

Synergiepotenziale von Landnutzung und Bestäuberinsekten am Beispiel der Eisenwurzen unter sozio-ökonomischen und Klimawandelszenarien

Synergy potentials of land use and pollinator insects in the Eisenwurzen under socio-economic and climate change scenarios

Claudine Egger^{1*}, Florian Weidinger¹, Sarah Matej¹, Sarah Smet², Veronika Gaube¹ und Andreas Mayer^{1,3}

¹ Institut für Soziale Ökologie SEC, Department für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften, Universität für Bodenkultur Wien, Österreich

² Department of Geography + Institute of Life, Earth and Environment, University of Namur, Belgien

³ Department of Geography, University of Innsbruck, Innrain 52f, 6020 Innsbruck, Österreich

*Correspondence to: claudine.egger@boku.ac.at

Received: 15 Januar 2024 – Revised: 25 Mai 2024 – Accepted: 22 Juni 2024 – Published: 10 Februar 2025

Zusammenfassung

Wildbestäuber leisten wichtige Bestäuberleistungen für die Landwirtschaft, allerdings bedrohen Umweltveränderungen zukünftige Populationen. Diese Studie konzentriert sich auf die LTSER (Long-Term Socio-Ecological Research) Region Eisenwurzen und untersucht, wie Klima- und Landnutzungsänderungen zukünftige Lebensräume für Wildbestäuber beeinflussen. In einem input-output gekoppelten Modellverbund verbinden wir Prognosen für Klima, Vegetation, und Landnutzung bis 2070 und leiten daraus bestäuberfreundliche Handlungsoptionen ab. Die Ergebnisse prognostizieren szenariotübergreifend zunehmende Durchschnittstemperaturen, Flächenaufgaben von Grünland sowie zunehmende Verwaldung von aus der Nutzung genommenen landwirtschaftlichen Flächen. Die Anbauflächen für Soja und Raps nehmen angetrieben durch günstige Ertragsprognosen stark zu. Mithilfe einer qualitativen Analyse untersuchten wir das wirtschaftliche Potenzial von Bestäuberleistungen und analysieren Landnutzungsdynamiken, um Strategien für die Nutzung von Synergien zwischen Bestäubern und Landnutzung in der Zukunft abzuleiten.

Keywords: Klimawandel, Landnutzungsänderung, ökonomische Bestäuberleistung, Synergiestrategien

Summary

Wild pollinator populations are declining due to environmental changes, yet they provide essential services to agri-culture. This study focuses on the Eisenwurzen region and examines how changes in climate and land use impact pollinator habitats. We use a soft-coupled combination of models for climate, vegetation and land-use to simulate future trajectories until 2070 for diverse climatic and socio-economic scenarios. Under all scenarios, the results forecast regional climate warming, (grass-) land abandonment and forest transition, combined with an expansion of soybean and rapeseed on cropland, driven by favorable yield predictions. Using a qualitative analysis, we explore the economic potential of pollinator services and prognosed land-use dynamics to derive strategies for harnessing synergies between pollinators and land use in the future.

Schlagworte: Climate change, Land-use change, economic value of pollination, synergy strategies

1 Einleitung

Wildbestäuber stehen nicht nur durch Klimawandel, sondern auch durch Landnutzungsänderungen sowie Expansion von Siedlungsflächen zukünftig vor großen Veränderungen ihrer gewohnten Lebensräume. Durch Bestäubung leisten sie einen zentralen Beitrag für die Erträge von bestäubungsabhängigen Ackerpflanzen. Global sind 35% der Pflanzkulturen für die Lebensmittelproduktion – unterschiedlich stark – von Bestäubungsleistungen abhängig (Klein et al., 2006). Landwirtschaftliche Prognosen sagen aufgrund von Kulturwechselln, eine weitere Erhöhung dieser Abhängigkeit voraus (Aizen et al., 2008). Innerhalb der Europäischen Union sind 12% der Ackerkulturen abhängig von Bestäuberleistungen (Schulp et al., 2014), vor allem Ölfrüchte wie Raps und Sonnenblumen, seit einigen Jahren auch vermehrt Sojabohnen (Bugin et al., 2022). Da Wildbestäuber einen begrenzten Flugradius von durchschnittlich 600m haben (Gathmann und Tschardtke, 2002), ist es wichtig, naturnahe Lebensräume wie Landschaftselemente und Grünstreifen in Agrarlandschaften zu integrieren, um auch in Zukunft stabile Bestäuberleistungen zu gewährleisten (Schulp et al., 2014).

Für die zukünftige Entwicklung von Bestäuberpopulationen in Europa sind Klima- und Landnutzungswandel wichtige Einflussfaktoren. Alpine Habitate sind laut Prognosen am stärksten vom Klimawandel betroffen, was für Pflanzen und Bestäuber bedeutet, dass sie sich nicht nur an veränderte Vegetationsperioden sondern auch an neue Konkurrenten anpassen müssen (Inouye, 2020). Die Initiativen zum Schutz von Biodiversität im Rahmen der Biodiversitätsstrategie 2030 sind ein wesentlicher Bestandteil des europäischen Green Deals. Dabei sollen etwa der Einsatz von chemischen Pestiziden halbiert, biodiversitätsrelevante Landschaftselemente in Agrarlandschaften erhöht (+10%) sowie degradierte Lebensräume wieder hergestellt oder geschützt werden, was auch den Rückgang der Bestäuberpopulationen umkehren soll (European Commission, 2021). Auch wurden in der Vergangenheit keine verbindlichen Regularien zum Schutz von Bestäubern, wie beispielsweise beim Pestizideinsatz, implementiert (Simon-Delso et al., 2021). Hinsichtlich biodiversitätsfreundlicher Landwirtschaft müssen Landwirt*innen wirtschaftlich-ökologische Kompromisse eingehen, wobei Studien zeigen, dass auf konsolidierten Feldern der Verlust von Bestäuberleistungen zwar die bestäuberabhängigen Erträge beeinträchtigt, die Gewinne aus der effizienteren Nutzung von Arbeits- und Maschineneinsatz (Skaleneffekte) dennoch überwiegen (Kirchweger et al., 2020). Um Bestäuber in Zukunft effektiv zu schützen, braucht es daher umfassende, verbindliche Strategien, die einerseits auf Begrenzungen des Klimawandels, und andererseits auf bestäuberfreundliche Landnutzungsstrategien abzielen.

Obwohl zukünftig stärkere, systemische Rückkopplungen zwischen Klima- und Landnutzungsänderungen auf Biodiversität zu erwarten sind, werden diese Faktoren oft nur isoliert untersucht (Titeux et al., 2016) und selten deren Zusammenspiel (Dullinger et al., 2020) analysiert. Regi-

onal verändert der Klimawandel nicht nur die Zusammensetzung der Tier- und Pflanzenarten, sondern zwingt auch Landnutzer*innen ihre Landnutzungsentscheidungen zu überdenken. Um diese Prozesse und Interaktionen besser abzubilden und zu verstehen, ist eine Verknüpfung von biophysischen und sozio-ökonomischen Modellen erforderlich (Turner und Baynes, 2010). Dieser Artikel adressiert diese Forschungslücke, indem in einem Modellverbund für eine österreichische Studienregion integrierte Zukunftsprognosen für 2070 erstellt werden. Ein Szenarienvergleich untersucht, wie sich regionale Landwirtschaft unter dem Einfluss von Klima- und sozioökonomischem Wandel verändert. In einer darauf aufbauenden, qualitativen Analyse werden folglich das ökonomische Potenzial von Wildbestäubern anhand möglicher Ertragssteigerungen bestäuberabhängiger Ackerkulturen untersucht und andererseits Synergiepotenziale zwischen Landnutzung und geeigneten Habitaten für Wildbestäuber abgeleitet. Die Ergebnisse richten sich an Wissenschaftler*innen und regionale Stakeholder*innen, sollen Denkanstöße für weitere Untersuchungen geben und Landnutzungsentscheidungen vor dem Hintergrund zunehmender Klima- und Landnutzungsänderungen unterstützen. Die Studienregion Eisenwurzen weist ein breites Flächen- und Landnutzungsportfolio auf, und erlaubt dadurch unterschiedliche Synergiepotenziale aus dieser Analyse abzuleiten.

2 Methode

2.1 Studienregion

Die Studienregion Eisenwurzen umfasst 5.743 km² und erstreckt sich über die drei Bundesländer Oberösterreich, Niederösterreich und Steiermark. Sie hat 311.243 Einwohner (Statistik Austria, 2023), wobei die Großregion Steyr im Nordwesten und Wieselburg im Nordosten am dichtesten besiedelt sind. Während vor allem der Nord-Westen mit 250-500 m. ü. M. niedrig gelegen und sehr flach ist (data.gv.at, 2015), geht die Landschaft in Hügelland bis alpines Gebirge im Zentrum der Studienregion und bis zu 2.445 m. ü. M über. Dem entsprechend schwanken Niederschlagsmengen zwischen 750 – 2.200 mm/Jahr und Durchschnittstemperaturen zwischen -1.1°C – 9.6°C über die Region verteilt (GeoSphere Austria, 2023). Mit 67% entfällt der größte Flächenanteil auf Waldflächen, während landwirtschaftlich genutzte Flächen 30% (72% Grünland und 28% Ackerflächen) ausmachen. Siedlungsflächen haben mit 4% einen vergleichsweise kleinen Anteil (siehe Abbildung 3a). In der Region liegen die beiden Nationalparks Kalkalpen und Gesäuse sowie der Naturpark Steirische Eisenwurzen, deren Flächen durch extensive und naturnahe Bewirtschaftung geprägt sind.

2.2 Modellverbund

Der hier verwendete Modellverbund besteht aus Modellen für Klima, Vegetation, und Landnutzung und wurde in einem Pan-Europäischen Projekt (MAPPY) für mehrere Studien-

regionen entwickelt und angewandt. Die Modelle wurden lose gekoppelt, indem ihre Outputs systematisch als Inputs weiterverwendet wurden (siehe Abbildung A1 und Tabelle T1 ANNEX). Tagesbasierte Klimaindikatoren dienten als Input für die Vegetationsmodelle, die Ertragsprognosen für Ackerkulturen, Grünland und Wälder bis 2070 simuliert haben. Die landwirtschaftlichen Erträge waren Input für das agentenbasierte Landnutzungsmodell und Basis für Landnutzungsentscheidungen. Als gemeinsame Modellschnittstelle wurden Rasterzellen mit einer räumlichen Auflösung von 3x3km (0,0275°) definiert und die Modellergebnisse entsprechend skaliert. Als Grundlage für die Siedlungs- und Waldflächen diente die kontinuierliche Landbedeckung aus der CORINE-Landnutzungskarte (Copernicus, 2021), während die landwirtschaftlichen Flächen auf InVeKOS-Daten (data.gv.at, 2015) basieren. Alle Ergebnisse des Modellverbundes wurden in einer qualitativen Analyse hinsichtlich deren Auswirkungen auf Bestäuberleistungen ökonomisch analysiert, sowie Wechselwirkungen von Klima- und Landnutzungsänderungen inhaltlich bewertet.

In mehreren regionalen und überregionalen Workshops – mit Landnutzer*innen und relevanten Akteur*innen aus Wissenschaft und Praxis fand zudem ein Austausch zu Szenarienannahmen und Modellergebnissen statt.

2.3 Modellinitialisierung

Das Klimamodell COSMO-CLM (Ugolotti et al., 2023) hat die Entwicklung der Durchschnittstemperaturen sowie weitere Klimaindikatoren wie z. B. Dürreperioden (siehe Annex) bis zum Jahr 2070 prognostiziert. Modelliert wurden die Klimaszenarien RCP2.6 (schwacher) und RCP8.5 (starker) Klimawandel (Moss et al., 2010).

Für die Simulation von Vegetationsdynamiken wurden drei Modelle verwendet. Mit LPJ-GUESS (Hickler et al., 2004) wurden Baumkronendichte und Waldmanagement und mit CARAIB (Jacquemin et al., 2021) Unterholzvegetation und Grünlanderträge modelliert. Ertragsveränderungen für Ackerkulturen wurden mit LPJ-ml (Minoli et al., 2022) berechnet. Neben den Klimaszenarien wurden die Auswirkungen von Managementszenarien (keine Waldbewirtschaftung ab 2011 und intensives Management mit Kahlschlägen) auf die Bestandsdichte (leaf area index) untersucht. Die Ertragsprognosen aus LPJ-ml beinhalten flankierende Klimawandelanpassungsmaßnahmen wie beispielsweise Veränderungen bei Aussaatdaten.

Veränderungen bei landwirtschaftlichen Flächen wurden mit einem agentenbasierten Modell (ABM; Smet et al., 2023) simuliert. Anzahl, Größe und Flächenausstattung der Modellbetriebe wurden mit regionalen Agrar-Statistiken (Statistik Austria, 2021) und InVeKOS Flächen (data.gv.at, 2015) initialisiert. Landwirtschaftliche Agenten treffen jährlich schlagspezifische Landnutzungsentscheidungen, die von der Wirtschaftlichkeit (Erträge und Preise), der Fruchtfolge und Biodiversitätsrichtlinien aus Fördermaßnahmen beeinflusst werden. Zudem war das Alter der Agenten entscheidend für Hofüber- oder Betriebsaufgabeentscheidun-

gen. Sonstige Flächenaufgaben erfolgten schrittweise, beginnend mit den kleinsten Grünlandflächen. Historische InVeKOS-Anbaufolgen (2015-2020) dienten als Basis für die Wahrscheinlichkeiten im Fruchtfolgezyklus. Neben den Klimaszenarien wurden für das ABM zwei sozio-ökonomische Szenarien (Globale Wirtschaft (GE) und Regionale Gemeinschaft (RC)) modelliert, die sich in Annahmen zu Hofnachfolge, Fruchtfolge sowie Förderrichtlinien unterschieden (siehe Tabelle A1).

Der Fokus der qualitativen Analyse lag auf den bestäuberabhängigen Ackerkulturen Raps und Soja, für die der ökonomische Wert der Bestäuberleistungen berechnet wurde. Dazu wurde der bestäuberabhängige Ertragsanteil auf der Basis von Literaturwerten zur Abhängigkeit von Bestäuberleistungen (Gallai et al., 2009; Klein et al., 2006; Zulka und Götzl, 2015) für diese Kulturen ermittelt und mit den jeweiligen Preisen multipliziert. Um den Einfluss von Ertragssteigerung und Landnutzungsentscheidung zu trennen, wurde für die Auswertung zusätzlich zwischen Ergebnissen mit und ohne Flächenveränderungen unterschieden. Aufgrund der Bandbreite der in der Literatur angegebenen Werte liegt den Auswertungen der Mittelwert zugrunde, Mini- und Maximalwerte sind durch Fehlerbalken dargestellt.

Für die Analyse der Auswirkungen der Stilllegung von landwirtschaftlichen Flächen wurden zusätzlich unterschiedliche Landnutzungstrajektorien untersucht. Ausgehend von der Anzahl der im Umfeld vorhandenen Infrastrukturflächen wurden aufgegebenen Flächen entweder Wald oder Siedlungen zugewiesen und deren potentielle Auswirkungen auf Wildbestäuber diskutiert.

3 Ergebnisse

3.1 Klima und Landnutzung

Die Klimaprojektionen für 2070 zeigten in beiden Szenarien steigende Maximaltemperaturen über alle Jahreszeiten hinweg, längere Trockenperioden mit selteneren, aber intensiveren Niederschlägen sowie eine verlängerte Vegetationsperiode (Ugolotti et al., 2023). Für Waldflächen führte das über alle Szenarien zu einer generellen Zunahme der Vegetationsproduktivität. Die Ertragsprognosen für die gesamte Eisenwurzen zeigten unterschiedliche Entwicklungstrends für Ackerfrüchte und Grünland. Extensives Grünland (≤ 2 Schnitte / Jahr) und intensives Grünland (≥ 3 Schnitte / Jahr) konnten nur unter RCP2.6 leichte Ertragssteigerungen (+4%) erzielen, während die Ertragsprognosen für Feldfutterbau (-6% bis -12%) durchwegs negativ waren. Für die meisten Ackerfrüchte hingegen waren die Ertragsveränderungen positiv, wobei Weizen, Soja und Raps die höchsten Ertragszuwächse ($\geq 25\%$) verzeichneten. Während die Erträge von Raps unter RCP2.6 (+25%) stärker anstiegen, wirkte sich RCP8.5 positiver auf die Erträge von Soja aus (+39%; siehe Abbildung 1).

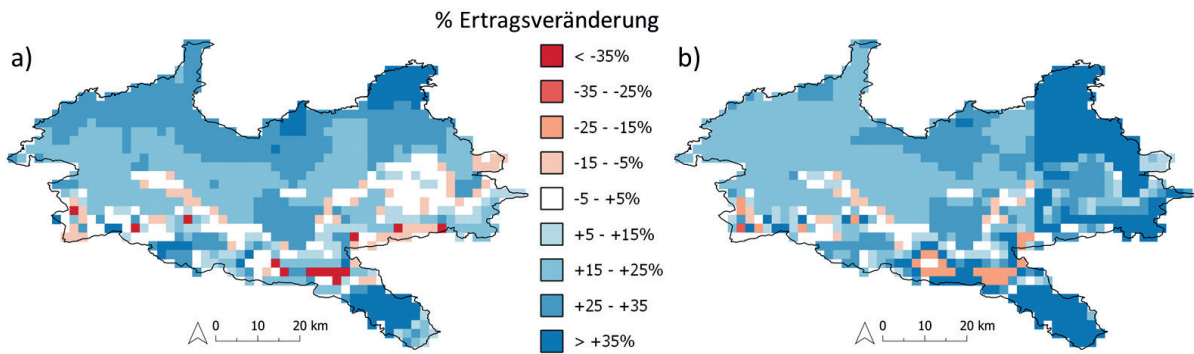


Abbildung 1: Prognostizierte Ertragsentwicklung von bestäuberabhängigen Kulturen (Mittelwert von Soja und Raps) unter a) RCP2.6 und b) RCP8.5. Quelle: Eigene Berechnungen, 2023, Datenquellen siehe Kapitel 2.

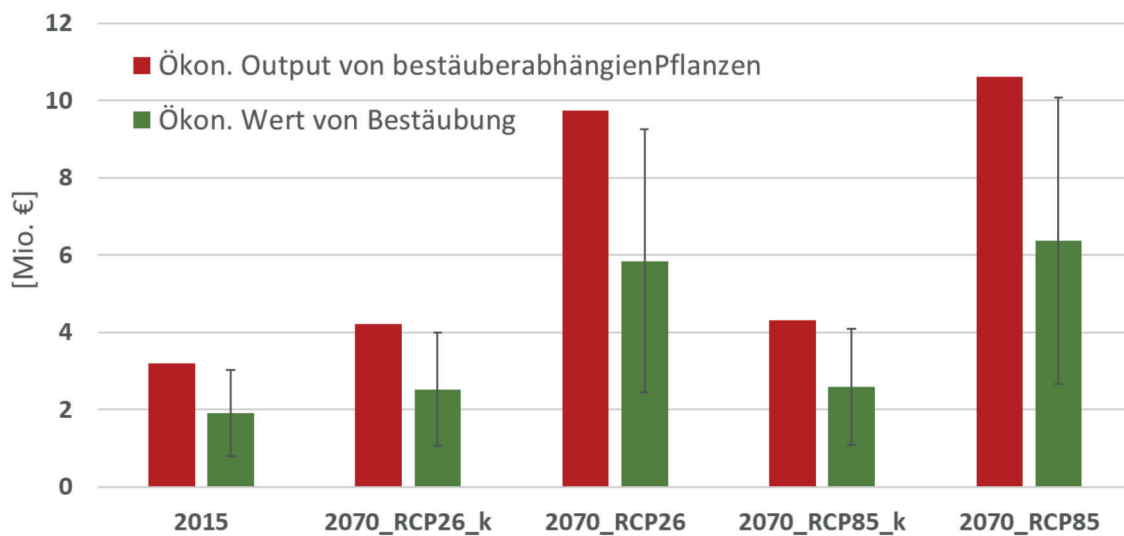


Abbildung 2: Vergleich des ökonomischen Outputs von bestäuberabhängigen Pflanzen mit dem ökonomischen Wert von Bestäubung; 2015 im Vergleich zu 2070 für RCP2.6 und RCP8.5, ohne (_k) und mit Flächenänderung. Fehlerbalken zeigen Minimal- und Maximalwerte der in der Literatur angegebenen Bestäubungsabhängigkeit. Quelle: Eigene Berechnungen, 2023, Datenquellen siehe Kapitel 2.

Die modellierten Landnutzungspfade (häufigstes Ergebnis pro Schlag, n=40) prognostizierten Rückgänge der landwirtschaftlichen Flächen zwischen -5% (RC) und -12% (GE) bis 2070, betroffen war hauptsächlich Grünland (max. -16%). Über alle (klimatischen und sozio-ökonomischen) Szenarien blieben Ackerflächen relativ konstant (max. -2%), wobei der Anteil an bestäuberabhängigen Flächen auf gut 20% der gesamten Ackerflächen im Jahr 2070 anstieg. Trotz unterschiedlicher Annahmen zu Biodiversitätsflächen (Hecken, Blühstreifen) in den sozio-ökonomischen Szenarien haben sich diese Flächen nur marginal verändert (von 1% auf max. 2% der landwirtschaftlichen Fläche).

3.2 Integrierte Analyse

Der ökonomische Output von bestäuberabhängigen Ackerkulturen in der Eisenwurzen betrug im Jahr 2015 knapp 3,2 Mio. EUR. Unter konstanten Flächen erhöhten die prognostizierten Ertragssteigerungen (ca. +30%) den ökonomischen

Output von bestäuberabhängigen Pflanzen im Jahr 2070 in beiden Klimaszenarien auf gut 4 Mio. EUR (siehe Abbildung 2). Unter Berücksichtigung von Flächenänderungen verdreifachte sich dieser Wert sogar auf ca. 10 Mio. EUR. Für den ökonomischen Wert von Bestäubung zeigten sich analoge Steigerungen von initial knapp 2 Mio. EUR auf gut 2.5 Mio. EUR (konstante Flächen) und gut 6 Mio. EUR (mit Flächenänderung +90%) bis 2070.

Die initiale Flächennutzung (siehe Abbildung 3a) zeigt im Norden intensive Ackerbaugebiete mit wenig Waldflächen, während sich extensives Grünland und Almflächen vor allem auf das Hügel- und Bergland in der Mitte der Studienregion konzentrieren. Bis 2070 ergaben sich im landwirtschaftlich intensiv genutzten nordwestlichsten Gebiet nur marginale Flächenaufgaben (<math>< 3\%</math>; siehe Abbildung 3b). Darunter erstreckte sich von West nach Nordosten ein Bereich mit hoher Flächendynamik (bis 10% Flächenaufgaben), in denen stillgelegte landwirtschaftliche Flächen in unmittelbarer Nähe von bebauten Flächen zu Siedlungsflächen und ansonsten zu

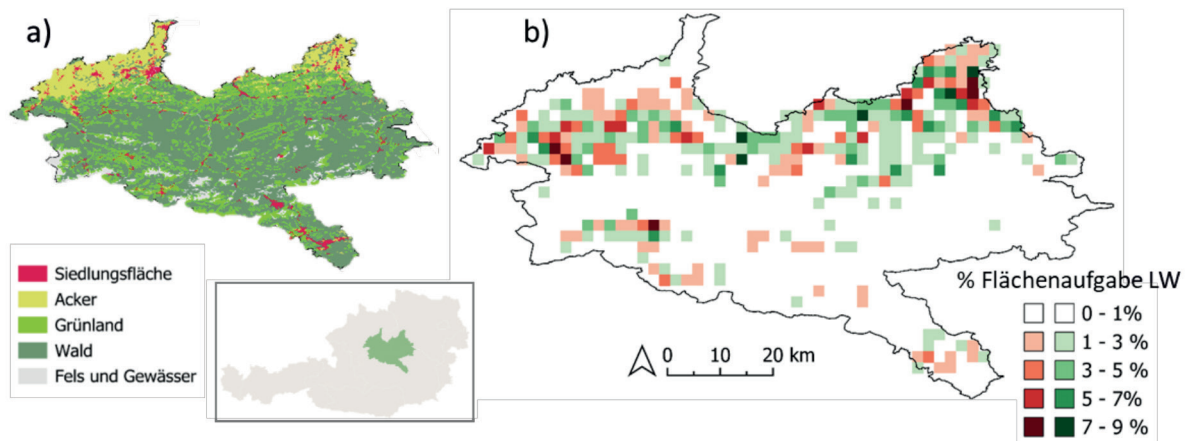


Abbildung 3: Karten der Studienregion mit a) dem Landnutzungsmix 2015 zwischen Siedlung, Acker, Grünland, Wald, Fels und Gewässer und b) der angenommenen Transition von aufgegebenen landwirtschaftlichen Flächen in neuen Wald (grün) oder Siedlung (rot). Quelle: Eigene Berechnungen, 2023, Datenquellen siehe Kapitel 2.

Wald werden. Zudem zeigte diese *Übergangszone* sowie der südlichste Rand der Studienregion eine hohe Flächendiversität von Acker-, Grün-, Wald- und Siedlungsflächen auf mit vielfältigen Habitaten für unterschiedliche Bestäuber. Obwohl in diesen Regionen anfänglich nur geringfügig bestäuberabhängige Ackerkulturen angebaut wurden, ergab sich hier aufgrund der prognostizierten Ertragssteigerungen und des Landnutzungsmixes ein hohes Synergie-Potential zwischen Landwirtschaft und Bestäubern. Für das zentral gelegene *Grünland und Wald dominierte Bergland* zeichnete sich ein Anstieg der Waldflächen aufgrund von Flächenaufgaben ab.

4 Diskussion

Alle Modellprognosen für die Eisenwurzeln weisen bis 2070 eine Verlängerung der Vegetationsperiode aufgrund des ganzjährigen Temperaturanstiegs sowie Veränderungen in der Niederschlags- und Trockenheitsperioden auf.

Bei den Waldflächen haben die Klimaeffekte zu einer Zunahme der Vegetation geführt. Von Bedeutung für Bestäuber ist, dass in der Studienregion neben intensiv genutzten Wäldern durch extensiv bewirtschaftete Kleinwälder und Nationalparks ein vielfältiges Spektrum an Waldbaumstrukturen erhalten bleibt, was auch die Resilienz des Waldes insgesamt fördert (Höltermann, 2020). Für die Landwirtschaft hat sich eine stark vom Klima beeinflusste Konvergenz der Flächentrends gezeigt. Eine bestäuberfreundliche Landnutzung in der Region ist jedoch Voraussetzung für die Realisierung der prognostizierten Ertragssteigerungen bei Raps und Soja. Sowohl die Ertragsprognosen bis 2070 (Jägermeyr et al., 2021) als auch die Bestäuberabhängigkeit von Kulturpflanzen sind mit Unsicherheiten und Wissenslücken behaftet (Gallai et al., 2009; Klein et al., 2006; Zulka and Götzl, 2015). Trotz dieser Unsicherheitsfaktoren passen die modellierten Flächentrends zu anderen Prognosen für die Region (Egger et al., 2022), sowie zur aktuellen Flächenentwicklung in Österreich mit stark steigenden Sojaflächen (GeDaBa,

2022). In der Region hat zudem die Produktion von gentechnikfreiem Soja für Lebensmittel (zum Beispiel Donausoja) in den letzten Jahren zunehmend an Bedeutung gewonnen (Huber, 2019).

Ebenfalls für Wildbestäuber relevant ist, was mit landwirtschaftlichen Flächen nach ihrer Nutzungsaufgabe geschieht. Die Annahmen der qualitativen Analyse unterstreichen für Ackerbaugebiete vor allem die Ausweitung von Siedlungsflächen. Hier gilt es, trotz steigender Versiegelung Bestäuberhabitate zu erhalten und z. B. über Gemeinschafts- und Wohngärten Habitats für Bestäuber zu schaffen und zur Diversität von Bestäubergemeinschaften beizutragen (Baldock et al., 2019).

4.1 Synergie-Strategien

Die relativ konstanten Flächenergebnisse für Biodiversitätsflächen zeigen, dass ausschließlich durch Fördermaßnahmen keine nennenswerte Erhöhung dieser Flächen erreicht werden. Da sich viele der dominanten Bestäuber von Nutzpflanzen bereits durch einfache Maßnahmen fördern lassen (Kleijn et al., 2015), haben wir potentielle Synergie-Strategien identifiziert, um zusätzliche Anreize für bestäuberfreundliche Landnutzung zu schaffen. Diese Strategien sind an die Heterogenität der Studienregion angepasst und berücksichtigen die jeweiligen regionalen Gegebenheiten für die drei aus den Ergebnissen identifizierten Zonen: *intensive Landwirtschaft, Übergangszone, Grünland und Wald dominiertes Bergland*.

In intensiven und flächenbereinigten Kulturlandschaften fehlen häufig geeignete Habitats für Wildbestäuber. Lineare Landschaftselemente (zum Beispiel Heckenreihen) können hier sowohl Bestäuber als auch Ackerkulturen unterschützen, indem sie nicht nur Habitats bereitstellen, sondern auch Wind brechen, Schatten spenden und Wasserverluste reduzieren (Quinkenstein et al., 2009). Zudem bietet die Reduzierung des Insektizid-, Pestizid- und Kunstdüngereinsatzes die Möglichkeit, Bestäuber zu unterstützen (Kovács-Ho-

styánszki et al., 2017) und gleichzeitig die Inputkosten für die landwirtschaftliche Produktion zu senken, wengleich Ersatzmaßnahmen den Einsatz von Arbeitszeit, geeigneten Praktiken und Wissen benötigen. Schließlich ermöglicht es die kleinräumige Landwirtschaft (mittlere Schlaggröße in der Region: 1.9 ha) über heterogene Anbaumuster die Agrarlandschaft zu diversifizieren, wobei sich durch die Integration von Blühstreifen zusätzlich das Trachtangebot verändern und verlängern lässt, was sich ebenfalls positiv auf Bestäuber auswirkt (Kovács-Hostyánszki et al., 2017). In dieser Zone befinden sich auch viele Siedlungsflächen, weshalb bei deren Ausbau die Erhaltung von bestäuberfreundlichen Flächen (Gärten, Blumenwiesen, Kleingärten) wichtig ist (Baldock et al., 2019).

Die Übergangszone weist die heterogenste Landschaft (Acker, Grünland und Wald) sowie ein hohes Potential an Ertragssteigerungen für bestäuberabhängige Ackerkulturen auf. Extensives Grünland und Waldflächen stellen hier vielseitige Bestäuberhabitate zur Verfügung, was großes Potential bietet durch integrale und an den Standort angepasste Landwirtschaft Synergien aus Bestäuberleistungen zu gewinnen. Über biodiversitätsfreundliches Management auf Grünlandflächen können sich die Erträge auf benachbarten Ackerfeldern um bis zu 17% erhöhen (Scheper et al., 2023). Dieses Gebiet verzeichnet auch die größte Flächendynamik mit Transitionen von landwirtschaftlichen Flächen zu Wald und Siedlungsgebieten, weshalb es sich lohnen kann, abzuwägen ob aufgegebene Flächen z. B. als Streuobstwiesen erhalten oder der Verwaltung preisgegeben werden sollten. In den von extensivem Grünland und Almen dominierten, südlichen Bergregionen hingegen, können über Agroforstsysteme wie Streuobstwiesen die höchsten ökosystemaren Vorteile erzielt werden, in dem nicht nur Habitate für Bestäuber geschaffen und erhalten werden, sondern zusätzlich Synergien mit der Tierhaltung (Beschattung; Veissier et al., 2018) sowie gesteigerte Kohlenstoffbindung erreicht werden (Bertsch-Hoermann et al., 2021).

4.2 Limitierungen des Modellverbundes

Die Integration von Klima-, Ertrags-, land- und forstwirtschaftlichen Modellen war sowohl technisch als auch multi- und interdisziplinär ein anspruchsvolles Ziel. Einerseits war die regionale Modellparametrisierung und -initialisierung mit erheblichen Herausforderungen hinsichtlich Verfügbarkeit historischer Daten sowie der Integration lokaler Spezifikationen verbunden, da die verwendeten globalen Modelle nicht auf die Integration regionale Besonderheiten ausgelegt sind. Zudem gehen in einem aggregierten Grid von 3x3 km bestäuberrelevante Informationen wie kleinräumige Heterogenität verloren. Für zukünftige Modellierungen hat sich gezeigt, dass die Adaption hochaggregierter Modelle für sub-nationale Studienregionen dadurch sehr problembehaftet ist und die Vergleichbarkeit (gleiche Systemgrenzen und Modellannahmen) zwischen Europäischen Studienregionen, wie sie hier angedacht war, durch andere methodische Vorgehensweisen erreicht werden muss. An-

dererseits benötigt die Harmonisierung des Modellverbundes und seiner Schnittstellen ein hohes Maß an Bereitschaft für interdisziplinäre Kooperation und Offenheit gegenüber anderen Modellen und Modellierungslogiken. So konnten z. B die Waldmodelle nur Veränderungen der Landnutzungsintensität unterscheiden, während das ABM für landwirtschaftliche Flächen, außer Grünland mit der Unterscheidung intensiv/extensiv, nur Veränderungen in der Landbedeckung modellieren konnte. Ebenfalls unberücksichtigt blieb die Unterscheidung zwischen konventionellem und ökologischem Landbau. Des Weiteren konnten nicht alle relevanten Informationen im Modellverbund verarbeitet werden. Die Zunahme von Wetterextremereignissen ist eine Schlüsselinformation aus den Klimasimulationen, die sich auf Wald, Landwirtschaft und Wildbestäuber auswirkt, was aber von keinem der nachgelagerten Modelle vollständig integriert werden konnte. Zukünftige Versuche einer interdisziplinären Zusammenarbeit und Modellierung der komplexen Wechselwirkungen zwischen Bestäubern, Klima, Landnutzung und Ernteerträgen benötigen adäquate Modelle, permanente und offene Zusammenarbeit innerhalb der Wissenschaft, sowie eine transparente und ehrliche Kommunikation zwischen Forschung und Praxis.

Ein problematischer Punkt bei der systematischen Kopplung von mehreren Modellen sind zudem exponentiell zunehmende Unsicherheiten der Modellierungsergebnisse (Walker et al., 2003). Dies hat folglich bedeutende Auswirkungen auf die Validität der Ergebnisse. Die Einbindung von regionalen Stakeholder*innen bietet eine Möglichkeit für die Validierung interdisziplinärer Modellergebnisse (Tobi und Kampen, 2018), was auch aufgrund der COVID-19 Pandemie in diesem Projekt begrenzt möglich war. Letztendlich wurde darauf fokussiert die Stärke des Einflusses einzelner Parameter auf Wildbestäuber besser zu verstehen, wengleich auch hier die quantitative Modellierung häufig an Grenzen gestoßen ist. Dennoch bieten die Erfahrungen aus dem Modellverbund wichtige Erkenntnisse für die interdisziplinäre Zusammenarbeit bei zukünftigen Projekten hinsichtlich der Modellintegration und dem Umgang mit Unsicherheiten.

Trotz aller Datenlücken und Unsicherheiten in der Modellierung konnten wir mit Hilfe des Modellverbunds eine Reihe von möglichen Trajektorien für die Studienregion erstellen, welche auf dem Zusammenspiel von Klima, Landwirtschaft und Waldbewirtschaftung beruhen. Unsere Ergebnisse haben gezeigt, dass sowohl Klima- als auch Landnutzungsänderungen wichtige Treiber für die Entwicklung von Wildbestäubern sind. Der prognostizierte Anstieg von bestäuberabhängigen Ackerkulturen hebt zudem die ökonomische Bedeutung von Bestäuberleistungen hervor. Allerdings hat sich auch gezeigt, dass gerade das für Wildbestäuber wichtige extensive Grünland besonders stark von der Nutzungsaufgabe betroffen war und dass Fördermaßnahmen ein unzureichendes Instrument waren, um deutlichere Veränderungen in der Flächenzusammensetzung zu bewirken. Daher ist es besonders wichtig, auf die Vorteile von Strategien hinzuweisen, die Synergien zwischen Landnutzung und Wildbestäubern schaffen.

Danksagung

Das Projekt MAPPY (Multisectoral analysis of climate and land use change impacts on pollinators, plant diversity and crops yields) wurde mit Mitteln der FFG (grant number 871992) unter ERAnet AXIS 2018 unterstützt.

Wir danken allen Kolleg*innen aus dem MAPPY-Projekt für die Zusammenarbeit.

Literaturverzeichnis

- Aizen, M., Garibaldi, L., Cunningham, S. und Klein, A. (2008) Long-Term Trends in Crop Yield and Production Reveal No Current Pollination Shortage but Increasing Pollinator Dependency. *Current Biology*, 18, 1572-1575. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2008.08.066>.
- Baldock, K., Goddard, M., Hicks, D., Kunin, W., Mitsuhanas, N., Morse, H., Osgathorpe, L., Potts, S., Robertson, K., Scott, A., Staniczenko, P., Stone, G., Vaughan, I. und Memmott, J. (2019) A systems approach reveals urban pollinator hotspots and conservation opportunities. *Nature Ecology & Evolution*, 3, 3, 363-373. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0769-y>.
- Bertsch-Hoermann, B., Egger, C., Gaube, V. und Gingrich, S. (2021) Agroforestry trade-offs between biomass provision and aboveground carbon sequestration in the alpine Eisenwurzen region, Austria. *Regional Environmental Change*, 21,77. <https://doi.org/10.1007/s10113-021-01794-y>.
- Bugin, G., Lenzi, L., Ranzani, G., Barisan, L., Porrini, C., Zanella, A. und Bolzonella, C. (2022) Agriculture and Pollinating Insects. No Longer a Choice but a Need: EU Agriculture's Dependence on Pollinators in the 2007-2019 Period. *Sustainability*, 14, 6, 3644. <https://doi.org/10.3390/su14063644>.
- Clough, Y., Kirchweger, S. und Kantelhardt, J. (2020) Field sizes and the future of farmland biodiversity in European landscapes. *Conservation Letters*, 13, 6. <https://doi.org/10.1111/conl.12752>.
- data.gv.at (2015) INVEKOS-Schläge. URL:<https://www.data.gv.at/katalog/dataset/6f0b2311-1373-40a9-9e83-1fad54b3de91> (25.04.2020).
- Dullinger, I., Gattringer, A., Wessely, J., Moser, D., Plutzer, C., Willner, W., Egger, C., Gaube, V., Haberl, H., Mayer, A., Bohner, A., Gilli, C., Pascher, K., Essl, F. und Dullinger, S. (2020) A socio-ecological model for predicting impacts of land-use and climate change on regional plant diversity in the Austrian Alps. *Global Change Biology*, 26, 4, 2336-2352. <https://doi.org/10.1111/gcb.14977>.
- European Commission (2021) EU biodiversity strategy for 2030. URL: <https://doi.org/10.2779/677548> (15.12.2023).
- Gallai, N., Salles, J., Settele, J. und Vaissière, B. (2009) Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics*, 68, 810-821. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.06.014>.
- Gathmann, A. und Tschardt, T. (2002) Foraging ranges of solitary bees. *Animal Ecology*, 71, 757-764. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.2002.00641.x>.
- GeDaBa (Gemeindedatenbank) (2022) Agrarförderungen. URL:<https://gedaba.agrarforschung.at/query/9;tab=0;settings=0> (25.04.2022).
- GeoSphere Austria (2023) Klimakarten. URL:<https://www.data.gv.at/katalog/dataset/51bdc6dc-25ac-41de-b8f3-938f9056af62#resources> (15.12.2023).
- Hickler, T., Smith, B., Sykes, M., Davis, M., Sugita, S. und Walker, K. (2004) Using a Generalized Vegetation Model to Simulate Vegetation Dynamics in Northeastern USA. *Ecology*, 85, 519-530. <https://doi.org/10.1890/02-0344>.
- Höltermann, A. (2020) Forests under a changing climate: increasing adaptability and resilience through diversity and heterogeneity. Bonn. URL: https://www.dora.lib4ri.ch/wsl/islandora/object/wsl%3A25618/datastream/PDF/H%C3%B6ltermann-2020-Forests_under_a_changing_climate-%28published_version%29.pdf.
- Huber, H. (2019) Bauernland Oberösterreich. Linz: LFW. URL: www.land-oberoesterreich.gv.at
- Inouye, D. (2020) Effects of climate change on alpine plants and their pollinators. *New York Academy of Sciences*, 1469, 26-37. <https://doi.org/10.1111/nyas.14104>.
- Jacquemin, I., Berckmans, J., Henrot, A., Dury, M., Tychon, B., Hambuckers, A., Hamdi, R. und François, L. (2021) Using the CARAIB dynamic vegetation model to simulate crop yields in Belgium. *Geo-Eco-Trop*, 44, 4, 541-552. <https://hdl.handle.net/2268/256139>.
- Jägermeyr, J., Müller, C., Ruane, A., Elliott, J., Balkovic, J., Castillo, O., Faye, B., Foster, I., Folberth, C., Franke, J., Fuchs, K., Guarin, J., Heinke, J., Hoogenboom, G., Iizumi, T., Jain, A., Kelly, D., Khabarov, N., Lange, S., Lin, T., Liu, W., Mialyk, O., Minoli, S., Moyer, E.J., Okada, M., Phillips, M., Porter, C., Rabin, S., Scheer, C., Schneider, J.M., Schyns, J., Skalsky, R., Smerald, A., Stella, T., Stephens, H., Webber, H., Zabel, F. und Rosenzweig, C. (2021) Climate impacts on global agriculture emerge earlier in new generation of climate and crop models. *Nature Food*, 2, 11, 873-885. <https://doi.org/10.1038/s43016-021-00400-y>.
- Kirchweger, S., Clough, Y., Kapfer, M., Steffan-Dewenter, I. und Kantelhardt, J., 2020. Do improved pollination services outweigh farm-economic disadvantages of working in small-structured agricultural landscapes? – Development and application of a bio-economic model. *Ecological Economics*, 169. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.106535>.
- Kleijn, D., Winfree, R., Bartomeus, I., Carvalheiro, L., Henry, M., Isaacs, R., Klein, A., Kremen, C., M'Gonigle, L., Rader, R., Ricketts, T., Williams, N., Lee Adamson, N., Ascher, J.S., Báldi, A., Batáry, P., Benjamin, F., Biesmeijer, J., Blitzer, E., Bommarco, R., Brand, M., Bretagnolle, V., Button, L., Cariveau, D., Chifflet, R., Colville,

- J., Danforth, B., Elle, E., Garratt, M., Herzog, F., Holzschuh, A., Howlett, B., Jauker, F., Jha, S., Knop, E., Krewenka, K., Le Féon, V., Mandelik, Y., May, E., Park, M., Pisanty, G., Reemer, M., Riedinger, V., Rollin, O., Rundlöf, M., Sardiñas, H., Scheper, J., Sciligo, A., Smith, H., Steffan-Dewenter, I., Thorp, R., Tschardtke, T., Verhulst, J., Viana, B., Vaissière, B., Veldtman, R., Ward, K., Westphal, C. und Potts, S. (2015) Delivery of crop pollination services is an insufficient argument for pollinator conservation. *Nature Communications*, 6, 1, 7414. <https://doi.org/10.1038/ncomms8414>.
- Klein, A., Vaissière, B., Cane, J., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S., Kremen, C. und Tschardtke, T., (2006) Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Biological Sciences*, 274, 1608, 303-313. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3721>.
- Kovács-Hostyánszki, A., Espíndola, A., Vanbergen, A., Settele, J., Kremen, C. und Dicks, L. (2017) Ecological intensification to mitigate impacts of conventional intensive land use on pollinators and pollination. *Ecology Letters*, 20, 5, 673-689. <https://doi.org/10.1111/ele.12762>.
- Minoli, S., Jägermeyr, J., Asseng, S., Urfels, A. und Müller, C. (2022) Global crop yields can be lifted by timely adaptation of growing-periods to climate change. *Nature Communications*, 13, 1, 7079. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-34411-5>.
- Moss, R., Edmonds, J., Hibbard, K., Manning, M., Rose, S., van Vuuren, D., Carter, T., Emori, S., Kainuma, M., Kram, T., Meehl, G., Mitchell, J., Nakicenovic, N., Riahi, K., Smith, S., Stouffer, R., Thomson, A., Weyant, J. und Wilbanks, T. (2010) The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature*, 463, 7282, 747-756. <https://doi.org/10.1038/nature08823>.
- Quinkenstein, A., Wöllecke, J., Böhm, C., Grünewald, H., Freese, D., Schneider, B. und Hüttl, R. (2009) Ecological benefits of the alley cropping agroforestry system in sensitive regions of Europe. *Environmental Science & Policy*, 12, 8, 1112-1121. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2009.08.008>.
- Scheper, J., Badenhauer, I., Kantelhardt, J., Kirchweyer, S., Bartomeus, I., Bretagnolle, V., Clough, Y., Gross, N., Raemakers, I., Vilà, M., Zaragoza-Trello, C. und Kleijn, D. (2023) Biodiversity and pollination benefits trade-off against profit in an intensive farming system. *Ecology*, 120, 28. <https://doi.org/10.1073/pnas.2212124120>.
- Schulp, C., Lautenbach, S. und Verburg, P. (2014) Quantifying and mapping ecosystem services: Demand and supply of pollination in the EU. *Ecological Indicators*, 36, 131-141. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.07.014>.
- Simon-Delso, N., Aebi, A., Arnold, G., Bonmatin, J., Hatjina, F., Medrzycki, P. und Sgolastra, F. (2021) Maximize EU pollinator protection. *Science*, 373, 6552, 290. <https://doi.org/10.1126/science.abj8116>.
- Sirami, C., Caplat, P., Popy, S., Clamens, A., Arlettaz, R., Jiguet, F., Brotons, L. und Martin, J. (2017) Impacts of global change on species distributions: obstacles and solutions. *Global Ecology and Biogeography*, time.
- Statistik Austria (2023) Bevölkerungszahlen. URL: <https://statcube.at/statistik.at/ext/statcube/jsf/dataCatalogueExplorer.xhtml> (15.12.2023).
- Statistik Austria (2021) Agrarstrukturerhebung. URL: <https://statcube.at/statistik.at/ext/statcube/jsf/dataCatalogueExplorer.xhtml> (05.04.2021).
- Titeux, N., Henle, K., Mihoub, J., Regos, A., Geijzendorffer, I., Cramer, W., Verburg, P. und Brotons, L., (2016) Biodiversity scenarios neglect future land-use changes. *Global Change Biology*, 22, 7, 2505-2515. <https://doi.org/10.1111/gcb.13272>.
- Tobi, H. und Kampen, J. (2018) Research design: the methodology for interdisciplinary research framework. *Quality & Quantity*, 52, 3, 1209-1225. <https://doi.org/10.1007/s11135-017-0513-8>.
- Turner, G. und Baynes, T. (2010) Soft-coupling of national biophysical and economic models for improved understanding of feedbacks. *Environmental Policy & Governance*, 20, 4, 270-282. <https://doi.org/10.1002/eet.551>.
- Ugolotti, A., Anders, T., Lanssens, B., Hickler, T., François, L. und Tölle, M. (2023) Impact of bias correction on climate change signals over Europe and the Iberian Peninsula. *Frontiers in Environmental Science*, 11. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1116429>.
- Veissier, I., Vanlaer, E., Palme, R., Moons, C., Ampe, B., Sonck, B., Andanson, S. und Tuytens, F. (2018) Heat stress in cows at pasture and benefit of shade in a temperate climate region. *Biometeorology*, 62, 4, 585-595. <https://doi.org/10.1007/s00484-017-1468-0>.
- Walker, W., Harremoës, P., Rotmans, J., van der Sluijs, J., van Asselt, M., Janssen, P. und von Krauss, M. (2003) Defining Uncertainty: A Conceptual Basis for Uncertainty Management. *Integrated Assessment*, 4, 1, 5-17. <https://doi.org/10.1076/iaij.4.1.5.16466>.
- Zulka, K. und Götzl, M. (2015) Ecosystem Services: Pest Control and Pollination. In: Steininger, K. W., König, M., Bednar-Friedl, B., Kranzl, L., Loibl, W. und Pretenthaler, F. (Hrsg.) *Economic Evaluation of Climate Change Impacts*. Heidelberg: Springer, 169-189. https://doi.org/10.1007/978-3-319-12457-5_10.