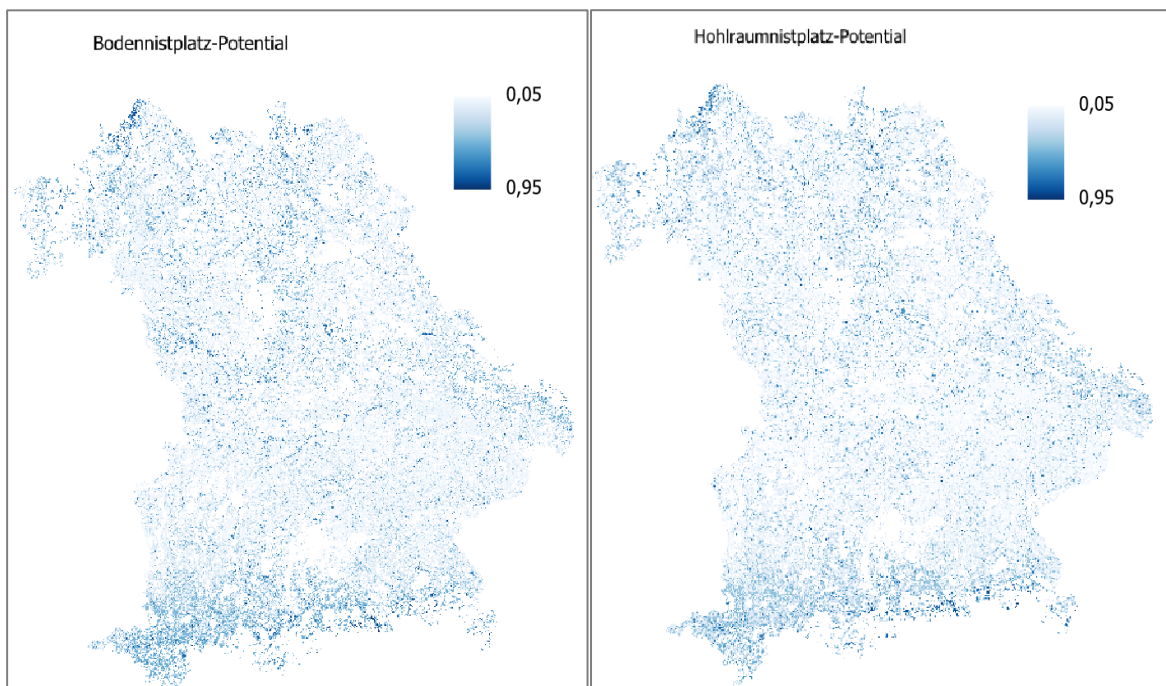


Abb. 26: Darstellung der Bestäuberattraktivität der landwirtschaftlich genutzten Flächen Bayerns (je dunkler die Farbe, desto höher der Wert für die Bestäuberattraktivität) im Hinblick auf Bodennistplätze (links) und Hohlraumnistplätze (rechts).

Die durchschnittliche Bestäuberattraktivität der halbnatürlichen Habitate (z.B. Kalkmagerrasen, Hochstauden, Feuchtgrünland) wurde durchweg am höchsten bewertet, insbesondere für die Futterressource im Frühjahr (Tab. 4). Massentrachten sind als landwirtschaftliche Flächen v. a. als Futterressourcen im Sommer von hoher

Bedeutung. Nistplatzverfügbarkeit war v. a. für konventionelle Landwirtschaft schlecht bewertet, weshalb ein hoher Anteil an halbnatürlichen Habitaten in der Landschaft hierfür besonders wichtig ist. Hierbei sind insbesondere Kalkmagerrasen, Heiden und artenreiches Grünland von hoher Bedeutung für Bestäuber. Bei den landwirtschaftlichen genutzten Flächen sind in ihrer Bedeutung hervorzuheben extensive Wiesen und Mähweiden (ökologisch), mehrjährige Blühflächen (ökologisch) und Streuobst (ökologisch). Durch den Anbau von Leguminosen (ökologisch) kann v. a. die Futterressource im Sommer verbessert werden. Pufferstreifen und Brachen verbessern die Verfügbarkeit von Nistplätzen in der Agrarlandschaft.

Tab. 4: Mittelwert der Bestäuberattraktivitätswerte für Hohlraumnistplatz, Bodennistplatz Futterressource für Wildbienen (WB) u. Hummeln (BB) im Frühjahr und Sommer.

	Hohlraum-Nistplatz	Boden-Nistplatz	Futterressource WB im Frühjahr	Futterressource WB im Sommer	Futterressource BB im Frühjahr	Futterressource BB im Sommer
Landwirtschaft	0,24	0,32	0,37	0,43	0,37	0,45
öko Landwirtschaft	0,35	0,44	0,48	0,54	0,48	0,56
konv. Landwirtschaft	0,13	0,21	0,26	0,32	0,26	0,34
Massentrachten	0,20	0,28	0,44	0,62	0,44	0,64
öko Massentrachten	0,31	0,39	0,55	0,72	0,56	0,74
konv. Massentrachten	0,09	0,17	0,33	0,51	0,33	0,54
halbnatürliche Habitats	0,66	0,73	0,77	0,75	0,77	0,74

Die durchschnittliche Bestäuberattraktivität der landwirtschaftlich genutzten Flächen für die Agrargebiete schnitten abgesehen vom Agrargebiet der Alpen, welche aufgrund der speziellen Ausprägung des Lebensraums nicht weiter in die Betrachtung einbezogen werden, Spessart und Rhön sowie das Alpenvorland am besten ab. Die Gäugebiete zeigten für die untersuchten Klassen die niedrigsten Attraktivitätswerte (Tab. 5). Die mittlere Attraktivität der Grünlandflächen war dabei in allen Varianten höher als die der Ackerflächen (im Schnitt das 2,2-fache). Bemerkenswerterweise hat die Bestäuberattraktivität im Grünland im Agrargebiet Tertiär-Hügelland (Süd) jeweils noch einen niedrigeren Wert als in den Gäugebieten. Auch für Ackerland schneidet das Tertiär-Hügelland (Süd) für die Bodennistplatz- und Hohlraumnistplatzverfügbarkeit noch schlechter ab als die Gäugebiete. Demnach ergeben sich laut der Modellierung für die Gäugebiete und für das Tertiär-Hügelland (Süd) am meisten Verbesserungspotential bezüglich der Bestäuberattraktivität.

Tab. 5: Durchschnittl. Bestäuberattraktivitätswerte ausschließlich für die landwirtschaftlich genutzte Fläche der einzelnen Agrargebiete bezüglich Hohlraumnistplatz, Bodennistplatz Futterressource für Wildbienen (WB) bzw. Hummeln (BB) im Frühjahr und Sommer (höchster Wert ist gelb, niedrigster Wert beige gekennzeichnet).

	Hohlraum-Nistplatz	Boden-Nistplatz	Futterressource WB im Frühjahr	Futterressource WB im Sommer	Futterressource BB im Frühjahr	Futterressource BB im Sommer
Alpenvorland	0,21	0,31	0,39	0,34	0,39	0,33
Voralpines Hügelland	0,14	0,21	0,26	0,23	0,27	0,23
Tertiär-Hügelland (Süd)	0,10	0,16	0,18	0,17	0,19	0,17
Tertiär-Hügelland (Nord)	0,10	0,15	0,17	0,16	0,17	0,17
Gäugebiete	0,09	0,14	0,15	0,14	0,15	0,15
Ostbayerische Mittelgebirge I	0,11	0,18	0,23	0,21	0,24	0,23
Ostbayerische Mittelgebirge II	0,16	0,25	0,32	0,29	0,32	0,30
Jura	0,12	0,19	0,25	0,23	0,26	0,25
Nordbayerisches Hügelland und Ke	0,12	0,19	0,24	0,22	0,25	0,24
Fränkische Platten	0,13	0,19	0,24	0,23	0,25	0,25
Spessart und Rhön	0,21	0,32	0,40	0,38	0,40	0,39

#### 4.1.8 Bestäubererfügbarkeit von Landschaften

Die Bestäuberfreundlichkeit wurde für ganz Bayern und für die zwei Szenarien „ohne Agrarumweltmaßnahmen“ und „mit Agrarumweltmaßnahmen“ modelliert. Durch Agrarumweltmaßnahmen verbessert sich laut der Modellergebnisse die Bestäubererfügbarkeit lokal leicht (Abb. 27).

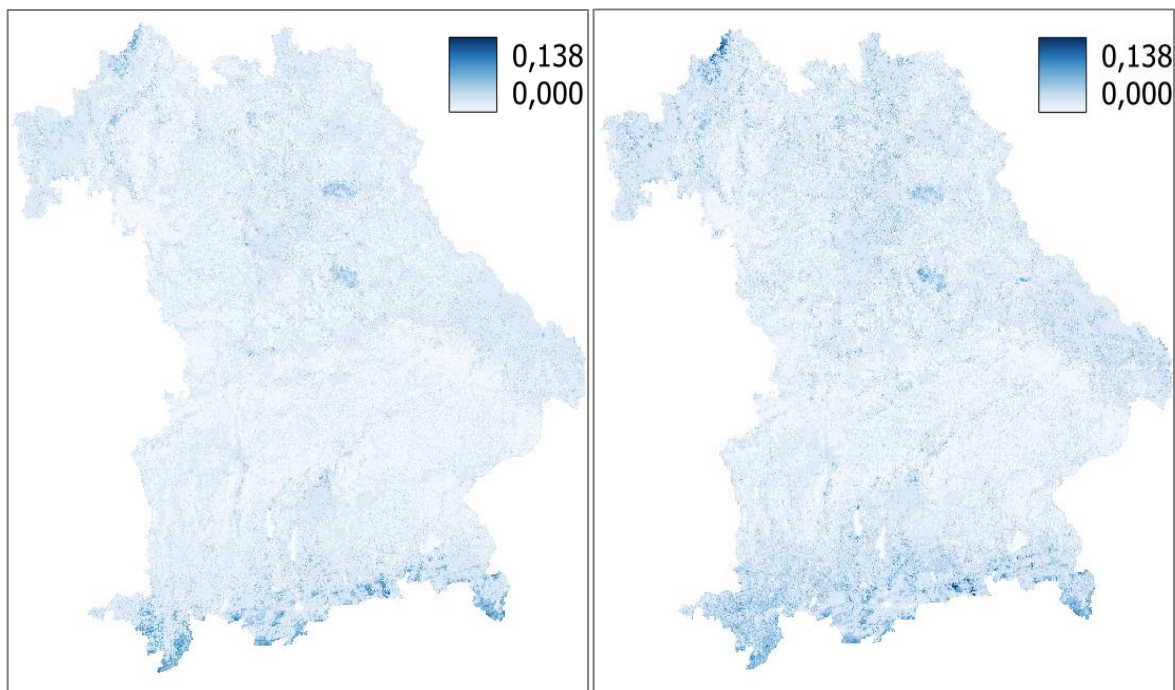


Abb. 27: Modellergebnis für die Bestäubererfügbarkeit der unterirdisch nistenden Wildbienen im Frühjahr für ganz Bayern ohne Agrarumweltmaßnahmen (links) und mit Agrarumweltmaßnahmen (rechts).

In Tab. 6 sind die häufigsten Massentracht-Kulturen, die in Bayern 2022 angebaut wurden in abnehmender Reihenfolge (Flächenanteil) gelistet: kleinkörnige Leguminosen (106.482 ha), Winterraps (103.049 ha), großkörnige Leguminosen (25.156 ha) und Sonnenblumen (10.149 ha). Die Fläche an Erdbeeren war mit insgesamt 1.883 ha vernachlässigbar und wurde nicht weiter berücksichtigt. Zu den kleinkörnigen Leguminosen wurden folgende Kulturen gezählt: Esparsette, Klee, Klee-Luzerne-Gemenge, Klee gras, Kleesamen, Luzerne, Luzernesamen und Wicken. Die Kulturen Ackerbohne, Bohnen GPS, Erbsen, Erbsen/Bohnen, Gartenbohne, Linsen, Lupine, Lupine GPS und Kichererbsen wurden als großkörnige Leguminosen zusammengefasst. Die einzelnen Agrargebiete unterschieden sich teils erheblich in ihrer Zusammensetzung und ihren Flächenanteilen an Massentrachten. Den höchsten Anteil wiesen die Fränkischen Platten mit 16 % auf, gefolgt vom Agrargebiet Jura mit 13 % und dem Nordbayerischen Hügelland & Keuper mit 10 %. Den geringsten Anteil wies das Alpenvorland mit 1 % auf, gefolgt vom Voralpinen Hügelland (4 %) und den Gäugebieten (6 %). Die höchsten Maisanteile an der Landwirtschaftlichen Nutzfläche befanden sich 2022 in den beiden Agrargebieten Tertiär-Hügelland Süd und Nord. Im Folgenden wurde ein Szenarium berechnet, bei

dem die Maisflächen durch die für das jeweilige Agrargebiet spezifischen Anteile an Massentrachten ersetzt worden sind. Die Alpen mit ihren besonderen naturräumlichen Standortfaktoren wurden in der weiteren Betrachtung nicht berücksichtigt.

Tab. 6: Die Flächen von Massentrachten und Mais in den bayerischen Agrargebieten bezogen auf das Anbaujahr 2022.

	LF [ha]	großkörnige Leguminosen [ha]	kleinkörnige Leguminosen [ha]	Sonnenblumen [ha]	Winterraps [ha]	Mais [ha]	Anteil Mais
Alpen	121803.69	2.69	109.02	0.46		526.40	0.43%
Alpenvorland	187362.92	81.47	2266.38	4.93	32.35	7118.29	3.80%
Fränkische Platten	228110.96	4387.23	9556.64	4366.48	18555.82	21056.17	9.23%
Gäugebiete	199701.96	1556.26	4195.88	648.03	5573.74	28970.74	14.51%
Jura	280287.23	2876.32	16444.51	513.09	15595.19	41332.78	14.75%
Nordbayerisches Hügelland und Keupe	491085.66	5832.55	20982.49	2391.98	20332.41	81832.74	16.66%
Ostbayerische Mittelgebirge I	210507.89	2247.43	12687.88	121.49	5961.35	34846.97	16.55%
Ostbayerische Mittelgebirge II	176727.41	842.63	8090.49	41.28	1700.33	19397.42	10.98%
Spessart und Rhön	70482.41	884.07	2728.61	222.05	3931.56	2850.34	4.04%
Tertiär-Hügelland (Nord)	469532.29	3099.59	8865.02	922.61	15599.73	111633.74	23.78%
Tertiär-Hügelland (Süd)	508650.06	2752.44	13441.22	802.87	14658.99	135793.28	26.70%
Voralpines Hügelland	207855.11	593.43	7113.57	113.65	1108.02	37385.68	17.99%

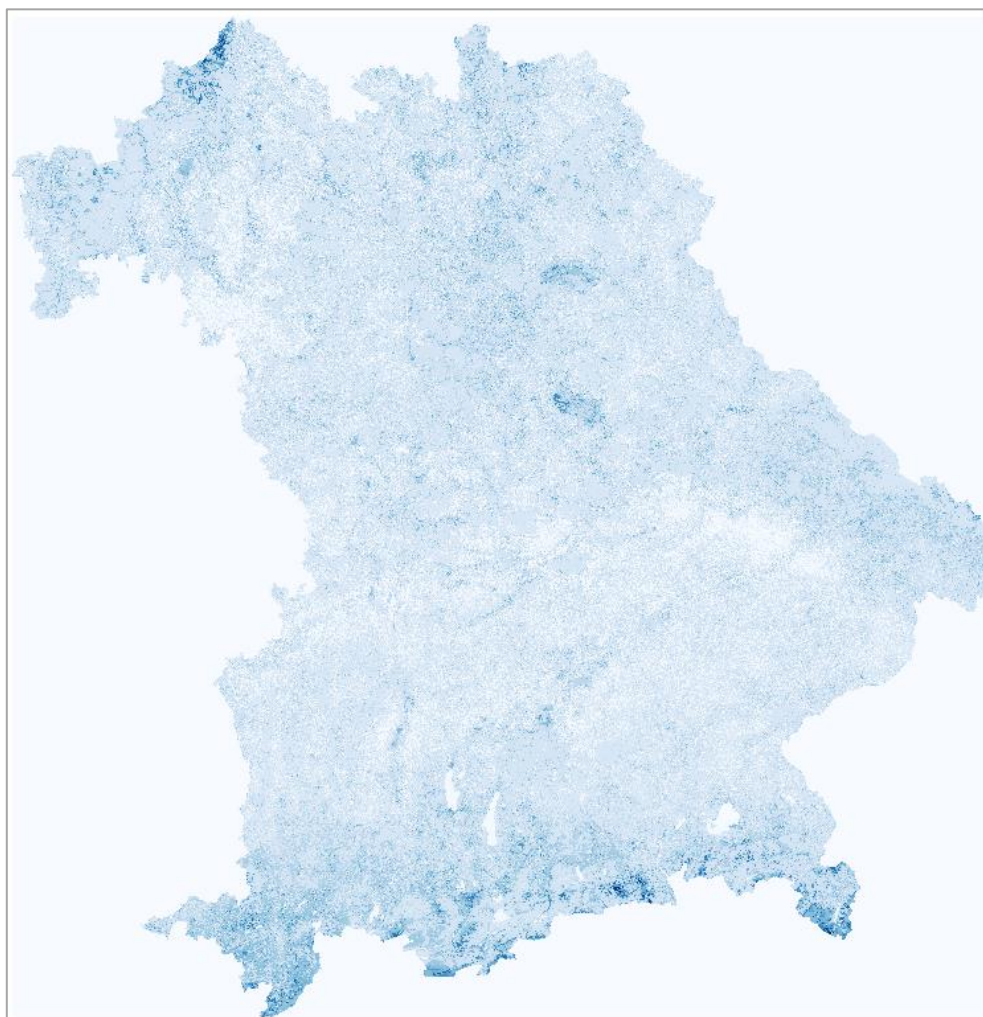


Abb. 28: Modellierter Bestäuberabundanz für die Wildbienen im Frühjahr im Szenarium, bei dem Mais durch Massentrachten ersetzt wurde.

Die durch das Invest-Modell ermittelten Bestäuberabundanzen sind in Abb. 28 dargestellt. Ein Vergleich der mittleren Bestäuberverfügbarkeit je Agrargebiet zeigt in Tab. 7, dass trotz der Erhöhung der Flächenanteile mit Massentrachten, was einer Erhöhung der Futterressourcen entspricht, insbesondere in den beiden Tertiärhügelländern und in den Gäugebieten immer noch geringere Bestäuberabundanzen vorherrschen als im Alpenvorland und im Spessart und der Rhön, obwohl in diesen Gebieten vergleichsweise hohe Maisanteile durch Massentrachten ersetzt worden sind. Dies lässt darauf schließen, dass eine alleinige Erhöhung der Futterressourcen durch Massentrachten nicht automatisch die Bestäuberhäufigkeiten in die Höhe schnellen lässt. Die Tendenzen sind für alle untersuchten Gruppen (Hummeln und Wildbienen, jeweils einmal mit ihrer Hauptaktivitätsphase im Frühjahr und einmal im Sommer) gleich. Interessanterweise zeigt sich bei den oberirdisch nistenden Arten mit einem Aktivitätsmaximum im Frühjahr eine höhere Bestäuberverfügbarkeit im Mittel im Spessart und der Rhön, als im Alpenvorland, das sonst immer den höchsten Wert für die Bestäuberverfügbarkeit einnimmt.

Tab. 7: Mittlere Bestäuberverfügbarkeit je Agrargebiet im Szenarium Massentrachten statt Mais für jeweils ober- und unterirdisch nistende Wildbienen und Hummeln im Frühjahr und Sommer (geringe Verfügbarkeit = kleine Werte, rot markiert; höhere Verfügbarkeit = größere Werte, grün markiert).

	Wildbienen Frühjahr unterirdisch	Wildbienen Frühjahr oberirdisch	Wildbienen Sommer unterirdisch	Wildbienen Sommer oberirdisch	Hummeln Frühjahr unterirdisch	Hummeln Frühjahr oberirdisch	Hummeln Sommer unterirdisch	Hummeln Sommer oberirdisch
Alpenvorland	0.02811404	0.0049429	0.0326072	0.00521937	0.00024182	0.01061296	0.00049884	0.02432748
Fränkische Platten	0.01929471	0.00375662	0.02179466	0.00380742	0.00016766	0.00810912	0.00035426	0.01882434
Gäugebiete	0.01284082	0.00234222	0.01486982	0.00241217	0.00011131	0.00501	0.00024414	0.01195765
Jura	0.02122017	0.00436116	0.02246115	0.00417466	0.00018668	0.00954428	0.00037084	0.02094955
Nordbayerisches Hügelland & Keuper	0.02078172	0.00410784	0.02312297	0.00413923	0.00018254	0.00898276	0.00038286	0.02085495
Ostbayerisches Mittelgebirge I	0.01950347	0.00393728	0.02141893	0.00390388	0.00017359	0.00871003	0.00036471	0.02019999
Ostbayerisches Mittelgebirge II	0.02407497	0.00503273	0.02501279	0.00470549	0.00020934	0.01091034	0.00040772	0.02341327
Spessart & Rhön	0.02648472	0.00558685	0.02698392	0.00508238	0.00022506	0.01188725	0.00042556	0.02462993
Tertiär-Hügelland Nord	0.01601091	0.002988	0.01797682	0.0030543	0.00014088	0.00653273	0.00029629	0.01525243
Tertiär-Hügelland Süd	0.01741545	0.00335302	0.01951457	0.00340946	0.0001544	0.00738329	0.00032819	0.01737213
Voralpines Hügelland	0.02085586	0.0038801	0.02453516	0.00415276	0.00018629	0.00862084	0.00041693	0.02140818

Der hohe Grünlandanteil im Alpenvorland wirkt sich demnach vermutlich positiv auf die unterirdisch nistenden und späten Arten aus, da die Futterressourcen-Verfügbarkeit im Sommer und durch die fehlende Bodenbearbeitung im Grünland auch das Bodennisthabitatpotenzial verbessert wird.

Spessart und Rhön haben mit Abstand den höchsten Flächenanteil an SNH (Tab. 8). Die hohe Bestäuberattraktivität der SNHs erhöht nicht nur die Bestäuberverfügbarkeit sondern dann auch die lokale Bestäuberabundanz. Eine Erhöhung der Massentrachten bewirkt wahrscheinlich nur dann eine Erhöhung der Bestäuberabundanzen im Modell, wenn sich auch die Nistressourcen erhöhen. SNHs spielen dabei eine wesentliche Rolle. Das unterstreicht die Bedeutung einer reich

strukturierten Landschaft mit einem engverzahnten Mosaik aus Nahrungs- und Nisthabitaten für Wildbienen.

Tab. 8: Semi Natural Habitat (SNH) Flächen und SNH-Flächenanteil je Agrargebiet.

	SNH in ha	SNH-Flächenanteil
Alpenvorland	22039.87	12%
Fränkische Platten	13789.36	6%
Gäugebiete	3425.09	2%
Jura	16094.92	6%
Nordbayerisches Hügelland & Keuper	23817.81	5%
Ostbayerisches Mittelgebirge I	8786.48	4%
Ostbayerisches Mittelgebirge II	18103.45	10%
Spessart & Rhön	15470.37	22%
Tertiär-Hügelland Nord	11312.44	2%
Tertiär-Hügelland Süd	10030.72	2%
Voralpines Hügelland	7436.72	4%

#### 4.1.9 Potenzialanalyse und Szenarienmodellierung

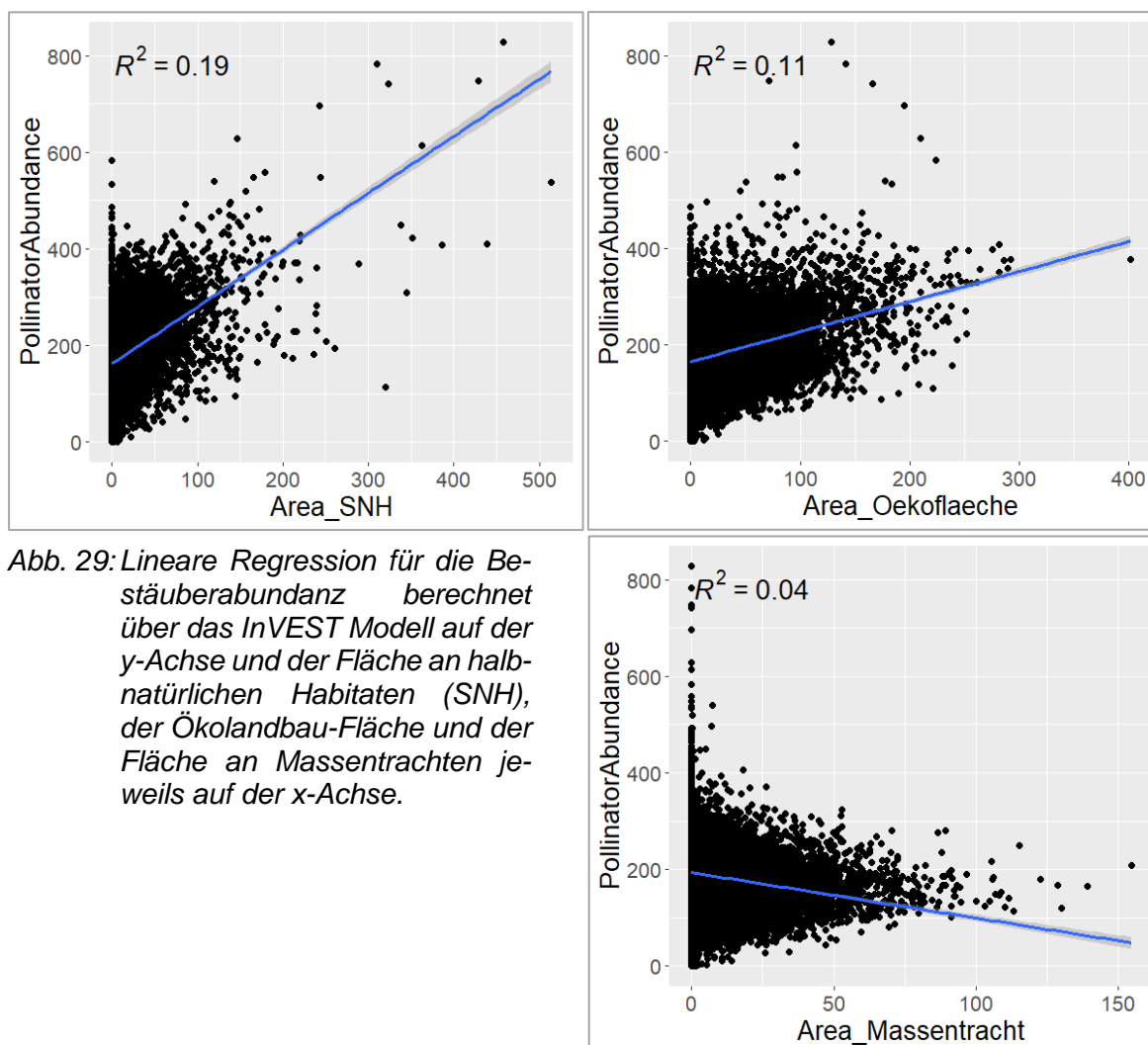


Abb. 29: Lineare Regression für die Bestäuberabundanz berechnet über das InVEST Modell auf der y-Achse und der Fläche an halbnatürlichen Habitaten (SNH), der Ökolandbau-Fläche und der Fläche an Massentrachten jeweils auf der x-Achse.

Eine höhere Fläche an halbnatürlichen Habitaten in der Landschaft geht einher mit einer höheren Bestäuberabundanz. Etwas geringer ist der Effekt bei einer Steigerung der Ökolandbaufläche in einer Landschaft. Eine Steigerung der Massentrachten hat keine positiven Effekte auf die Bestäuberhäufigkeit (Abb. 29). Die Effekte unterscheiden sich dabei leicht für die einzelnen Agrargebiete (siehe Anlagen zum Gesamtabschlussbericht), aber der Haupteffekt bleibt gleich. Spessart und Rhön stehen etwas heraus, denn dort wurden die Landschaften mit den höchsten Bestäuberabundanzen modelliert. Zusammen mit dem Alpenvorland wurden in Spessart und Rhön auch die meisten Landschaften mit den größten Gesamtflächen an Ökolandbau und halbnatürlichen Habitaten gefunden. Auch im Alpenvorland und im Jura wurden Landschaften mit hohen Bestäuberabundanzen vom Modell vorhergesagt. Die Darstellung der Abweichungen des Intercepts im Modell für die Agrargebiete spiegelt genau das wider: Spessart und Rhön haben den höchsten Wert, während die Gäugebiete den niedrigsten Wert aufweisen (Abb. 30).

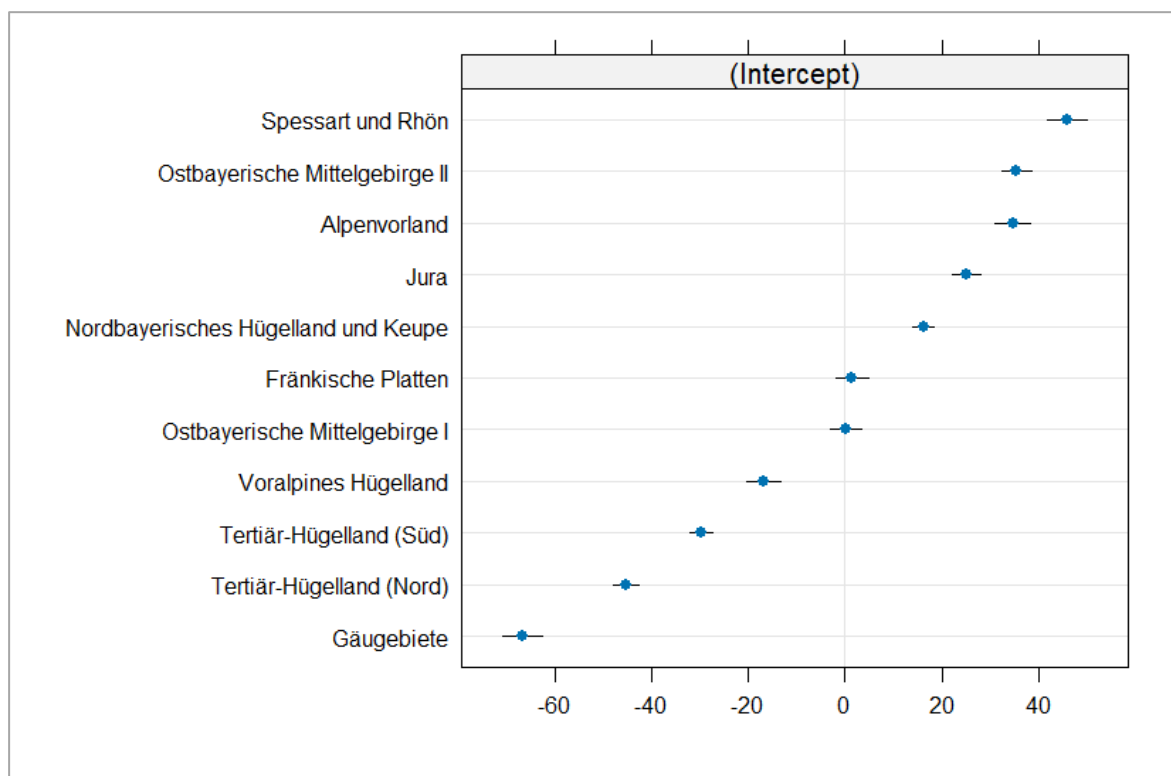


Abb. 30: Visuelle Darstellung, wie stark jedes Agrargebiet vom durchschnittlichen Intercept des Modells abweicht, mit Anzeige des jeweiligen Konfidenzintervalls (schwarze Striche).

Die statistische Analyse zeigt, dass die jeweils 2-fachen Interaktionen und auch die 3-fach Interaktion zwischen den festen Effekten signifikant ist, was die Interpretation der einzelnen Haupteffekte schwierig macht (Tab. 9). Bei den 2-fachen Interaktionen zeigt sich, dass sich SNH- und Öko-Gesamtfläche einer Landschaft positiv verstärken, und auch bei der SNH-Gesamtfläche und Massentrachten-Gesamtfläche gibt es eine leicht positive Wechselwirkung. Dagegen wirkt sich die Wechselwirkung

zwischen den Gesamtfläche an Ökolandbau und an Massentrachten in einer Landschaft negativ aus. Die 3-fach Kombination ist auch leicht negativ. Das bedeutet, wenn die Gesamtfläche an Massentrachten hoch ist, scheinen die Vorteile einer hohen Ökolandbaufläche und einer hohen Fläche an SNH teilweise abgeschwächt zu werden. Das könnte darauf hinweisen, dass eine hohe landwirtschaftliche Nutzungsintensität auf den intensiven Massentrachten-Feldern bestimmte positive Effekte von halbnatürlichen Habitaten und Ökoflächen auf Landschaftsebene reduzieren könnte. Alle Haupt- und Interaktionseffekte sind hochsignifikant ( $p < 0.01$  oder kleiner), was bedeutet, dass sie sehr wahrscheinlich echte Zusammenhänge widerspiegeln.

Tab. 9: Parameterergebnisse des gemischten linearen Modells mit der 3-fach Interaktion zwischen den festen Faktoren.

<i>Predictors</i>	<b>PollinatorAbundance_Sum</b>		
	<i>Estimates</i>	<i>CI</i>	<i>p</i>
(Intercept)	185.01	163.52 – 206.50	<0.001
area SNH	22.81	21.70 – 23.91	<0.001
area Eco	18.90	17.90 – 19.90	<0.001
area MT	-10.29	-11.34 – -9.24	<0.001
area SNH × area Eco	2.70	1.76 – 3.64	<0.001
area SNH × area MT	2.96	1.58 – 4.34	<0.001
area Eco × area MT	-2.76	-3.58 – -1.94	<0.001
(area SNH × area Eco) × area MT	-1.58	-2.73 – -0.44	0.007
<b>Random Effects</b>			
$\sigma^2$	2632.69		
$\tau_{00}$ agrargeb	1319.25		
ICC	0.33		
$N_{\text{agrargeb}}$	11		
Observations	12513		
Marginal $R^2$ / Conditional $R^2$	0.231 / 0.488		

Die Interaktionseffekte zeigen, dass die Beziehungen nicht einfach additiv sind; sie hängen von der Kombination der Flächennutzung ab (Abb. 31).

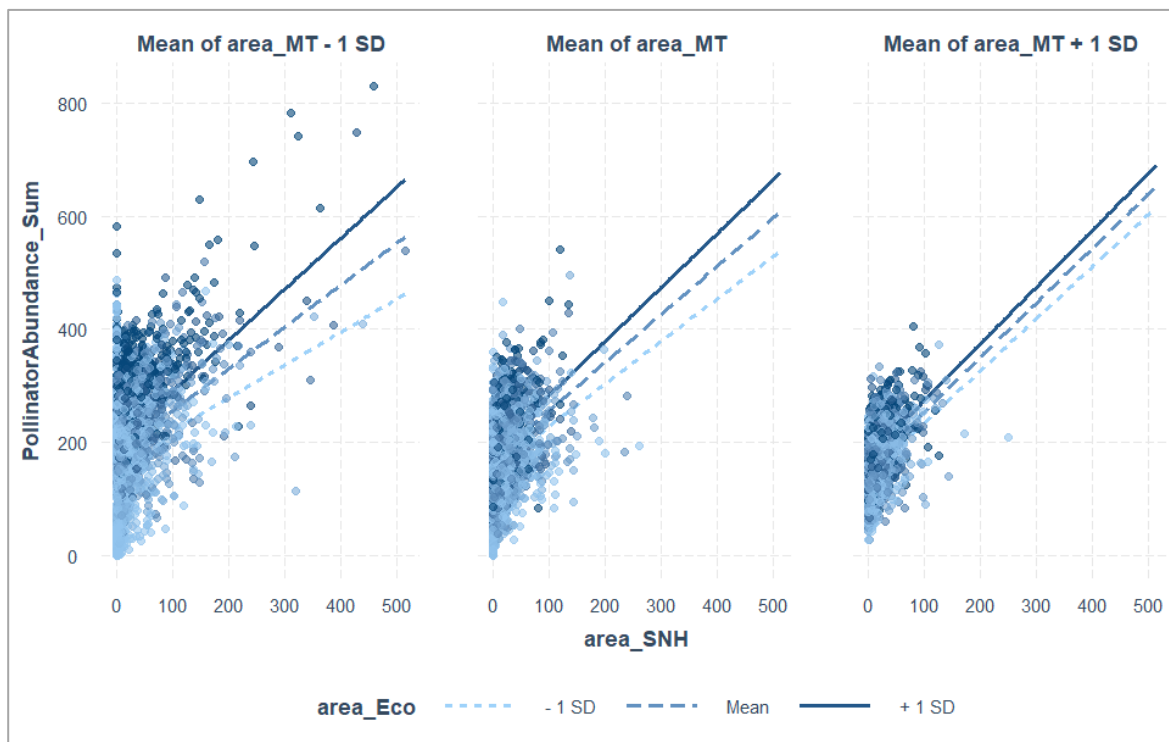


Abb. 31: Darstellung der Wechselwirkungen der drei Faktoren mit den höchsten Werten für die Bestäuberabundanz in einer Landschaft (PollinatorAbundance\_Sum), wenn die Fläche an Massentrachten gering ist, aber die Flächen an Ökolandbau (area\_Eco) und an halbnatürlichen Habitaten (area\_SNH) hoch sind.

Um ein genaueres Bild für die Zusammenhänge zu bekommen, wurden zusätzliche Landschaftsparameter mit der Bestäuberabundanz der Wildbienen und Hummeln korreliert (Abb. 32). Weitere Zielvariablen aus dem Workflow des Investmodells wurden in die Korrelationsmatrix mit aufgenommen (jeweils Bestäuberverfügbarkeit der Wildbienen unterirdisch und oberirdisch nistend). Aufgrund der hohen Stichprobenmenge und der nicht normalverteilten Daten wurde der Spearman Rangkorrelationskoeffizient berechnet. Es zeigt sich ein (starker) positiver Zusammenhang zwischen den einzelnen Zielvariablen, was dem Algorithmus, der dem Invest-Modell zugrunde liegt, geschuldet ist.

Die Gesamtfläche an Ökolandbau und an Dauergrünland in einer Landschaft korrelieren jeweils stark positiv mit den unterirdisch nistenden Wildbienen. Eine stark negative Korrelation gibt es dagegen zwischen der Gesamtackerfläche einer Landschaft und der Bestäuberabundanz, und insbesondere auch mit der Bestäuberverfügbarkeit der oberirdisch nistenden Wildbienen. Da die Gesamtfläche an Massentrachten mit der Gesamtfläche an Ackerfläche einer Landschaft korreliert

(Massentrachten zählen zu den Ackerflächen) herrscht auch hierbei ein negativer Zusammenhang mit den Zielvariablen. Die Gesamtfläche an halbnatürlichen Habitaten einer Landschaft korreliert positiv mit allen Zielvariablen, während die Flächen mit einer Agrarumweltmaßnahme negativ mit der Bestäuberabundanz der Wildbienen und der Bestäuberverfügbarkeit der oberirdisch nistenden Wildbienen zusammenhängt, aber positiv mit der Bestäuberverfügbarkeit der unterirdisch nistenden Wildbienen korreliert.

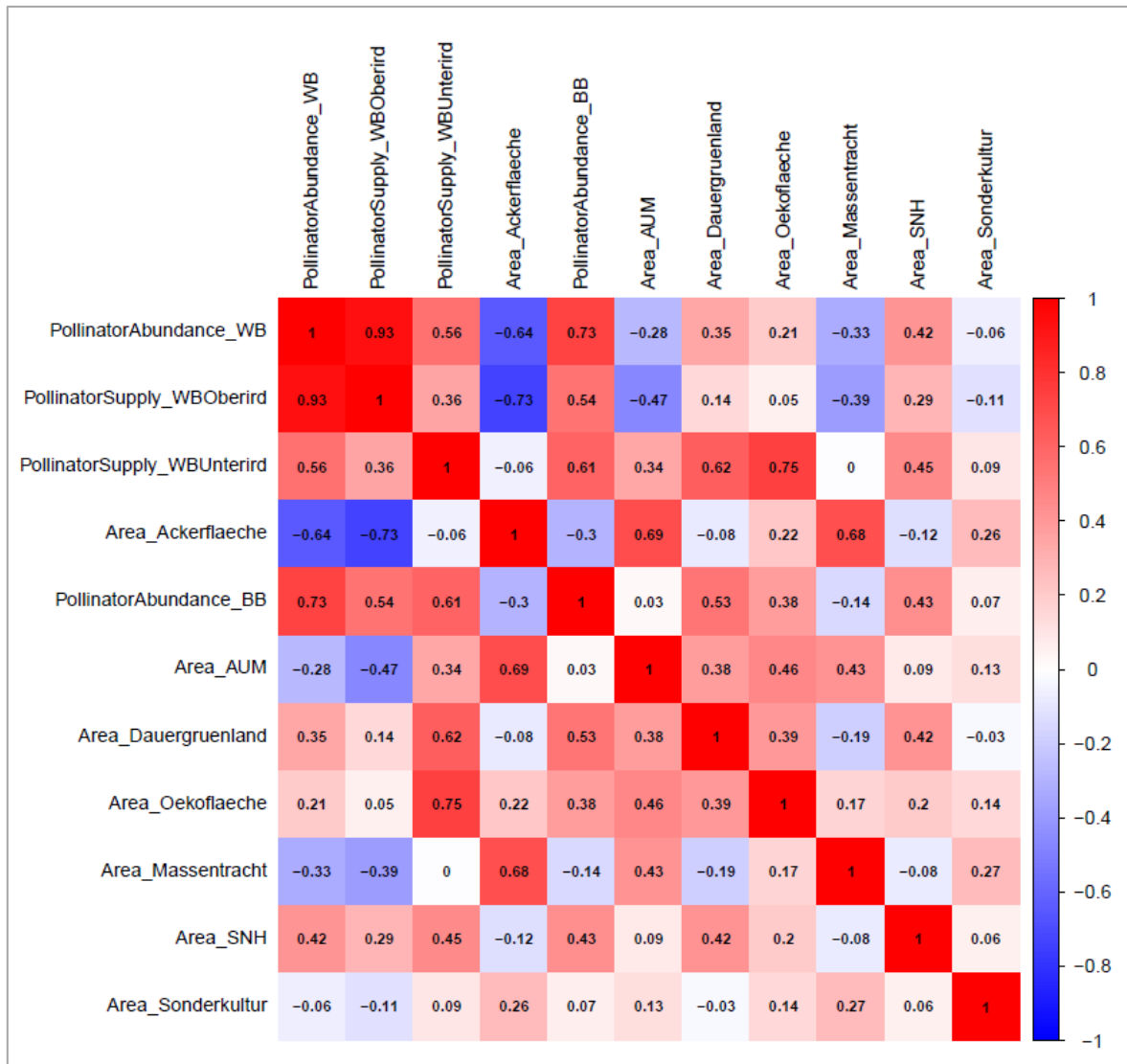


Abb. 32: Spearman Rangkorrelation zwischen Zielvariablen berechnet durch das InVEST Modell (Bestäuberabundanz Wildbienen (WB), Bestäuberverfügbarkeit Wildbienen oberirdisch nistend, Bestäuberverfügbarkeit Wildbienen unterirdisch nistend, Bestäuberabundanz Hummeln (BB)) und weiteren Landschaftsparametern (Ackerfläche, Agrarumweltmaßnahmen (AUM)-Fläche, Dauergrünland-Fläche, Ökolandbau-Fläche, Massentrachtenfläche, SNH-Fläche und Sonderkulturen-Fläche).

## Fazit Potenzialanalyse und Szenarienmodellierung

Das InVEST Crop Pollination Modell des Natural Capital Projects berechnet die Bestäuberabundanz einer Landschaft über die Futter- und Nistressourcen vor Ort und in der Nachbarschaft in Abhängigkeit der Flugdistanz und der relativen Häufigkeit der Bestäubergilde in der Landschaft. Die Analysen zeigen, dass halbnatürliche Habitate einen starken positiven Einfluss auf die Bestäuber(abundanz) haben. Dies deckt sich mit den Ergebnissen anderer Studien, die belegen, dass dies wertvolle Lebensräume und Verbundachsen für Wildbienen und andere Bestäuber sind (Holland et al., 2017; Garibaldi et al., 2011; Kennedy et al., 2013). Die Ökolandbaufläche zeigt ebenfalls einen positiven Effekt auf die Bestäuber(abundanz), was auch andere Autoren bestätigen (Kennedy et al., 2013; Holzschuh et al. 2007). Jedoch spielt auch die Betriebsstruktur mit hinein, so konnten Belfrage et al. (2005) herausfinden, dass dies insbesondere auf kleinen Ökolandbetrieben der Fall ist.

Allerdings scheint eine hohe Gesamtfläche an Massentrachten keine positiven Effekte auf die Bestäuberabundanz zu haben. Dies könnte darauf hinweisen, dass intensiv bewirtschaftete Blühflächen nicht die gleiche ökologische Funktion erfüllen wie diverse, strukturreiche Habitate. Auch Holzschuh et al. (2016) konnten für keine der untersuchten Bestäubergruppen feststellen, dass sie ihre Populationsgröße in der Landschaft proportional zur erhöhten Verfügbarkeit von Blütenressourcen in der Landschaft, die durch Massentrachten bereitgestellt wurde, gesteigert hat. Westphal et al. (2003) fanden dagegen in ihrer Studie, dass Massentrachten einen positiven Effekt auf die Dichte an Hummeln auf Landschaftsebene haben, während Wildbienen von halbnatürlichen Habitaten auf lokaler Ebene profitierten. Gründe liegen laut den Autoren in den höheren Flugdistanzen und geringeren Nistplatz- und Futteransprüchen der Hummeln. Wildbienen fliegen oft nur kurze Distanzen zwischen Futter- und Nistplatz und sind daher auf ein kleinräumiges Nebeneinander an Strukturen angewiesen. Ackerflächen mit einjährigen Kulturen haben keine Nisthabitateignung und Massentrachten können daher nur in räumlicher Nähe mit magerem Dauergrünland oder anderen geeigneten Nisthabitatstrukturen zur Bestäuberabundanz beitragen. Hinzu kommt, dass viele Wildbienen gar nicht unbedingt die Massentracht nutzen, sondern die Beikräuter innerhalb der Kultur, wie sie bei extensiver Bewirtschaftung und im Ökolandbau häufiger vorkommen (Holzschuh et al., 2007). Die Kombination aus extensiven Ökolandbauflächen mit Beikräutern und in räumlicher Nähe mehrjährige Habitate mit geringer Bodenstörung aber lückiger Vegetation scheinen die optimale Landschaft auszumachen.

Die signifikanten Interaktionseffekte in der Analyse zwischen den untersuchten Faktoren der Gesamtfläche an SNH, Ökolandbau und Massentrachten in der Landschaft auf die Bestäuberabundanz zeigen, dass die Einzeleffekte nicht unabhängig voneinander gelten. Die höchsten Bestäuberabundanzen wurden in Landschaften mit geringer Gesamtfläche an Massentrachten und hohen Gesamtflächen an

halbnatürlichen Habitaten und Ökolandbauflächen vorhergesagt. Die Spearman-Korrelationsanalyse bestätigt die Komplexität der Agrarökosysteme: Weitere Landschaftsparameter spielen eine bedeutende Rolle, wie z.B. die Gesamtfläche an Acker und Dauergrünland in einer Landschaft. Dies unterstreicht die Bedeutung einer strukturreichen Landschaft und standortangepassten Landschaftsnutzung für die Förderung von vitalen Bestäuberpopulationen.

#### 4.1.10 Ökonomische Bewertung der Maßnahmen

Um Wildbienen in der Agrarlandschaft zu fördern, wurden relevante Maßnahmen in der bayerischen Förderlandschaft (ÖR, KULAP und VNP) identifiziert. Diese Maßnahmen wurden hinsichtlich Landschaftspotenzial, ökonomisches und betriebliches Potenzial in Bezug auf die Förderung von Wildbienen in der Agrarlandschaft bewertet (Tab. 10). Hierzu wurde differenziert, ob die Maßnahmen positive Auswirkungen auf Nahrungs- und/oder Nisthabitat haben und wie hoch dieser Effekt eingeschätzt wird. Zusätzlich wurde aufgrund der Expertise in der Beratung von Bioland sowie der durchgeführten Umfrage bei Landwirten zu Hemmnissen und Chancen von möglichen Maßnahmen, eine Einschätzung zur Umsetzung im Betrieb gegeben.

Tab. 10: Die Fördermaßnahmen Bayerns mit ÖR (Ökoregelungen), Agrarumwelt und Klimamaßnahmen (AUKM) – unterteilt in Kulturlandschaftsprogramm (KULAP) und Vertragsnaturschutzprogramm (VNP). Kurzbeschreibung der Maßnahmen mit Bewertung der Auswirkungen auf Wildbienen. Derzeitige Fördermittel mit ergänzenden Informationen sowie Einschätzung der Umsetzungsmöglichkeiten der Maßnahmen durch Landwirte und Landwirtinnen mit AL (Ackerland), PSM (Pflanzenschutzmittel) und EMZ (Ertragsmesszahl).

AUM/ ÖR	Kurzbeschreibung	Nahrungs-Habitat		Nist-Habitat		Mögliche Fördermittel	Ergänzende Informationen	Einschätzung durch Bioland Berater
		Frühjahr	Sommer	Boden	Oberfläch			
ÖR								ÖR: Einjährigkeit: grundsätzlich gut, da dadurch Extensivierung eher umgesetzt wird als bei längeren Zeiträumen und die Schwelle zur Umsetzung sinkt.
ÖR1a	Nichtproduktive Flächen Ackerland	+	++	+	+	Betriebe mit > 10 ha AL erster ha Brache 1.300.-€/ha	Förderhöhe je nach prozentualen Anteil am Gesamt AL, aber einjährig!	ÖR 1a: Einjährige Maßnahme, die einfach in der Umsetzung ist. Empfehlung in der Beratung: eine Mischung aus Rotklee mit Weißklee oder Weißklee mit Luzerne anzusäen. Dadurch Unterdrückung von Problemunkräutern und schafft ein Blütenangebot, das von Frühjahr bis Mitte August zur Verfügung steht. Die Flächen können auch über mehrere Jahre stehen bleiben und müssen nur alle 2 Jahre gemulcht werden, damit gibt es über den Winter eine Bodenbedeckung und einen Rückzugsraum. Sinnvoll ist die Maßnahme v.a. wenn die ÖR 1 Fläche schon im Herbst nach der Ernte der Vorfrucht erfolgt und dann überjährig oder mehrjährig steht.
ÖR1b ÖR1c	Blühstreifen /-flächen auf Ackerland in Dauerkulturen	++	+++	+	+	200€/ha (Einheitsbetr)	Einjährig	ÖR1b/ 1c: s.o. ÖR 1a
ÖR2	Anbau vielfältiger Kulturen	+	++	+	+	45€/ha (Einheitsbetr)	mind. 5 Hauptfruchtarten im AL und mind. 10% Leguminosen	ÖR 2: Maßnahme hat auch ackerbaulich positive Aspekte (Fruchtfolge). Herausforderung ist der sichere Absatz der Kulturen; Sojabohnen haben den besten Absatzmarkt bieten aber kaum Nektar oder Pollen. Ackerbohne, Lupine, Erbse bieten mehr Nektar, haben aber eine geringere Nachfrage. Bei Tierhaltern ist die schlechtere Nachfrage in der Regel kein Problem, wegen eigener Verfütterung. Besonders bei Rinderhaltern ist die Maßnahme interessant, da auch Klee gras als leguminöse Kultur zählt -> sinnvoll wenn Klee auch zur Blüte kommt.

AUM/ ÖR	Kurzbeschreibung	Nahrungs- Habitat		Nist- Habitat		Mögliche Fördermittel	Ergänzende Informationen	Einschätzung durch Bioland Berater
		Frühjahr	Sommer	Boden	Oberfläch			
<b>KULAP Acker</b>								
K30	Vielfältige Fruchtfolgen mit grobkörn. Leguminosen	+	++	+	+	60 €/ha		K30: wie ÖR 2: Trachtenreiche Kulturen wie die Acherbohne gegen trachtenarme Sojabohne. Aktuell wird eher Soja angebaut als Ackerbohne
K32	Vielfältige Fruchtfolgen mit blühenden Kulturen	+++?	+++?	+	+	115 €/ha	Effekt auf WB abhängig von Kulturen	
K33	Vielfältige Fruchtfolgen zum Humuserhalt	+	++			340 €/ha		K33: ähnlich wie wie ÖR2, K30 oder K32. Zum einen weil auf 40% der Fläche über das Anbaujahr Bodenruhe haben, zum anderen weil die meisten Betrieb in der Praxis mit Kleegras, Klee oder anderen Feinsämereien arbeiten und so ein Blütenangebot schaffen.
K40	Herbizidverzicht bei Wintergetreide/ Winterraps	+	+			100 €/ha		K40: Vom Anbau bis Ernte keine Herbizide, sorgen für Blütentracht der Beikräuter im FJ/So. Allerdings nur Korridormaßnahme.
K42	Verzicht auf chem-synt PSM bei Wintergetreide/ Winterraps	+	+			200 €/ha		K41: Weder Herbizid, Insektizid noch Fungizid. Nur eine Korridormaßnahme. Schafft Blütenangebot im FJ/So.
K56	Mehrfältige Blühflächen	+++	+++	++	++	400-1.100€ / ha	abhängig von EMZ gestaffelt	K56: Streifenbreiten mit ca. 3 m sinnvoll, weil das die Breiten von gängiger Sätechnik ist. Bis muss eine Blühfläche eine Mindestgröße von 0,1 ha bzw. 0,2 ha in der Vergangenheit aufweisen. kleiner Flächen waren nicht förderfähig.
K78	Streuobst- erschwerte Bewirtschaftung	+++	+++	+++	+++	12€ / Baum	Stammhöhe von mind. 1,4 m	
<b>KULAP Investive Maßnahmen</b>								
I80	Erneuerung von Hecken und Feldgehölzen	+++	+	+	++	3,80 €/m2		
I82	Streuobstpflge	+++	+++	+++	+++	Erziehungsschnitt: 25 Euro/Baum Entwicklungspflege: 50 Euro/Baum Unterhaltungspflege: 120 Euro/Baum		
<b>KULAP Ökolandbau</b>								
O10	Förderung des Ökolan	+++	+++	+++	+++	Acker: 314€/ha (Beibehaltung) LW Dauerkulturen 1.000€ / ha	im Gesamtbetrieb	
O10	Förderung des Ökolan	++	++	++	++	Acker: 423€/ha (Neueinsteiger) LW Dauerkulturen 1.300€ / ha		
<b>VNP Biotyp Acker</b>								
<b>Grundleistungen Acker</b>								
G11	Extensive Ackernutzung für Feldbrüter und Ackerwildkräuter	+++	++	+	+	530 €/ha		G11: Maßnahme kommt v.a. bei ertragsschwachen Flächen/Standorten in Frage, weil die Förderhöhe den Verzicht auf Intensivkulturen kaum ausgleicht. Zudem sind keine Kombinationen mit ÖR1, 6 und Glöz 8 möglich, was die Attraktivität mindert. Auf ext. Standorten ist die Maßnahme aber gut umsetzbar, weil bis zu 2 Jahre Klee- oder Luzernegras möglich sind, sollten Starkverunkrautungen einschränkbar sein und durch den Klee gibt es ein Blütenangebot.
G12	Brachlegung auf Acker mit Selbstbegrünung aus Artenschutzgründen Bewirtschaftungsruhe 16.03 bis einschl. 31.08.	+	++	+	+	500 €/ha	Ackerlagen: EMZ bis 6500, <b>Problem Mulchen mit ganzflächiger Verteilung des Aufwuchses bis spätestens 15.11.</b>	G12/G13: Mulchen nur alle 2 Jahre nötig. Ist die Frage, ob es in der Praxis nicht doch jährlich durchgeführt wird. Fehlende Kombination mit ÖR1 und 6 sowie GLÖZ 8 senkt Attraktivität.
G13	wie G12, aber EMZ ab 6501	+	+	+	+	750 €/ha	<b>Mulchen wie oben</b>	
<b>Zusatzleistungen Acker</b>								
Q07	Erhalt der Streuobstbäume	+++	+++	+++	+++	12€ / Baum	Stehenlassen der Feldfrüchte auf mind. 10 % des Nutzungsschlags	Q07: Positiv ist, dass auch stehendes Totholz gefördert wird.

AUM/ ÖR	Kurzbeschreibung	Nahrungs- Habitat		Nist- Habitat		Mögliche Fördermittel	Ergänzende Informationen	Einschätzung durch Bioland Berater
		Frühjahr	Sommer	Boden	Oberirdisch			
VNP	<b>Biotoptyp Wiesen</b>							
<b>Zusatzleistungen Wiesen</b>								
P21	Verzicht auf jegliche Düngung					150 €/ha		P21: Förderung von Kräutern und Leg.
G27	Verzicht auf jegliche Düngung – Einzelleistung					360 €/ha		G27: Förderung von Kräutern und Leg.
G28	Erhalt der Streuobstbäume	++				12€ / Baum	max. 100 Bäume / ha LF, nur im Kombi mit G/D21	G28: wie Q07
Q08	Verwendung Messermähwerk					140 € / ha		Q08: weniger Verluste bei Mahd
Q11	Handmahd					700 € / ha	evtl. mit Schnittzeitpunkten oder Q12 Zusammenrechnen per Hand	Q11: wie Q08
Q17	Bewirtschaftungsruhe ab 16.03.		+		+	40 €/ha		Q17: Schätzungsweise geringer Effekt in den Flächen mit Schnittzeitpunkt
Q27	Bewirtschaftungsruhe ab 01.04.		+		+	30 €/ha		Q27: wie Q17
VNP	<b>Biotoptyp Weiden</b>							
G / D31	Extensive Weide- nutzung (Schafe, Rinder, Pferde usw.)	++	++	++	++	440 € / ha		D31/D33: Effekt auf Bestäuber hoch. Durch den geringen Tierbesatz entsteht eine Strukturierung der Fläche mit starker und extensiver Nutzung.
G / D31	Extensive Weidenutzung bei Kombination mit KULAP B/O10	+++	+++	+++	+++	340€/ha		
G / D33	Beweidung durch Ziegen	++	++	++	++	590 € / ha		
G / D33	Beweidung durch Ziegen bei Kombination mit KULAP B/O10	+++	+++	+++	+++	490 €/ha	O10 = Ökolandbau	
<b>Zusatzleistungen Weiden</b>								
Q07	Erhalt der Streuobstbäume	+++	+	+	+	12€ / Baum	max. 100 Bäume / ha LF, nur im Kombi mit G/D21	siehe Q07

#### 4.1.11 Relevanz der Projektergebnisse für die Praxis

Im Projekt FarmerBeeWild konnte gezeigt werden, dass Ökolandbau nachweislich die Wildbienenichte auf Landschaftsebene erhöht, und zwar nicht nur durch eine Umverteilung der Wildbienen innerhalb der Landschaft, sondern durch echte Populationsförderung. So steigerte beispielsweise eine Verdopplung des Ökolandbaus von 10 auf 20 % in der Landschaft die Hummeldichte in Sonnenblumenfeldern um mehr als 40 %.

Von gesteigerten Wildbienenichten profitieren nicht nur Ökolandwirte, sondern auch konventionelle Landwirte, deren Sonnenblumen- und Raps-erträge in unserem Projekt durch Insektenbestäubung deutlich erhöht wurden. Die Sonnenblumenerträge beispielsweise stiegen durch Insektenbestäubung im Vergleich zu reiner Wind- und Selbstbestäubung um 25 %. Unsere Ergebnisse können dazu beitragen, Landwirten die Bedeutung von Wildbienen für ihre Erträge und den – auch ökonomisch relevanten – Nutzen von Fördermaßnahmen aufzuzeigen.

Von besonderer Relevanz für die Praxis ist unser Projektergebnis, dass trotz aller positiven Effekte des Ökolandbaus eine alleinige Erhöhung des Anteils an Ökofeldern in der Landschaft nicht die negativen Effekte abmildern kann, die aus der modernen Landwirtschaft resultieren. Eine Erhöhung des Anteils an Ökofeldern kann nur dann ein breites Artenspektrum von Wildbienen fördern, wenn gleichzeitig ein gewisser Anteil an naturnahen Habitaten wie Streuobstwiesen, Kalkmagerrasen und Brachflächen in der Landschaft zu finden sind. Durch eine gezielte Kombination von Maßnahmen innerhalb des mittleren Flugradius von Wildbienen von etwa 1.000 m kann der Nutzen des Ökolandbaus für Wildbiene auf Landschaftsebene deutlich gesteigert werden. Ökolandbau kann naturnahe Habitate also nicht ersetzen, beide Maßnahmen können sich aber positiv ergänzen, wobei die positiven Effekte von naturnahen Habitaten auf Wildbienen jedoch höher zu bewerten sind.

Eine Steigerung der Landschaftsanteile von Massentrachten wie Raps oder Sonnenblumen führte zu keinen positiven Effekten auf Wildbiene auf Landschaftsebene. Eine Förderung von Massentrachten ist laut unserer Projektergebnisse keine geeignete Maßnahme, die Ökolandbau oder naturnahe Habitate bei der Förderung von Wildbienen ersetzen könnte bzw. deren positive Effekte noch weiter steigern könnte. Bemerkenswert ist auch, dass Sonnenblumen praktisch nicht von solitärlebenden Bienen besucht wurden, die den Großteil der Wildbienen ausmachen. Sonnenblumen eignen sich deshalb nur zur Förderung von Honigbienen und Hummeln, die ihre Hauptbestäuber sind.

Unsere Ergebnisse zeigen auch, dass das lokale Unkrautangebot zur Förderung von Bestäubern beitragen kann. Unkräuter stellen gerade auch in Raps- und Sonnenblumenfeldern eine extrem wichtige – und bisher neben der Massentracht der Kulturpflanze kaum beachtete – Nahrungsquelle für Wildbienen und Schwebfliegen dar. Das vermehrte Zulassen von Unkräutern ist laut unserer Ergebnisse eine

geeignete Maßnahme zur Wildbienenförderung und wirkte sich innerhalb der untersuchten Unkrautgradienten in unseren Studien nicht negativ auf die Erträge von Raps und Sonnenblumen aus.

Eine sinnvolle Ergänzung zu Maßnahmen, die das Nahrungsangebot für Wildbienen steigern, ist laut unserer Studie die Anlage von Niststrukturen für bodennistende Bienen, die den Hauptteil der Bienenarten ausmachen. Unserer Studie zu neu angelegten Niststrukturen zeigt, dass Aushubflächen, die durch das Abtragen des Oberbodens und der darauf wachsenden Vegetation geschaffen werden, eine einfache und sehr effektive Maßnahme sind, um neue Nisthabitats für bodennistende Wildbienen zu schaffen. Kleine Flächen von 6 m<sup>2</sup> reichten hier schon aus, um in den beiden Jahren nach Abtragen des Bodens eine sehr gute Besiedlung durch Wildbienen zu erreichen.

Unsere Ergebnisse fließen in einen umfassenden Praxisratgeber ein, können bei der Weiterentwicklung von Förderprogrammen helfen (z. B. KULAP, ÖR, VNP) und bieten Landwirten sowie Beratern konkrete Entscheidungshilfen.

## **4.2 Voraussichtlicher Nutzen und Verwertbarkeit der Ergebnisse**

Die im Projekt gewonnenen Erkenntnisse bieten eine fundierte Grundlage für die Weiterentwicklung biodiversitätsfördernder Maßnahmen in der Agrarlandschaft. Sie sind sowohl für landwirtschaftliche Betriebe als auch für Beratung, Verwaltung und Politik direkt verwertbar. Durch die Kombination aus ökologischer Bewertung, ökonomischer Analyse und praktischer Umsetzbarkeit entstehen konkrete Handlungsempfehlungen, die in Förderprogramme (z. B. KULAP, ÖR, VNP) integriert werden können. Die entwickelten Modelle und Attraktivitätsklassen ermöglichen eine gezielte Maßnahmenplanung auf Landschaftsebene. Der Praxisratgeber sowie die öffentlichkeitswirksamen Formate (Film, Podcast, Workshops) sichern eine breite Anwendung und tragen dazu bei, Agrarlandschaften langfristig bestäuberfreundlicher und ökologisch resilienter zu gestalten.

## **4.3 Wissenstransfer**

Der Wissenstransfer über Film, Podcast, Workshops, Zeitungsartikel und Newsletter war erfolgreich und sichert die breite Anwendung der Erkenntnisse. Ergänzend konnten über die Beenovation-Veranstaltungen und den direkten Austausch mit Landwirten die Erkenntnisse direkt kommuniziert werden. Eine detaillierte Übersicht der Veröffentlichungen zum Projekt findet sich in Kap. 8.

Mit dem Praxisratgeber Wildbienen werden Landbewirtschafter konkret dazu ange-regt, Biodiversitätsverbessernde Maßnahmen umzusetzen.

## **5 Gegenüberstellung der geplanten und erreichten Ziele sowie weiterführende Fragestellungen**

Die ursprünglich geplanten Ziele wurden trotz einzelner zeitlicher Verschiebungen erfolgreich erreicht. Die Anlage der Bodenniststrukturen konnte witterungsbedingt erst im Winter 2022/2023 erfolgen, wodurch sich die zweite Erhebungssaison ins Jahr 2024 verschob. Alle Datenerhebungen wurden jedoch vollständig durchgeführt. Die Feldstudien zur Erfassung von Wildbienen, Blütenangebot und Nistplatznutzung wurden wie geplant umgesetzt und darüber hinaus durch zusätzliche Untersuchungsstandorte und Methoden ergänzt. Weiterführende Studien können beantworten, wie sich Kombinationen von insektenfördernden Maßnahmen auf das Populationswachstum von Bienen und Wespen auswirken, und zwar sowohl für oberirdisch nistende Arten in Nisthilfen als auch für unterirdisch nistenden Arten in Bodenniststrukturen. Auch die Fragen bleiben zu beantworten, wie lange neu geschaffene Bodenniststrukturen von Bienen und Wespen besiedelt werden und wann das Populationswachstum beginnt, rückläufig zu werden, da die Vegetationsdichte auf den Strukturen zu hoch wird und die Attraktivität der Nisthabitate damit wieder sinkt. Antworten auf diese Fragen werden helfen, einfach zu schaffende Niststrukturen effizient zur Wildbienenförderung einzusetzen, Niststrukturen nur so lange zu erhalten und zu fördern, wie sie einen signifikanten Nutzen zeigen, und sie rechtzeitig vor einer Abnahme des Populationswachstums durch neue Niststrukturen zu ersetzen. Unsere Ergebnisse, die die Bedeutung von Unkräutern für Wildbienen aufzeigten, lassen darauf schließen, dass auch gezielte Untersaaten mit diversen Pflanzengemeinschaften sich zur Wildbienenförderung eignen. Ob auch hier eine Kombination mit anderen Maßnahmen die größte Wirkung entfaltet wie im Fall von Ökolandbau und naturnahen Habitaten, sollte Gegenstand zukünftiger Studien sein.

## **6 Zusammenfassung**

Das Verbundvorhaben FarmerBeeWild hatte zum Ziel, die Bestäubersituation in bayerischen Agrarlandschaften zu analysieren, die Wirksamkeit bestehender biodiversitätsfördernder Maßnahmen und deren Kombinationen auf Landschaftsebene zu bewerten und praxisnahe Empfehlungen für eine bienenfreundlichere Gestaltung der Agrarlandschaft zu entwickeln. Im Fokus standen Wildbienen als zentrale Bestäubergruppe. In umfangreichen Feldstudien auf mehr als 240 Flächen mit mehr als 200 Wildbienenarten wurden Maßnahmen wie Ökolandbau, naturnahe Habitats, Massentrachten und neu angelegte Niststrukturen untersucht. Die Ergebnisse zeigen, dass Ökolandbau die Wildbienenendichte auf Landschaftsebene signifikant erhöhten und dass durch Ökolandbau auch in Sonnenblumenfeldern konventionelle Landwirte die Bestäuberdichte und damit die Erträge steigerten. Seine volle positive

Wirkung auf ein breites Artenspektrum von Wildbienen konnte Ökolandbau jedoch nur in Landschaften entfalten, in denen naturnahe Habitate mehr als 10 % der Landschaft ausmachten und damit ausreichend Niststrukturen lieferten. Eine Steigerung des Anbaus von Massentrachten war nicht geeignet, um Wildbienen zu fördern. Beikräuter in Raps- und Sonnenblumenfeldern erhöhten lokal das Vorkommen von Wildbienen, ohne dass Ertragseinbußen zu verzeichnen waren. Eine sinnvolle Ergänzung zu Maßnahmen, die das Nahrungsangebot für Wildbienen steigern, ist laut unserer Studie die Anlage von Niststrukturen für bodennistende Bienen, die den Hauptteil der Bienenarten ausmachen. Aushubflächen, die durch das Abtragen des Oberbodens und der darauf wachsenden Vegetation geschaffen wurden, waren eine einfache und sehr effektive Maßnahme, um neue Nisthabitate für bodennistende Wildbienen zu schaffen. Kleine Flächen von 6 m<sup>2</sup> reichten aus, um in den beiden Jahren nach Abtragen des Bodens eine sehr gute Besiedlung durch Wildbienen zu erreichen. Die Ergebnisse des Projekts sind direkt verwertbar für landwirtschaftliche Betriebe, Beratung, Verwaltung und Politik. Sie liefern eine fundierte Grundlage für die Weiterentwicklung von Förderprogrammen und tragen dazu bei, Agrarlandschaften langfristig bienenfreundlicher und ökologisch resilienter zu gestalten.

## 7 Literaturverzeichnis

- Adeux, G., Vieren, E., Carlesi, S., Bàrberi, P., Munier-Jolain, N., & Cordeau, S. (2019). Mitigating crop yield losses through weed diversity. *Nature Sustainability*, 2(11), 1018-1026. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0415-y>
- Antoine, C.M., Forrest, J.R. (2021). Nesting habitat of ground-nesting bees: a review. *Ecological Entomology*, 46: 143-159.
- Arif, S., & MacNeil, M. A. (2023). Applying the structural causal model framework for observational causal inference in ecology. *Ecological Monographs*, 93(1), Article e1554. <https://doi.org/10.1002/ecm.1554>
- Bannwart, P., Gardarin, A., & Petit, S. (2025). Do semi-natural habitats enhance overwintering of generalist predators in arable cropping systems? A meta-analysis. *Biological Control*, 201, 105700. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2025.105700>
- Barbieri, P., Pellerin, S., & Nesme, T. (2017). Comparing crop rotations between organic and conventional farming. *Scientific Reports*, 7(1), 13761. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-14271-6>
- Batáry, P., Báldi, A., Kleijn, D., Tscharntke, T. (2011). Landscape-moderated biodiversity effects of agrienvironmental management: a meta-analysis. *Proceedings of the Royal Society B*, 278:1, 894-902.
- Batáry, P., Báldi, A., Kleijn, D., Tscharntke, T. (2011). Landscape-moderated biodiversity effects of agri-environmental management: a meta-analysis. *Proceedings of the Royal Society B*, 278, 1, 894-902.
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B. M., & Walker, S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1-48. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Bayerische Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (2022-2023). Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem (InVeKoS).
- Becher, M. A., Twiston-Davies, G., Penny, T. D., Goulson, D., Rotheray, E. L., Osborne, J. L. (2018).
- Becher, M.A., Grimm, V., Knapp, J., Horn, J., Twiston-Davies, G., Osborne, J.L. (2016). BEESCOUT: A model of bee scouting behaviour and a software tool for characterizing nectar/pollen landscapes for BEEHAVE. *Ecology Model*, 340, 126-133.
- Becher, M.A., Grimm, V., Thorbek, P., Horn, J., Kennedy, P.J., Osborne, J.L. (2014). BEEHAVE: a systems model of honeybee colony dynamics and foraging to explore multifactorial causes of colony failure. *Journal of Applied Ecology*, 51: 470-482.

- Belfrage, K., Björklund, J., & Salomonsson, L. (2005). The effects of farm size and organic farming on diversity of birds, pollinators, and plants in a Swedish landscape. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 34(8), 582-588.
- Beyer, N., Gabriel, D., Kirsch, F., Schulz-Kesting, K., Dauber, J., Westphal, C. (2020). Functional groups of wild bees respond differently to faba bean *Vicia faba* L. cultivation at landscape scale. *Journal of Applied Ecology*, 57: 2499-2508.
- Beyer, N., Gabriel, D., & Westphal, C. (2021). Contrasting effects of past and present mass-flowering crop cultivation on bee pollinators shaping yield components in oilseed rape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 319, 107537. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107537>
- Bourgeois, B., Gaba, S., Plumejeaud, C., & Bretagnolle, V. (2020). Weed diversity is driven by complex interplay between multi-scale dispersal and local filtering. *Proceedings of the Royal Society B*, 287(1930), 20201118. <https://doi.org/10.1098/rspb.2020.1118>
- Braband, D. (2006). Naturindikatoren: Entwicklung eines Instruments zur Erfassung von Naturschutzleistungen im landwirtschaftlichen Betrieb. Dissertation. Kassel: Kassel University Press.
- Brooks, M. E., Kristensen, K., van Benthem, K. J., Magnusson, A., Berg, C. W., Nielsen, A., Skaug, H. J., Mächler, M., & Bolker, B. M. (2017). glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *The R Journal*, 9(2), 378-400. <https://doi.org/10.32614/RJ-2017-066>
- Bumble-BEEHAVE: a systems model for exploring multifactorial causes of bumblebee decline at individual, colony, population and community level. *Journal of Applied Ecology*, 55: 2790-2801.
- Clough, Y., Ekroos, J., Báldi, A., Batáry, P., Bommarco, R., Gross, N., Holzschuh, A., Hopfenmüller, S., Knop, E., Kuussaari, M., Lindborg, R., Marini, L., Ockinger, E., Potts, S.G., Pöyry, J., Roberts, S.P.,
- Czechofsky, K., Westphal, C., Paxton, R. J., & Hass, A. L. (2025). Landscape-level synergistic and antagonistic effects among conservation measures drive wild bee densities and species richness. *Journal of Applied Ecology*, Article 1365-2664.70074. Advance online publication. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.70074>
- Dainese, M., Riedinger, V., Holzschuh, A., Kleijn, D., Scheper, J., Steffan-Dewenter, I. (2018) Managing trap-nesting bees as crop pollinators: spatiotemporal effects of floral resources and antagonists. *Journal of Applied Ecology*, 55: 195-204.

- Dainese, M., Martin, E. A., Aizen, M. A., Albrecht, M., Bartomeus, I., Bommarco, R., Carvalheiro, L. G., Chaplin-Kramer, R., Gagic, V., Garibaldi, L. A., Ghazoul, J., Grab, H., Jonsson, M., Karp, D. S., Kennedy, C. M., Kleijn, D., Kremen, C., Landis, D. A., Letourneau, D. K., . . . Steffan-Dewenter, I. (2019). A global synthesis reveals biodiversity-mediated benefits for crop production. *Science Advances*, 5(10), eaax0121. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aax012>
- De Palma, A., Kuhlmann, M., Roberts, S.P., Potts, S.G., Börger, L., Hudson, L.N., Lysenko, I., Newbold, T. and Purvis, A. (2015). Ecological traits affect the sensitivity of bees to land-use pressures in European agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 52: 1567-1577.
- Destatis (2020). Wachstum und Ernte - Feldfrüchte 2019.
- ESRI. (2023). ArcGIS Pro (Version 3.1.2) [Computer software]. <https://www.esri.com/en-us/arcgis/products/arcgis-pro/overview>
- Fox, J., & Weisberg, S. (2019). *An R Companion to Applied Regression* (3rd ed.). Sage. <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>
- Friebe, B. (1998). Verfahren zur Bestandsaufnahme und Bewertung von Betrieben des organischen Landbaus im Hinblick auf Biotop- und Artenschutz und die Stabilisierung des Agrarökosystems. Univ., Diss., Bonn, 1998. Berlin: Köster.
- Gabriel, D., Sait, S. M., Hodgson, J. A., Schmutz, U., Kunin, W. E., & Benton, T. G. (2010). Scale matters: The impact of organic farming on biodiversity at different spatial scales. *Ecology Letters*, 13(7), 858-869. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01481.x>
- Galpern, P., Johnson, S. A., Retzlaff, J. L., Chang, D., & Swann, J. (2017). Reduced abundance and earlier collection of bumble bee workers under intensive cultivation of a mass-flowering prairie crop. *Ecology and Evolution*, 7(7), 2414-2422. <https://doi.org/10.1002/ece3.2856>
- Garibaldi, L.A., Steffan-Dewenter, I., Kremen, C., Morales, J.M., Bommarco, R., Cunningham, S.A., Carvalheiro, L.G., Chacoff, N.P., Dudenhöffer, J.H., Greenleaf, S.S., Holzschuh, A., Isaacs, R., Krewenka, K., Mandelik, Y., Mayfield, M.M., Morandin, L.A., Potts, S.G., Ricketts, T.H., Szentgyörgyi, H., Viana, B.F., Westphal, C., Winfree, R. and Klein, A.M. (2011). Stability of pollination services decreases with isolation from natural areas despite honey bee visits. *Ecology Letters*, 14: 1062-1072.
- Gay, C., Gaba, S., & Bretagnolle, V. (2024). The structure of plant-pollinator networks is affected by crop type in a highly intensive agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 359, 108759. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108759>

- Geppert, C., Hass, A., Földesi, R., Donkó, B., Akter, A., Tschardtke, T., & Batáry, P. (2020). Agri-environment schemes enhance pollinator richness and abundance but bumblebee reproduction depends on field size. *Journal of Applied Ecology*, 57(9), 1818-1828. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13682>
- Ghasemi, I., Volz, H. (2019). KULAP-Qualitätsblühmischungen und ihr Einsatz in Bayern. *Zeitschrift für Naturschutz und angewandte Landschaftsökologie, Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, ANLiegen Natur*, 6/2019, 20-26.
- Gong, S., Hodgson, J. A., Tschardtke, T., Liu, Y., van der Werf, W., Batáry, P., Knops, J. M. H., & Zou, Y. (2022). Biodiversity and yield trade-offs for organic farming. *Ecology Letters*, 25(7), 1699-1710. <https://doi.org/10.1111/ele.14017>
- Gottwald, F., Stein-Bachinger, K. (2018). 'Farming for Biodiversity'—a new model for integrating nature conservation achievements on organic farms in north-eastern Germany. *Organic Agriculture*, 8: 79-86.
- Greenleaf, S. S., & Kremen, C. (2006). Wild bees enhance honey bees' pollination of hybrid sunflower. *PNAS*, 103 (37), 13890-13895. <https://doi.org/10.1073/pnas.0600929103>
- Greenleaf, S. S., Williams, N. M., Winfree, R., & Kremen, C. (2007). Bee foraging ranges and their relationship to body size. *Oecologia*, 153(3), 589-596. <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0752-9>
- Haaren, C. von, Kempa, D., Vogel, K., Rüter, S. (2012). Assessing biodiversity on the farm scale as basis for ecosystem service payments. *Journal of Environmental Management*, 113: 40-50.
- Happe, A.-K., Riesch, F., Rösch, V., Gallé, R., Tschardtke, T., Batáry, P. (2018). Small-scale agricultural landscapes and organic management support wild bee communities of cereal field boundaries. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 254: 92-98.
- Hartig, F. (2022). DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models. <https://CRAN.R-project.org/package=DHARMA>
- Hemberger, J., Witynski, G., & Gratton, C. (2022). Floral resource continuity boosts bumble bee colony performance relative to variable floral resources. *Ecological Entomology*, 47(4), 703-712. <https://doi.org/10.1111/een.13154>
- Hevia, V., Carmona, C. P., Azcárate, F. M., Heredia, R., & González, J. A. (2021). Role of floral strips and semi-natural habitats as enhancers of wild bee functional diversity in intensive agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 319, 107544. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107544>
- Holland, J. M., Douma, J. C., Crowley, L., James, L., Kor, L., Stevenson, D. R., & Smith, B. M. (2017). Semi-natural habitats support biological control,

- pollination and soil conservation in Europe. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 37, 1-23.
- Holzschuh, A., Dainese, M., González-Varo, J. P., Mudri-Stojnić, S., Riedinger, V., Rundlöf, M., Scheper, J., Wickens, J. B., Wickens, V. J., Bommarco, R., Kleijn, D., Potts, S. G., Roberts, S. P. M., Smith, H. G., Vilà, M., Vujić, A., & Steffan-Dewenter, I. (2016). Mass-flowering crops dilute pollinator abundance in agricultural landscapes across Europe. *Ecology Letters*, 19(10), 1228-1236. <https://doi.org/10.1111/ele.12657>
- Holzschuh, A., Dormann, C.F., Tschardtke, T., Steffan-Dewenter, I. (2013). Mass-flowering crops enhance wild bee abundance. *Oecologia*, 172, 477-484.
- Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I., Kleijn, D., & Tschardtke, T. (2007). Diversity of flower-visiting bees in cereal fields: effects of farming system, landscape composition and regional context. *Journal of Applied Ecology*, 44(1), 41-49. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01259.x>
- Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I., & Tschardtke, T. (2008). Agricultural landscapes with organic crops support higher pollinator diversity. *Oikos*, 117(3), 354-361. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0030-1299.16303.x>
- Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I., & Tschardtke, T. (2010). How do landscape composition and configuration, organic farming and fallow strips affect the diversity of bees, wasps and their parasitoids? *The Journal of Animal Ecology*, 79(2), 491-500. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2009.01642.x>
- Hopfenmüller, S., Steffan-Dewenter, I., & Holzschuh, A. (2014). Trait-specific responses of wild bee communities to landscape composition, configuration and local factors. *PloS One*, 9(8), e104439. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0104439>
- InVeKoS (2022, 2023 und weitere). Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten.
- IPBES (2016). The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production. S.G. Potts, V. L. Imperatriz-Fonseca, and H. T. Ngo (eds). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 552 pages.
- Jeanneret, P., Baumgartner, D.U., Freiermuth Knuchel, R., Koch, B., Gaillard, G. (2014). An expert system for integrating biodiversity into agricultural life-cycle assessment. *Ecological Indicators* 46: 224-231.
- Jedelhauser, M., Meyerhoff, E., HeiringhoffCampos, V., Grosskopf, R., Schertler, K. (2017). Fokus-Naturtag - einzelbetriebliche Naturschutzberatung für

- landwirtschaftliche Betriebe: Entwicklung, Umsetzung und Evaluierung eines neuen Beratungskonzepts. *Naturschutz und Landschaftsplanung: Zeitschrift für angewandte Ökologie*, 49/2017: 11-18.
- Kennedy, C.M., Lonsdorf, E., Neel, M.C., Williams, N.M., Ricketts, T.H., Winfree, R., Bommarco, R., Brittain, C., Burley, A.L., Cariveau, D., Carvalheiro, L.G., Chacoff, N.P., Cunningham, S.A., Danforth, B. N., Dudenhöffer, J.H., Elle, E., Gaines, H.R., Garibaldi, L.A., Gratton, C., Holzschuh, A., Isaacs, R., Javorek, S.K., Jha, S., Klein, A.M., Krewenka, K., Mandelik, Y., Mayfield, M.M., Morandin, L., Neame, L.A., Otieno, M., Park, M., Potts, S.G., Rundlöf, M., Saez, A., Steffan-Dewenter, I., Taki, H., Viana, B. F., Westphal, C., Wilson, J.K., Greenleaf, S.S., Kremen, C. (2013). A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agroecosystems. *Ecol. Lett.* 16, 584-599.
- Keszthelyi, S., Gerbovits, B., Donkó, T., Csóka, Á., Balog, A., & Somfalvi-Tóth, K. (2024). Comparative analysis of hidden damage caused by the stem borer *Ceutorhynchus* species in oilseed rape using computer tomography. *Agricultural and Forest Entomology*, Article afe.12669. <https://doi.org/10.1111/afe.12669>
- Kleijn, D., Winfree, R., Bartomeus, I. et al. (2015). Delivery of crop pollination services is an insufficient argument for wild pollinator conservation. *Nature Communications*, 6, 7414.
- Kral-O'Brien, K. C., O'Brien, P. L., Hovick, T. J., & Harmon, J. P. (2021). Meta-analysis: Higher Plant Richness Supports Higher Pollinator Richness Across Many Land Use Types. *Annals of the Entomological Society of America*, 114(2), 267-275. <https://doi.org/10.1093/aesa/saaa061>
- Lindström, S. A. M., Herbertsson, L., Rundlöf, M., Bommarco, R., & Smith, H. G. (2016). Experimental evidence that honeybees depress wild insect densities in a flowering crop. *Proceedings of the Royal Society B*, 283(1843). <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.1641>
- Lüdecke, D. (2018). ggeffects: Tidy Data Frames of Marginal Effects from Regression Models. *Journal of Open Source Software*, 3(26), 772. <https://doi.org/10.21105/joss.00772>
- McRae, B.H., Dickson, B.G., Keitt, T.H., Shah, V.B. (2008). Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution, and conservation. *Ecology*, 89:, 2712-2724.
- McRae, B.H. (2006). Isolation by resistance. *Evolution*, 607: 1551-1561.
- Meyer, B., Jauker, F., & Steffan-Dewenter, I. (2009). Contrasting resource-dependent responses of hoverfly richness and density to landscape structure. *Basic*

- and Applied Ecology, 10(2), 178-186.  
<https://doi.org/10.1016/j.baae.2008.01.001>
- Minor, E.S., Urban, D.L. (2008). A graph-theory framework for evaluating landscape connectivity and conservation planning. *Conservation Biology*, 22: 297-307.
- Mota, L., Loureiro, J., González, J.A., Hevia, V., Ortega-Marcos, J.J., Rad, C., Marks, E.A.N. Sílvia Castro (2024). Optimizing sunflower yield: Understanding pollinator contribution to inform agri-environmental strategies, *Field Crops Research*, 319, 109651, <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2024.109651>
- Neff, J. L., & Simpson, B. B. (1990). The roles of phenology and reward structure in the pollination biology of wild sunflower (*Helianthus annuus* L., Asteraceae). *Israel Journal of Botany* (39), 197-216.
- Nicholson, C. C., Knapp, J., Kiljanek, T., Albrecht, M., Chauzat, M.-P., Costa, C., La Rúa, P. de, Klein, A.-M., Mänd, M., Potts, S. G., Schweiger, O., Bottero, I., Cini, E., Miranda, J. R. de, Di Prisco, G., Dominik, C., Hodge, S., Kaunath, V., Knauer, A., ... Rundlöf, M. (2024). Pesticide use negatively affects bumble bees across European landscapes. *Nature*, 628(8007), 355-358.  
<https://doi.org/10.1038/s41586-023-06773-3>
- Nicholson, C.C., Ward, K.L., Williams, N.M., Isaacs, R., Mason, K.S., Wilson, J.K., Brokaw, J., Gut, L.J., Rothwell, N.L., Wood, T.J., Rao, S., Hoffman, G.D., Gibbs, J., Thorp, R.W., Ricketts, T.H. (2020). Mismatched outcomes for biodiversity and ecosystem services: testing the responses of crop pollinators and wild bee biodiversity to habitat enhancement. *Ecology Letters*, 23, 326-335.
- Oksanen, J., Simpson, G. L., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B. M., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., De Caceres, M., Durand, S., . . . Weedon, J. (2022). *vegan: Community Ecology Package*. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Perrot, T., Bretagnolle, V., & Gaba, S. (2022). Environmentally friendly landscape management improves oilseed rape yields by increasing pollinators and reducing pests. *Journal of Applied Ecology*, 59 (7), 1825-1836.  
<https://doi.org/10.1111/1365-2664.14190>
- Potts, S.G., Biesmeijer J.C., Kremen C., Neumann P., Schweiger O., Kunin W.E. (2010). Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology & Evolution* 25, 345-353.
- R Core Team. (2023-2025). R: A Language and Environment for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Rader, R., Cunningham, S. A., Howlett, B. G., & Inouye, D. W. (2020). Non-Bee Insects as Visitors and Pollinators of Crops: Biology, Ecology, and

- Management. Annual Review of Entomology, 65 (Volume 65, 2020), 391-407. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-011019-025055>
- Redlich, S., Zhang, J., Benjamin, C., Dhillon, M. S., Englmeier, J., Ewald, J., Fricke, U., Ganuza, C., Haensel, M., Hovestadt, T., Kollmann, J., Koellner, T., Kübert-Flock, C., Kunstmann, H., Menzel, A., Moning, C., Peters, W., Riebl, R., Rummler, T., Steffan-Dewenter, I. (2022). Disentangling effects of climate and land use on biodiversity and ecosystem services—A multi-scale experimental design. *Methods in Ecology and Evolution*, 13, 514-527. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13759>
- Requier, F., Odoux, J.-F., Tamic, T., Moreau, N., Henry, M., Decourtye, A., & Bretagnolle, V. (2015). Honey bee diet in intensive farmland habitats reveals an unexpectedly high flower richness and a major role of weeds. *Ecological Applications*, 25(4), 881-890. <https://doi.org/10.1890/14-1011.1>
- Riedinger, V., Renner, M., Rundlöf, M., Steffan-Dewenter, I., Holzschuh, A. (2014a). Early mass-flowering crops mitigate pollinator dilution in late-flowering crops. *Landscape Ecology*, 29: 425-435.
- Riedinger, V., Mitesser, O., Hovestadt, T., Steffan-Dewenter, I., Holzschuh, A. (2014b). Annual dynamics of wild bee densities: attractiveness and productivity effects of oilseed rape. *Ecology*, 96: 1351-1360.
- Riggi, L. G. A., Raderschall, C. A., Fijen, T. P. M., Scheper, J., Smith, H. G., Kleijn, D., Holzschuh, A., Aguilera, G., Badenhausser, I., Bänisch, S., Beyer, N., Blitzer, E. J., Bommarco, R., Danforth, B., González-Varo, J. P., Grab, H., Le Provost, G., Poveda, K., Potts, S. G., . . . Lundin, O. (2024). Early-season mass-flowering crop cover dilutes wild bee abundance and species richness in temperate regions: A quantitative synthesis. *Journal of Applied Ecology*, 61(3), 452-464. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14566>
- Rothwell, N.L., Wood, T.J., Rao, S., Hoffman, G.D., Gibbs, J., Thorp, R.W., Ricketts, T.H. (2020). Mismatched outcomes for biodiversity and ecosystem services: testing the responses of crop pollinators and wild bee biodiversity to habitat enhancement. *Ecology Letters*, 23: 326-335.
- Rundlöf, M., Bengtsson, J., & Smith, H. G. (2008). Local and landscape effects of organic farming on butterfly species richness and abundance. *Journal of Applied Ecology*, 45(3), 813-820. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01448.x>
- Rundlöf, M., Persson, A. S., Smith, H. G., Bommarco, R. (2014). Late-season mass-flowering red clover increases bumble bee queen and male densities, *Biological Conservation*, 172: 138-145.
- Sánchez-Bayo, Francisco; Wyckhuys, Kris A.G. (2019). Worldwide decline of the ento-mofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation*, 232: 8-27.

- Schweiger, E., Janko, C., Machmerth, E., Kilian, S., Mayer, F., Mitschke, J., Schmidt, C., Volz, H., Berg, S., Illies, I., Keil-Vierheilig, I., Marzini, K. (2023). Bienen in der Kulturlandschaft - Wild- und Honigbienen in ihrem Lebensraum. LfL-Information, Hrsg.: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), 32 S. [https://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/publikationen/daten/informationen/bienen-kulturlandschaft\\_lfl-information.pdf](https://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/publikationen/daten/informationen/bienen-kulturlandschaft_lfl-information.pdf)
- Seibold, Sebastian; Gossner, Martin M.; Simons, Nadja K.; Blüthgen, Nico; Müller, Jörg; Ambarlı, Didem et al. (2019). Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature*. 574: 671-674.
- Seimandi-Corda, G., Jenkins, T., & Cook, S. M. (2021). Sampling pollen beetle (*Brassicogethes aeneus*) pressure in oilseed rape: Which method is best? *Pest Management Science*, 77(6), 2785-2794. <https://doi.org/10.1002/ps.6310>
- Seufert, V., Ramankutty, N., & Foley, J. A. (2012). Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature*, 485(7397), 229-232. <https://doi.org/10.1038/nature11069>
- Siebrecht, N. (2010). Indikatorengestützte Analyse der Erosionsgefährdung und des Biodiversitätspotenzials als Grundlage des Nachhaltigkeitsmanagements landwirtschaftlicher Betriebssysteme, 278 S.
- Steffan-Dewenter, I., Smith, H. (2014). Density of insect-pollinated grassland plants decreases with increasing surrounding land-use intensity. *Ecology Letters*, 17: 1168-1177.
- Steffan-Dewenter, I., & Kuhn, A. (2003). Honeybee foraging in differentially structured landscapes. *Proceedings of the Royal Society B*, 270(1515), 569-575. <https://doi.org/10.1098/rspb.2002.2292>
- Steffan-Dewenter, I., Münzenberg, U., Bürger, C., Thies, C., & Tschardtke, T. (2002). Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology*, 83(5), 1421-1432.
- Stejskalová, M., Konradyová, V., Suchanová, M., & Kazda, J. (2018). Is pollinator visitation of *Helianthus annuus* (sunflower) influenced by cultivar or pesticide treatment? *Crop Protection*, 114, 83-89. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2018.08.018>
- Sutter, L., Jeanneret, P., Bartual, A. M., Bocci, G., & Albrecht, M. (2017). Enhancing plant diversity in agricultural landscapes promotes both rare bees and dominant crop-pollinating bees through complementary increase in key floral resources. *Journal of Applied Ecology*, 54(6), 1856-1864. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12907>
- Sutter, L., Amato, M., Jeanneret, P., & Albrecht, M. (2018). Overwintering of pollen beetles and their predators in oilseed rape and semi-natural habitats.

- Agriculture, Ecosystems & Environment, 265, 275-281.  
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.06.030>
- Tamburini, G., Berti, A., Morari, F., & Marini, L. (2016). Degradation of soil fertility can cancel pollination benefits in sunflower. *Oecologia*, 180(2), 581-587.  
<https://doi.org/10.1007/s00442-015-3493-1>
- Tuck, S. L., Winqvist, C., Mota, F., Ahnström, J., Turnbull, L. A., & Bengtsson, J. (2014). Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: A hierarchical meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 51(3), 746-755.  
<https://doi.org/10.1111/1365-2664.12219>
- Urban, D.L., Minor, E.S., Treml, E.A., Schick, R.S. (2009). Graph models of habitat mosaics. *Ecology Letters*, 12: 260-273.
- Urban, D., Keitt, T. (2001). Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology*, 82: 1205-1218.
- Van Reeth, C., Caro, G., Bockstaller, C., Michel, N. (2018). Current and previous spatial distributions of oilseed rape fields influence the abundance and the body size of a solitary wild bee, *Andrena cineraria*, in permanent grasslands. *PLoS ONE*, 13(5):e0197684.
- Venables, W. N., & Ripley, B. D. (2002). *Modern Applied Statistics with S (Fourth)*. Springer. <https://www.stats.ox.ac.uk/pub/MASS4/>
- Veres, A., Petit, S., Conord, C., & Lavigne, C. (2013). Does landscape composition affect pest abundance and their control by natural enemies? A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 166, 110-117. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.05.027>
- Wagner, C., Bachl-Staudinger, M., Baumholzer, S., Burmeister, J., Fischer, C., Karl, N., Köppl, A., Volz, H., Walter, R., Wieland, P. (2014). Faunistische Evaluierung von Blühflächen. *Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft* 1/2014, 150 S. [https://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/publikationen/daten/schriftenreihe/faunistische-evaluierung\\_bluehflaechen\\_lfl-schriftenreihe-1-2014.pdf](https://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/publikationen/daten/schriftenreihe/faunistische-evaluierung_bluehflaechen_lfl-schriftenreihe-1-2014.pdf)
- Westphal, C., Steffan-Dewenter, I., & Tschardtke, T. (2003). Mass flowering crops enhance pollinator densities at a landscape scale. *Ecology letters*, 6(11), 961-965.
- Westphal, C., Steffan-Dewenter, I., Tschardtke, T. (2006). Bumblebees experience landscapes at different spatial scales: possible implications for coexistence. *Oecologia*, 149: 289-300.
- Westrich, P. (2018). *Die Wildbienen Deutschlands*. Stuttgart: E. Ulmer, 824 S.

- Williams, N. M., Buderer, A., Rowe, L., & Ward, K. (2024). Wildflower plantings enhance nesting opportunities for soil-nesting bees. *Ecological Applications*, 34(2), e2935. <https://doi.org/10.1002/eap.2935>
- Wolfrum, S., (2006). Die Quantifizierung der Biotopverbundfunktion in der Eingriffsregelung – ein graphentheoretischer Ansatz zur Darstellung funktionaler Zusammenhänge. J. Strobl, T. Blaschke und G. Griesebner: *Angewandte Geoinformatik 2006 - Beiträge zum 18. AGIT Symposium Salzburg*. Heidelberg:
- Würfel, T., Ghasemi, I., Schmitz, G., Kern, R., Volz, H. (2020): Blüh- und Zwischenfruchtmischungen – Biodiversität im und am Acker. *Augustenberger Beratungshilfe* 263 S.
- Zaller, J. G., Moser, D., Drapela, T., Schmöger, C., & Frank, T. (2008). Insect pests in winter oilseed rape affected by field and landscape characteristics. *Basic and Applied Ecology*, 9(6), 682-690. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2007.10.004>
- Zurbuchen, A., Landert, L., Klaiber, J., Müller, A., Hein, S., & Dorn, S. (2010). Maximum foraging ranges in solitary bees: only few individuals have the capability to cover long foraging distances. *Biological Conservation*, 143(3), 669-676. <https://doi.org/10.1016/j.b>

## 8 Übersicht über Veröffentlichungen zum Projekt

Das Projekt wird momentan hauptsächlich über die [LfL-Website](#) nach außen präsentiert. Die Website wird fortlaufend aktualisiert und spiegelt somit einen möglichst aktuellen Projektstand wider.

### Wissenschaftliche Artikel

Ein wissenschaftlicher Artikel zur Studie 3 ist bei der Zeitschrift Journal of Applied Ecology zur Veröffentlichung akzeptiert:

Bertleff, D., Vey, V., Birnbeck, S., Volz, H., Fiedler, J., Sauer, N., Zhang, J., Steffan-Dewenter, I. & Holzschuh, A. (2025). Wild pollinators and honeybees respond differently to landscape-scale organic farming and increase sunflower yields. Journal of Applied Ecology, 00, 1–14.

Weitere Artikel zu den Studien 1-2 und 4-6 sind in Vorbereitung. Die Studien 4-5 werden außerdem im Rahmen der Doktorarbeit von Denise Bertleff veröffentlicht werden.

### Praxisratgeber

Der „Praxisratgeber Wildbienen - Ein Leitfaden für die Landwirtschaft“ erscheint als LfL-Information im September 2025. Es werden 2.000 Exemplare gedruckt und zusammen mit den Projektpartnern an Landbewirtschafteter verteilt. Der Praxisratgeber wird zeitnah auf der [Projekthomepage](#) und in den [LfL-Publikationen](#) als pdf zum download bereitgestellt.

### Kurzfilm

Den [Kurzfilm FarmerBeeWild – Bestäuberfreundliche Agrarlandschaften](#) erstellte das Team der Uni Würzburg zusammen mit Beenovation und dem Team der LfL.

### Podcast

Fachlich konnte das Team der Uni Würzburg und das Team der LfL den [Beenovation-Podcast „Beenovation – Jetzt summt's auch auf den Ohren ...“](#) mit der „[Folge 5: Biodiversität fördern](#)“ mit Beiträgen unterstützen.

### Tagungen, Vorträge, Workshops

Datum	Titel	Format	Projektpartner
01.07.2025	<a href="#">FarmerBeeWild LfL-Forschungsprojekt des Monats</a>	LfL-newsletter	LfL
20.02.2025	Förderung von Wildbienen in der Agrarlandschaften – Ergebnisse des Projekts FarmerBeeWild)	Vortrag HSWT Triesdorf	Uni Würzburg

23.01.2025	Lokale und landschaftliche Maßnahmen zur Förderung von wild-Bestäubern in Agrarlandschaften – Projekt FarmerBeeWild	Vortrag Wildbienen-Symposium der Celler Imkertage mit anschließender Podiumsdiskussion	Uni Würzburg
28.11.2024	FarmerBeeWild: Handlungsempfehlungen für praktikable biodiversitätsfördernde Maßnahmen(-kombinationen)	Beenovation Online-Workshop mit dem Titel „Agrarumweltmaßnahmen, Agroforstsysteme und Co: Ökologische Potenziale und rechtliche Rahmenbedingungen“	LfL, BIOLAND
30.10.2024	FarmerBeeWild - Current situation and development potential for pollinator-friendly agricultural landscapes	Vortrag an der Universität Würzburg	Uni Würzburg
17.10.2024	Effekte von lokalen und landschaftlichen Maßnahmen zur Förderung von Bestäubern in Agrarlandschaften	Vorträge auf der Abschlussveranstaltung der Vernetzungs- und Transfermaßnahme „Beenovation“ in Berlin	Uni Würzburg, LfL
17.10.2024	Räumliche und zeitliche Effekte von Massentrachten auf Bestäuber in der Agrarlandschaft, Betreuung eines Standes mit Postern und Anschauungsmaterialien	Vorträge auf der Abschlussveranstaltung der Vernetzungs- und Transfermaßnahme „Beenovation“ in Berlin	Uni Würzburg
17.09.2024	Promoting wild pollinators in agricultural landscapes – wild bee diversity, resource-use and yield in a late mass-flowering crop)	Vortrag auf der EurBee Konferenz in Talinn (Estland)	Uni Würzburg
02.09.2024	Spatial and temporal effects of mass-flowering crops on the abundance and richness of pollinators in agricultural landscapes	Poster auf der Konferenz der GfÖ (Gesellschaft für Ökologie) in Freising	Uni Würzburg
13.06.2024 14.06.2024	Vorträge Projektvorstellung: FarmerBeeWild	Beenovation Workshop „Summende Vielfalt fördern“	LfL
29.05.2024	Promoting wild pollinators in agricultural landscapes: diversity, resource-use and effects on yields	Vortrag an der Universität Würzburg	Uni Würzburg
01.04.2024	FarmerBeeWild <a href="#">LfL-Forschungsprojekt des Monats</a>	LfL-newsletter	LfL
14.12.2023	Einführung zum Thema Bestäuberdiversität und Vorstellung von Projektergebnissen mit	Workshop	BIOLAND, LfL,

	anschließendem Workshop für die teilnehmenden Landwirte (in Werneck)		Uni Würzburg
13.09.2023	Vortrag auf der Konferenz der GfÖ (Gesellschaft für Ökologie) in Leipzig	Identifying measures to support pollinator diversity in agricultural landscapes	Uni Würzburg
21.06.2023	Projektvorstellung FarmerBeeWild	Vortrag an der LfL	LfL
18.06.2023	Projektvorstellung FarmerBeeWild und 4 Führungen zu den neu angelegten Bodenniststrukturen	Vortrag und Exkursionen	LfL

### Zeitungsartikel zum Projekt

„Was krabbelt unter der Gaze?“, Main-Post Rhön-Grabfeld, 05.05.2023

„Forscher untersuchen Bienen“, Main-Post Main-Spessart, 16.04.2025

### Sonstige Öffentlichkeitsarbeit

An den Standorten für die Bodenniststrukturen wurden Alu-Dibond Schilder mit einem kurzen Abriss zum Projektinhalt und einem Verweis auf die Projekthomepage aufgestellt. Die Schilder wurden auf Wunsch der Landwirte erstellt und sollen Passanten informieren und die Bodenniststrukturen vor Fremdnutzung schützen.

## 9 Danksagung

Die Autoren des Projektes „Bestäuberfreundliche Agrarlandschaften – derzeitige Situation und Entwicklungspotenziale (FarmerBeeWild)“ danken allen Beteiligten für ihren wertvollen Beitrag zum Gelingen des Projektes.

Die wissenschaftlichen Untersuchungen erfolgten am Lehrstuhl für Tierökologie und Tropenbiologie der Julius-Maximilians-Universität Würzburg durch Prof. Dr. Andrea Holzschuh, Denise Bertleff und Janika Kerner.

Die praxisrelevanten Beiträge wurden von unseren Projektpartnern von Bioland Beratung GmbH (BBG) und Bioland Erzeugerring Bayern e. V. (BEB) erarbeitet; insbesondere von Janosch Fiedler, Simon Siegel, Christoph Schinagel, Benjamin Fichtner, Ann-Kathrin Bessai, Carmen Stürmer, Yvonne Zohner und Katharina Schertler.

Am Institut für Agrarökologie und Biologischen Landbau der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) erfolgte die Projektbearbeitung in der Arbeitsgruppe Kulturlandschaft und Streuobst zunächst durch Sabine Birnbeck; im weiteren Verlauf durch Sarah Marschall und Eva Rosendahl unter der Projektleitung von Dr. Harald Volz. Die wissenschaftliche Begleitung zum Datenmanagement und der Datenverarbeitung unterstützte Dr. Thomas Machl; die Projektinitiative erfolgte durch Sabine Obermaier – beide LfL.

Den engagierten Landwirtinnen und Landwirten, die im Projekt mitgewirkt haben, danken wir für die Flächenbereitstellung, Teilnahme an Workshops und ihr Interesse am Projekt.

Das Projekt FarmerBeeWild wurde unterstützt durch Beenovation, eine Vernetzungs- und Transfermaßnahme zur "Bekanntmachung über die Förderung von Forschungsvorhaben zum Schutz von Bienen und weiteren Bestäuberinsekten in der Agrarlandschaft" des Bundesministeriums für Landwirtschaft, Ernährung und Heimat (BMLEH). Unser Dank gilt Dr. Maria Jäger und Dr. Jonathan Bank für die sehr gute Organisation und Kommunikation der Beenovation Veranstaltungen.

„Die Förderung dieser Arbeit/des Vorhabens erfolgte aus Mitteln des Bundesministeriums für Landwirtschaft, Ernährung und Heimat (BMLEH) aufgrund eines Beschlusses des deutschen Bundestages. Die Projektträgerschaft erfolgte über die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE), Förderkennzeichen [2821ABS001].“