

Aus der Professur für Phytomedizin
Der Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät

Mehrjährige Wildpflanzenmischungen
-
**Ökosystemdienstleistungen und Auswirkungen von
Managementmaßnahmen.**

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades
Doktor der Agrarwissenschaften (*doctor agriculturae* (Dr. agr.))

an der Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät
der Universität Rostock

Vorgelegt von M.Sc. Laura Elisabeth Tamms

Rostock

Rostock, 03.04.2025

Gutachter:

Prof. Dr. Bärbel Gerowitt, Universität Rostock, AUF, Phytomedizin

Prof. Dr. Jens Dauber, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei, Institut für Biodiversität

Prof. Dr. Sabine Tischew, Hochschule Anhalt, Fachbereich 1 – Landwirtschaft, Ökotropologie und Landschaftsentwicklung, Vegetationskunde und Landschaftsökologie

Jahr der Einreichung: 2025

Jahr der Verteidigung: 2025

ZUSAMMENFASSUNG

Im Bereich der Agrarwissenschaften gewinnt die Erforschung alternativer Anbaumethoden für Energiepflanzen zunehmend an Bedeutung. Vor dem Hintergrund agrar- und energiepolitischer Rahmenbedingungen der EU und Deutschlands werden Wildpflanzenstreifen als nachhaltige Option für die Biogasproduktion betrachtet. Diese Wildpflanzenstreifen vereinen ökonomische und ökologische Vorteile, insbesondere die Förderung der Biodiversität, und entsprechen damit den Zielen einer umweltgerechteren Landwirtschaft. Besonders langblühende Wildpflanzenstreifen bieten verbesserte Lebensbedingungen für die Fauna.

Während ihrer mehrjährigen Standzeit unterliegen Wildpflanzenstreifen dynamischen Veränderungen. Bestimmte Pflanzenarten können dominieren, andere verdrängen und so die angestrebte Artenvielfalt beeinträchtigen. Pflegemaßnahmen wie Rückschnitt oder Ausdünnung finden in der Praxis selten Anwendung. Die Unkrautkontrolle gestaltet sich aufgrund des dichten Pflanzenbestands schwierig. Zusätzlich besteht das Risiko, wenn angrenzende Kulturpflanzen mit Herbiziden behandelt werden, dass diese in benachbarte Wildpflanzenstreifen eindringen. Dies könnte selbst bei Einsatz von abdriftmindernden Technologien nicht vollständig ausgeschlossen werden. Bereits minimale Einträge von Pflanzenschutzmitteln können die Artenzusammensetzung in Wildpflanzenstreifen beeinflussen.

Die vorliegende Dissertation befasst sich mit der Vegetationsdynamik einer mehrjährigen Wildpflanzenmischung sowie ihren Beiträgen zu Ökosystemdienstleistungen. Sie konzentriert sich auf die Analyse der Pflanzendichte und den Artenreichtum der ausgesäten Mischungsarten (Wildpflanzen) und der spontan gewachsenen Begleitflora (Spontanvegetation) während der Standzeit der Wildpflanzenstreifen. Im Mittelpunkt der Untersuchung stand dabei die Biogas-Mischung „BG70“ und die drei zentralen Forschungsthemen:

1. Prüfen der Anbaustabilität und zeitliche Vegetationsdynamik der Wildpflanzenmischung unter verschiedenen Standortbedingungen.
2. Bewerten von Managementmaßnahmen „mechanische Pflege“ im Herbst und „Herbizidanwendungen auf Nachbarflächen“.
3. Untersuchung der Ökosystemdienstleistungen Blühdauer und Samenbereitstellung in Abhängigkeit vom Alter der Wildpflanzenstreifen.

In Bezug auf Forschungsthema 1 wurden zwischen 2014 und 2020 an vier Standorten in Norddeutschland Freilandversuche mit Wildpflanzenstreifen durchgeführt. An diesen Standorten wurden die Versuche nach der gleichen Methode bewirtschaftet. An allen

Standorten konnte eine einheitliche Vegetationsdynamik im Wildpflanzenstreifen beobachtet werden. Die Etablierungsphase des Wildpflanzenstreifens war von einer hohen Pflanzendichte der Spontanvegetation geprägt. Mit zunehmender Standzeit der Wildpflanzenstreifen nahm die Pflanzendichte der Spontanvegetation kontinuierlich ab, während der Artenreichtum der Spontanvegetation weitgehend unverändert blieb. Im Gegensatz dazu verringerte sich der Artenreichtum der ausgesäten Wildpflanzen signifikant über die Standzeit, während ihre Pflanzendichte zunahm. Von den ursprünglich 23 Arten der Wildpflanzenmischung etablierten sich im Durchschnitt nur fünf Wildpflanzen. Die Anbaustabilität der Wildpflanzenmischung entsprach nicht den prognostizierten Erwartungen, dennoch entwickelten sich einige der ausgesäten Mischungsarten erfolgreich und konnten die wachsende Spontanvegetation wirksam verdrängen. An keinem der untersuchten Standorte wurde eine Zunahme der Pflanzendichte der Spontanvegetation beobachtet.

Die Untersuchungen zum Forschungsthema 2 zur Wirkung von „Herbizidanwendungen auf Nachbarflächen“ zeigten keinen direkten Einfluss auf die ausgesäten Wildpflanzenarten. Allerdings wurde eine verringerte Artenvielfalt innerhalb der Spontanvegetation beobachtet. Die durchgeführte mechanische Pflege führte sowohl zu einer Erhöhung der Pflanzendichte als auch des Artenreichtums der Wildpflanzen, während sich bei der Spontanvegetation eine kontinuierliche Abnahme der Pflanzendichte zeigte. Die Wirkung der mechanischen Pflege war zudem standjahrspezifisch. Während sie bei der Spontanvegetation in allen Standjahren die Pflanzendichte und die Artenvielfalt steigerte, war dieser Effekt bei den Wildpflanzenarten erst ab dem fünften Standjahr nachweisbar. Insgesamt wiesen die mechanisch gepflegten Wildpflanzenstreifen eine geringere Diversität der Wildpflanzen auf als die unbehandelten Wildpflanzenstreifen.

Die letzte Untersuchung zeigte, dass die Wildpflanzenmischung BG 70 zur Verbesserung der Nahrungsverfügbarkeit für die Fauna beiträgt. Während der gesamten Vegetationsperiode stand ein stetiges Angebot an Blüten und Samen zur Verfügung. Insbesondere in den zweijährigen Wildpflanzenstreifen war die Blütenvielfalt und Samendichte am höchsten. Die Spontanvegetation stellte im Frühsommer ein bedeutendes Blütenangebot für die Fauna und spielte somit eine zentrale Rolle für deren Erhalt. Ab Mitte August ergänzten die ausgesäten Wildpflanzen dieses Angebot und sicherten durch ihre Samen ein wichtiges Nahrungsangebot für Insekten und samenfressende Tiere. Ab dem zweiten Standjahr des Wildpflanzenstreifens blieben die Samendichten und der Artenreichtum der Samen der Wildpflanzen über die Standzeit konstant. Im Gegensatz dazu nahmen sowohl die Dichte und der Artenreichtum der Samen der Spontanvegetation mit zunehmendem Alter der Wildpflanzenstreifen ab.

Die Erkenntnisse dieser Langzeitstudie verdeutlichen sowohl die Herausforderungen und das Potenzial von Wildpflanzenstreifen zur Förderung der Biodiversität in Agrarlandschaften.

SUMMARY

In the field of agricultural science, there is an increasing focus on alternative cultivation methods for energy crops. Against the backdrop of agricultural and energy policy frameworks of the European Union and Germany, perennial wildflower mixtures are being considered as a sustainable option for biogas production.

These wildflower strips combine economic and ecological benefits, especially the promotion of biodiversity and thereby in line with the objectives of more environmentally sustainable agriculture. In particular, long-flowering wildflower strips offer improved habitat conditions for wildlife. Wildflower strips undergo dynamic transformations throughout their five-year lifespan (cropping seasons). Certain plant species may become dominant and suppressing others and thus diminishing the intended biodiversity. Mechanical or manual maintenance measures such as cutting back or thinning, are not commonly practice. Weed control proves to be challenging due to the dense vegetation structure. Furthermore, there is a risk that herbicides applied to adjacent crops may drift into neighboring wildflower strips. Despite the use of drift-reducing technologies, complete prevention of herbicide drift cannot be guaranteed. Even minimal herbicide inputs can affect the species composition within wildflower strips.

This dissertation investigates the vegetation dynamics of a perennial wildflower strip and its contributions to ecosystem services. The research focuses on analyzing both the plant density and species richness of the plants from the wildflower mixture (sown crop species) and the weeds. The focus of the investigation was the biogas perennial wildflower mixtures "BG70" and the exploration of three primary research questions:

- 1) Assessment of cultivation stability and temporal vegetation dynamics of the wildflower strips under varying site conditions.
- 2) Evaluating the effects of mechanical maintenance and the influence of plant protection measures applied in neighboring agriculture areas.
- 3) Investigation of the ecosystem service flowering time and seed provision depending on the age of the wildflower strips.

Regarding research questions 1, between 2014 and 2020, field trials with wildflower strips were conducted at four locations in northeast Germany. These locations were managed according to the same methodological guidelines. Across all sites, similar vegetation dynamics within the wildflower strips were observed. The first year of the wildflower strips were characterized by a high weed plant density. However, as the wildflower strips aged, weed plant density steadily declined, while weed species richness remained largely constant. In contrast, the species richness of the sown crops decreased significantly over time, while

their plant density increased. Of the original 23 species in the flower mixture, an average of only five species successfully established. Although the cultivation stability of the wild plant mixture did not meet initial expectations, several sown crop species developed successfully and were able to effectively outcompete the invading weeds. At none of the study sites was an increase in weed plant density observed.

The investigations relating to research questions 2 “the influence of plant protection measures applied in neighboring agriculture areas” showed no direct influence on the sown crop species. However, reduced species diversity within the weeds was observed. The mechanical maintenance led to an increase in both the plant density and the species richness of the sown crop species, while the weeds showed a continuous decrease in plant density. The effect of mechanical maintenance was also specific to the year of the wildflower strips. Although for weeds it increased plant density and species diversity in all years, the same effect was only observed for the sown crop species from the fifth year onwards. Overall, the mechanically maintained wildflower strips showed a lower diversity of sown crop species compared to the untreated wildflower strips.

The last investigation showed that the perennial wildflower mixtures BG 70 provided a continuous supply of flowers and seeds throughout the entire vegetation period. Particularly in the two-year-old wildflower strips, flower diversity and seed density were highest. Weed provided a significant flower supply for fauna in early summer and thus played a central role in their preservation. From mid-August, the sown crop species supplemented this supply and ensured an important food supply for insects and seed-eating animals through their seeds. Starting from the second year of the flower strip, the seed densities and species richness of the seeds of sown crop remained constant over the time. In contrast, both the density and species richness of the seeds of weed decreased with increasing age of the wildflower strips. The long-term study highlights both the challenges and the potential of wildflower strips to promote biodiversity in agricultural landscapes.

INHALTSVERZEICHNIS

ZUSAMMENFASSUNG.....	I
SUMMARY	II
INHALTSVERZEICHNIS.....	IV
ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	1
1. ALLGEMEINE EINLEITUNG	1
1.1. HINTERGRUND	1
1.2. FORSCHUNGSZIEL UND HYPOTHESEN	6
1.3. AUFBAU DER DISSERTATION.....	7
2. ALLGEMEIN ZUM VERSUCH	8
2.1. WILDPFLANZENMISCHUNG.....	8
2.2. VERSUCHSDESIGN	9
2.3. AUSSAAT UND ERNTE.....	11
2.4. FELDERHEBUNGEN.....	12
2.5. VERSUCHSSTANDORTE	13
2.6. BEZEICHNUNGEN UND ABKÜRZUNGEN.....	13
2.7. ANHANG.....	13
3. PRÜFEN DER ANBAUSTABILITÄT UND ZEITLICHE VEGETATIONSDYNAMIK DER WILDPFLANZENMISCHUNG BG 70 UNTER VERSCHIEDENEN STANDORTBEDINGUNGEN.....	15
ABSTRACT.....	15
5. INTRODUCTION.....	16
6. MATERIALS AND METHODS.....	17
7. RESULTS	21
7.1. WEED SPECIES	21
7.2. WEED DENSITY AND DIVERSITY.....	21
7.3. CROP DENSITY AND DIVERSITY	23
7.4. THREE-YEAR WEED DENSITIES IN THE TWO SET-UPS.....	24
8. DISCUSSION.....	25
AUTHOR CONTRIBUTIONS.....	28
FUNDING.....	28
INSTITUTIONAL REVIEW BOARD STATEMENT	28
INFORMED CONSENT STATEMENT	28
DATA AVAILABILITY STATEMENT	28
ACKNOWLEDGMENTS	28
CONFLICTS OF INTEREST.....	29

APPENDIX A	29
REFERENCES	32
4. BEWERTEN VON MANAGEMENTMAßNAHMEN MECHANISCHE PFLEGE IM HERBST UND HERBIZIDANWENDUNGEN AUF NACHBARFLÄCHEN.	35
4.1. ZUSAMMENFASSUNG.....	35
4.2. ABSTRACT	36
4.3. EINLEITUNG	37
4.4. MATERIAL UND METHODEN	39
4.5. ERGEBNISSE	45
4.6. DISKUSSION.....	53
4.7. FINANZIERUNG	56
4.8. DANKSAGUNG	56
4.9. LITERATUR.....	56
5. UNTERSUCHUNG DER ÖKOSYSTEMDIENSTLEISTUNGEN BLÜHDAUER UND SAMENBEREITSTELLUNG IN ABHÄNGIGKEIT VOM ALTER DER WILDPFLANZENSTREIFEN	60
5.1. ZUSAMMENFASSUNG.....	60
5.2. ABSTRACT	60
5.3. EINLEITUNG	61
5.4. MATERIAL UND METHODEN	63
5.5. ERGEBNISSE	65
5.6. DISKUSSION.....	70
5.7. FINANZIERUNG	74
5.8. DANKSAGUNG	74
5.9. ANHANG.....	74
5.10. LITERATUR.....	75
6. ALLGEMEINE DISKUSSION.....	79
6.1. DISKUSSION	79
II. ALLGEMEINE LITERATUR	83
III. DANKSAGUNG	87
IV. EIDESSTATTLICHE VERSICHERUNG	88
V. LEBENSLAUF	89
VI. PUBLIKATIONSLISTE UND AUTORENBEITRÄGE	90

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

Abb.	Abbildung
ANOVA	Analysis of variance
BG	Biogasmischung
EEG	Erneuerbare-Energien-Gesetz
EPPO	European and Mediterranean Plant Protection Organization
F.A.N.Z.	Für Ressourcen, Agrarwirtschaft & Naturschutz mit Zukunft
Fig.	Figure
GAP	Gemeinsame Agrarpolitik
GPS	Global Positioning System
Kap.	Kapitel
Nawaro	Nachwachsende Rohstoffe
Pfl.	Pflanze
PVC	Polyvinylchlorid
Tab.	Table/Tabelle
Unk	Spontanvegetation
vgl.	Vergleich

1. ALLGEMEINE EINLEITUNG

1.1. HINTERGRUND

In den letzten Jahrzehnten hat die Landwirtschaft vor dem Hintergrund wachsender globaler Herausforderungen wie dem Klimawandel, dem Rückgang der Artenvielfalt und dem steigenden Bedarf an nachhaltiger Produktion eine Neuausrichtung erfahren. Während technologische Fortschritte und intensive Bewirtschaftungsmethoden im vergangenen Jahrhundert die Produktivität erheblich steigerten, führten diese auch zu ökologischen Belastungen. Der verstärkte Einsatz von Pflanzenschutzmitteln und Düngemitteln, die Reduktion von Anbaudiversität und der Verlust von Landschaftselementen wie Hecken, Feldgehölzen und Söllen führten zu einem großen Rückgang der Biodiversität in Agrarökosystemen (Brühl and Zaller, 2021; Emmerson et al., 2016).

Aktuelle agrarpolitische Strategien, insbesondere die Reformen der Gemeinsamen Agrarpolitik der Europäischen Union, setzen verstärkt auf die Förderung einer ökologisch und ökonomisch nachhaltigen Landwirtschaft. Finanzielle Anreize ermutigen Landwirte, Biodiversitätsmaßnahmen umzusetzen, etwa durch die Einrichtung von Wildpflanzenstreifen, die Rückführung von Landschaftselementen oder den Verzicht auf den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln. Insbesondere Wildpflanzenstreifen bieten eine Schnittstelle zwischen ökologischer Verantwortung und landwirtschaftlicher Nutzung. Die Bereitschaft der Landwirte, Biodiversitätsmaßnahmen umzusetzen, ist ein entscheidender Faktor zur Förderung der biologischen Vielfalt in Agrarökosystemen. Die Umstellung von Bewirtschaftungspraktiken auf landwirtschaftlichen Anbauflächen kann die biologische Vielfalt deutlich steigern (Batáry et al., 2015). Agrarumweltprogramme zielen darauf ab, den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln zu reduzieren, die biologische Vielfalt zu schützen und Landschaftselemente wiederherzustellen. Die Akzeptanz dieser Agrarumweltprogramme hängt von der Höhe der Ausgleichszahlungen sowie der einfachen Integration der Maßnahmen in die landwirtschaftliche Praxis ab (Sattler & Nagel, 2010; Sutherland, 2010).

Parallel zu den Bemühungen um den Erhalt der Biodiversität gewinnt die Umstellung auf Erneuerbare Energien in der Landwirtschaft zunehmend an Bedeutung. Technologien wie Solarenergie, Windkraft und Biogas bieten Landwirten die Möglichkeit, ihre Energiebedürfnisse nachhaltig zu decken und ihre Abhängigkeit von fossilen Brennstoffen zu verringern. Insbesondere die Nutzung von Biomasse und anderen nachwachsenden Rohstoffen zur Energiegewinnung trägt zur Reduktion von klimaschädlichem CO₂-Ausstoß bei. Die Europäische Union hat sich verpflichtet, ihre Treibhausgasemissionen bis 2030 um mindestens 40 % im Vergleich zu 1990 zu senken und den Anteil Erneuerbarer Energien zu

steigern, um den Anforderungen des Pariser Abkommens gerecht zu werden und eine klimaneutrale Zukunft zu ermöglichen (Europäische Kommission, 2018).

In Deutschland verfolgt die Politik mit dem „Erneuerbare-Energien-Gesetz“ (EEG) das Ziel, den Ausbau erneuerbarer Energien zu fördern und die Energieversorgung zunehmend auf nachhaltige Quellen umzustellen. Dies soll einen entscheidenden Beitrag zur Erreichung der nationalen Klimaschutzziele leisten (BMU, 2021). Insbesondere durch die Integration von erneuerbaren Energien in die Landwirtschaft könnte nicht nur eine nachhaltige Energieversorgung erreicht werden, sondern ein bedeutender Beitrag zum Klimaschutz geleistet werden. Mit der EEG-Novelle 2004, die den Nawaro-Bonus einführt, eine Zuzahlung für Strom aus nachwachsenden Rohstoffen, kam es in der Landwirtschaft zu einem sogenannten „Maisboom“. Mais ist einfach anzubauen und hat hohe Erträge, sodass er effektiv für die Biomasseproduktion verwendet werden kann. Viele landwirtschaftliche Betriebe haben unrentable Flächen, Brachflächen und Grünland, die ursprünglich Lebensraum für Tiere und seltene Pflanzen waren, in Ackerland umgewandelt, um die Maisanbaufläche zu erweitern. Die Folgen sind die Reduzierung von Habitaten für Flora und Fauna und der damit verbundene Verlust an Biodiversität in den Agrarlandschaften (Marshall & Moonen, 2002; Pedrolí, 2013; Amy et al., 2018). Insgesamt hat sich die Maisanbaufläche in Deutschland seit 2005 um etwa 98,5 % erhöht, von etwa 1,29 Millionen Hektar im Jahr 2005 auf rund 2,57 Millionen Hektar im Jahr 2024 (DMK, 2024). Die Silomaisanbaufläche hat im gleichen Zeitraum ebenfalls signifikant zugenommen und lag 2024 bei etwa 2,07 Millionen Hektar (Destatis, 2024). Folgen von Mais-Monokultur bzw. Maisdauerkulturen ($a > 5$) sind die intensiven Einsätze von Düngemitteln und Pflanzenschutzmitteln, eine tiefe Bodenbearbeitung und der erhöhte Krankheits- und Schädlingsdruck, was wiederum zu einem erhöhten Einsatz von Insektiziden und Mykoziden führt (Meissle et al., 2010). Diese „Vermaisung der Landwirtschaft“ wird zunehmend als problematisch betrachtet.

Seit der Novelle des EEG von 2012 gibt es keinen Bonus für nachwachsende Rohstoffe wie Mais mehr (Maisdeckel). Während das Gärsubstrat für Biogasanlagen 2012 noch bis zu 60 % Mais enthalten durfte, waren es 2017 nur noch 50 % und soll bis 2024 auf maximal 35 % sinken und 2026 maximal 30 % betragen. Die schrittweise Absenkung des Maisdeckels stellt Betreiber von Biogasanlagen vor die Herausforderung, alternative Substrate zu identifizieren und in ihre Prozesse zu integrieren. Der Bedarf an erneuerbarer Energie ist größer denn je und die Erforschung wirtschaftlicher Alternativen und nachhaltiger Methoden zum Anbau von Energiepflanzen ist zwingend erforderlich. Zwischen Rentabilität und Nachhaltigkeit muss eine Kompromisslösung gefunden werden. Der landwirtschaftliche Betrieb muss Biogas wirtschaftlich produzieren können und andererseits attraktive Lebensräume für die Flora und

Fauna der Agrarlandschaft bieten. Eine wirtschaftliche Alternative zu Mais kann im Anbau von sogenannten Wildpflanzenmischungen gesehen werden (Vollrath & Kuhn, 2010).

Spezielle Wildpflanzenmischungen, die für die Biogasproduktion konzipiert sind, können entweder als eigenständige Kultur oder innerhalb des Ackers in Kombination mit Hauptkulturen angebaut werden. Sie eignen sich zudem als Rand- oder Pufferstreifen, um Anwendungsbestimmungen von Pflanzenschutzmittel, wie zum Beispiel erforderliche Abstandsregelungen zu Gewässern, einzuhalten (Greaves & Marshall, 1987). Diese Wildpflanzenmischungen für die Biogasproduktion dienen nicht nur als Biogassubstrat, sondern tragen zur Förderung der Artenvielfalt und der Ökosystemleistungen bei (Degenbeck et al., 2015; Uyttenbroeck et al., 2015; Haughton et al., 2016). Durch die mehrjährige Nutzung werden die Kosten für Aussaat und Düngung gesenkt, während gleichzeitig der Humushaushalt stabilisiert und die Bodenqualität verbessert wird, die ganzjährige Bodenbedeckung gewährleistet wiederum den Schutz vor Wind- und Wassererosion (Mante & Gerowitt 2007b; Emmerling et al. 2017).

Im Gegensatz zu monokulturellen Anbauweisen bieten Wildpflanzenmischungen eine Vielzahl von ökologischen Nischen, die Bienen, Schmetterlingen und anderen Bestäubern Lebensraum, Nahrung und Schutz. Diese Insekten sind für die Bestäubung von Kulturpflanzen unerlässlich und fördern die Bildung von Biomen, die mit den umliegenden Flächen vernetzt sind. Insbesondere mehrjährige Wildpflanzenstreifen können in intensiv genutzten Agrarlandschaften als Rückzugs- und Überwinterungsräume dienen (Von Cossel, 2020). Die floristische Diversität wird durch den Anbau von Wildpflanzenmischungen signifikant erhöht (de Mol et al., 2018; Marshall & Moonen, 2002). Blütensuchende Insekten, wie Bienen und Schmetterlinge, werden von den Wildpflanzenstreifen angezogen und bestäuben sowohl die Wildpflanzen und die benachbarten Kulturpflanzen (Greaves & Marshall 1987; Pywell et al., 2011; Egan et al., 2014; Hatt et al., 2015; Uyttenbroeck, 2015). Auf diese Weise können Landwirte aktiv zur Förderung des Naturschutzes beitragen. Um ein kontinuierliches und reichhaltiges Blütenangebot zu gewährleisten, sollte die Blütmischung eine Kombination aus einjährigen, zweijährigen und mehrjährigen Pflanzenarten enthalten.

Zahlreiche Studien befassen sich mit dem Einfluss von Wildpflanzenstreifen auf die Arthropodenvielfalt (Balzan et al., 2014; Blaauw & Isaacs, 2014; Haaland & Bersier ,2011; Haaland et al., 2011). Im F.R.A.N.Z. Projekt (Ressourcen, Agrarwirtschaft und Naturschutz mit Zukunft, F.R.A.N.Z, 2018) werden die Praxistauglichkeit und die ökonomische Tragfähigkeit von Naturschutzmaßnahmen entwickelt und erprobt. Dabei werden die zwei Ökosystemfunktionen Bestäubung und die bodenbiologische Aktivität untersucht. Aussagen über die Produktion von Samen und Sukzession von Blühstreifen werden nicht getroffen.

Die schwierige Anfangsetablierung von Wildpflanzenmischungen konnte in der Studie von de Mol et al. (2018) gezeigt werden. In dieser Untersuchung wurde festgestellt, dass die Spontanvegetation und Wildpflanzen aus den Wildpflanzenmischungen in den ersten Jahren dominierende Bestände bilden können, während gleichzeitig andere ausgesäte Wildpflanzenarten verdrängt werden. Die Unkrautbekämpfung in mehrjährigen Wildpflanzenmischungen stellt eine besondere Herausforderung dar, da konkurrierende Unkrautarten sowohl die Etablierung und Entwicklung der Wildpflanzenmischungen und die Biodiversität und die angestrebte Förderung der Artenvielfalt negativ beeinflussen können. Zudem können sich Unkräuter nach der Standzeit als problematisch für die Flächennutzung erweisen. Der Prozess der Verdrängung könnte teilweise durch eine gezielte mechanische Pflegemaßnahme gemildert werden, die darauf abzielt, die Dominanz weniger Pflanzenarten zu verringern und die Biodiversität zu stabilisieren. Solche Pflegemaßnahmen gewinnen im Hinblick auf die langfristige Etablierung von Wildpflanzenstreifen zunehmend an Bedeutung, da sie helfen, eine nachhaltige Artenzusammensetzung sicherzustellen.

In Wildpflanzenmischungen ist der Einsatz von Pflanzenschutzmaßnahmen grundsätzlich nicht vorgesehen (Vollrath et al., 2012). Ein kritischer Aspekt, der jedoch Wildpflanzenmischungen beeinträchtigen kann, ist der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln auf angrenzenden Flächen. Auf landwirtschaftlichen Flächen, die direkt an Wildpflanzenstreifen angrenzen, ist die Verwendung von Herbiziden nach wie vor ein kontroverses Thema. Insbesondere die mögliche indirekte Belastung der Blühpflanzen durch Herbizidrückstände, sei es durch Abdrift oder Versickerung in den Boden, wird in der wissenschaftlichen Diskussion immer wieder aufgegriffen. Laut Freier et al. (2018) können Wildpflanzengemeinschaften auf Blühflächen sowohl direkt und indirekt mit Herbiziden in Kontakt kommen. Dies könnte langfristig negative Auswirkungen auf die Samenproduktion und das Überleben der Pflanzen haben, was wiederum die Stabilität und die Biodiversität der Mischungen beeinträchtigen würde. Die Auswirkungen von Herbiziden auf Insekten und andere Tiere in landwirtschaftlichen Ökosystemen sind ebenfalls gut dokumentiert. In zahlreichen Studien, wie etwa denen von Boatman (2004) und Heyer et al. (2018), wird gezeigt, dass Herbizide eine schädigende Wirkung auf die Insektenfauna haben können, insbesondere auf bestäubende Insekten wie Bienen und Schmetterlinge, die für die Fortpflanzung vieler Pflanzenarten entscheidend sind. Der direkte Kontakt von Insekten mit behandelten Pflanzen oder Pollen kann zu Veränderungen im Verhalten und in der Populationsdichte führen, was das ökologische Gleichgewicht stören könnte. Olszyk et al. (2017) berichteten von erheblichen Auswirkungen auf Pflanzen, wenn geringe Dosen von Herbiziden, wie sie bei Abdriftphänomenen auftreten können, direkt auf die Vegetation appliziert werden. Diese kleineren Dosen können die Gesundheit von Arthropodenpopulationen beeinträchtigen, wie Egan et al. (2014) zeigten. Die

Veränderung der Arthropodengemeinschaften hat wiederum Auswirkungen auf das gesamte Nahrungsnetz und die Bestäubungsleistung. Während zahlreiche Studien die direkten Auswirkungen von Herbiziden auf einzelne Pflanzenarten oder Insekten untersuchen, fehlt es bisher an umfassenden Daten zur langfristigen Wirkung von Herbiziden auf die Entwicklung von Wildpflanzenstreifen. Aktuelle politische und gesellschaftliche Diskussionen fokussieren sich zunehmend auf den Einfluss von Agrarchemikalien auf die Biodiversität und die Förderung nachhaltiger landwirtschaftlicher Praktiken. Die EU hat im Rahmen ihrer „Farm to Fork“-Strategie Maßnahmen zur Reduktion von Pestizideinsatz und zur Förderung biologischer Vielfalt beschlossen (Europäische Kommission, 2020). In Deutschland wird im Kontext der Gemeinsamen Agrarpolitik und des Nationalen Aktionsplans zur nachhaltigen Verwendung von Pflanzenschutzmitteln eine Reduktion des Herbizideinsatzes in Agrarlandschaften angestrebt. Eine umfassende Betrachtung landwirtschaftlicher Praktiken ist von zentraler Bedeutung, um die erfolgreiche Etablierung von Wildpflanzenstreifen sicherzustellen.

Die vorliegende Arbeit untersucht die zeitliche Vegetationsdynamik angelegter Wildpflanzenstreifen sowie deren Einfluss auf die Biodiversität unter Berücksichtigung sowohl externer als auch intern gesteuerter Maßnahmen zur Förderung und Bereitstellung von Ökosystemleistungen. Im Fokus steht die Bewertung des Potenzials etablierter Wildpflanzenstreifen zur Förderung der biologischen Vielfalt und zur Unterstützung von Ökosystemleistungen in Agrarlandschaften. Die gewonnenen Erkenntnisse leisten einen Beitrag zur differenzierten Bewertung von Wildpflanzenstreifen als Maßnahme der ökologischen Aufwertung und dienen als Grundlage für die Entwicklung nachhaltiger Implementierungsstrategien.

1.2. FORSCHUNGSZIEL UND HYPOTHESEN

Diese Dissertation beschäftigt sich mit mehrjährigen Wildpflanzenmischungen für landwirtschaftliche Flächen zur Steigerung der floristischen Diversität in der Agrarlandschaft. Ziel dieser Dissertation ist es, Erkenntnisse zur Vegetationsentwicklung über die deklarierte mehrjährige Standzeit hinweg zu gewinnen.

Dabei werden zentrale Fragen zur Etablierung und zum Management mehrjähriger Wildpflanzenstreifen untersucht sowie deren Beitrag zur Bereitstellung von Ökosystemdienstleistungen bewertet.

Die Forschungsthemen dieser Arbeit sind:

1. Prüfen der Anbaustabilität und zeitliche Vegetationsdynamik der Wildpflanzenmischung unter verschiedenen Standortbedingungen.
2. Bewerten von Managementmaßnahmen mechanische Pflege im Herbst und Herbizidanwendungen auf Nachbarflächen.
3. Untersuchung der Ökosystemdienstleistungen Blühdauer und Samenbereitstellung in Abhängigkeit vom Alter der Wildpflanzenstreifen.

Aus diesen Forschungsthemen ergaben sich folgende Hypothesen:

- zu 1.** Die Diversität der Wildpflanzenmischungen bleibt bei einer dreijährigen Nutzung über die Standjahre auf leichten Standorten erhalten. Es entsteht keine Verunkrautung der Flächen, die eine erneute Nutzung gefährdet.
- zu 2.** Eine mechanische Pflegemaßnahme der Wildpflanzenstreifen fördert die Artendiversität. Die in der ackerbaulichen Praxis angewandte chemische Unkrautbekämpfung hat keine Auswirkungen auf die benachbarten Wildpflanzenstreifen.
- zu 3.** Die Arten aus der Wildpflanzenmischung produzieren über die gesamte Vegetationsperiode Blüten und Samen.

Diese Forschungsziele tragen unmittelbar zu den gesamtgesellschaftlichen Zielen einer diversen Agrarlandschaft bei.

1.3. AUFBAU DER DISSERTATION

Die vorgestellten Forschungsziele wurden in drei unabhängigen Analysen bearbeitet und werden als drei in sich geschlossene Manuskripte mit Einleitung, Hauptteil und Diskussion behandelt. Im Folgenden wird ein Überblick über den Aufbau der Kapitel gegeben.

In Kapitel 2 „Allgemein zum Versuch“ wird der Aufbau des Versuches und die einzelnen Versuchsglieder beschrieben. Im Anschluss werden die drei Forschungsfragen in Kapitel 3, Kapitel 4 und Kapitel 5 präsentiert.

Für Forschungsziel **zu 1. Prüfen der Anbaustabilität und zeitliche Vegetationsdynamik der Wildpflanzenmischung unter verschiedenen Standortbedingungen** (Kapitel 3) wurde die Unkrautvegetation in mehrjährigen Wildpflanzenstreifen über drei Anbausaisons hinweg auf sandigen Böden an vier Standorten in Norddeutschland untersucht. Die Ergebnisse dieser Studie wurden 2021 veröffentlicht (Tamms et. al 2021).

Für Forschungsziel **zu 2. Bewerten von Managementmaßnahmen mechanische Pflege im Herbst und Herbizidanwendungen auf Nachbarflächen** (Kapitel 4) wurde der Einfluss der Managementmaßnahmen „mechanischer Pflege“ und „Herbizidanwendungen auf Nachbarflächen“ auf den Wildpflanzenstreifen dokumentiert, analysiert, ausgewertet und beurteilt.

Für Forschungsziel **zu 3. Untersuchung der Ökosystemdienstleistungen Blühdauer und Samenbereitstellung in Abhängigkeit vom Alter der Wildpflanzenstreifen** (Kapitel 5) wurde das Blütenangebot und die Samenproduktion in Wildpflanzenstreifen als Ökosystemdienstleistung untersucht. In Grundzügen wurden erste Ergebnisse auf der 30. Deutschen Arbeitsbesprechung über Fragen der Unkrautbiologie und -bekämpfung (Tamms et. al 2022) und beim Treffpunkt Biologische Vielfalt (Tamms & Gerowitt, 2022) die ersten Ergebnisse präsentiert.

In Kapitel 6 folgt eine abschließende allgemeine Diskussion der Kapitel 3, Kapitel 4 und Kapitel 5 in der alle Ergebnisse kapitelübergreifend zusammengefasst und gemeinsam diskutiert werden.

2. ALLGEMEIN ZUM VERSUCH

2.1. WILDPFLANZENMISCHUNG

Die Dissertation konzentriert sich auf die Wildpflanzenmischung BG 70 von Saaten Zeller GmbH & Co. KG (Saaten Zeller, 2024) und ihre Entwicklung sowie ihre Eignung für Ökosystemleistungen im Nordosten Deutschlands. Die Wildpflanzenmischung BG 70 wurde speziell für die Biogasproduktion entwickelt. Nach Aussage des Züchters bietet die Wildpflanzenmischung eine breite Standortanpassung und einen nahezu konstanten Ertrag bei minimalem Arbeitsaufwand bei einer Standzeit von bis zu fünf Jahren.

Die Wildpflanzenmischung besteht aus einer Vielfalt an einjährigen, zweijährigen und mehrjährigen Pflanzenarten. In ihrer initialen Phase, im Etablierungsjahr, tragen insbesondere die einjährigen Kulturarten wie *Helianthus annuus* und *Fagopyrum esculentum* maßgeblich zur Biomasseproduktion bei. In den Folgejahren dominieren zweijährige und mehrjährige Pflanzenarten die Biomasseproduktion, was zu einer kontinuierlichen Ertragsleistung führt.

Ein bedeutender Vorteil der Wildpflanzenmischung BG 70 ist ihre Kompatibilität mit dem Anbausystem von Silomais. Diese ermöglicht eine effiziente Ernte und die Möglichkeit zur gemeinsamen Vergärung. Darüber hinaus trägt die Wildpflanzenmischung BG 70 durch ihre mehrjährige Nutzung zum Bodenschutz und Humusaufbau bei und reduziert den Bedarf an Pflanzenschutzmitteln (Saaten Zeller, 2024).

Während des Versuchszeitraumes wurde die Wildpflanzenmischung durch Saaten Zeller GmbH & Co. KG optimiert. Zu Beginn der Studie wurde die aktuelle vorhandene Wildpflanzenmischung BG 70 verwendet (Kapitel 3 Tabelle 3) und ab 2017 deren optimierte Variante ausgesät (Anhang Tabelle 2.7-1). Die Gewichtsanteile der Arten wurden angepasst und die Arten *Inula helenium* und *Malva alcea* wurden durch *Silene latifolia* subsp. Alba und *Centaurea jacea* ersetzt. Die Artenanzahl in der Wildpflanzenmischung BG 70 wurde nicht verändert.

2.2. VERSUCHSDESIGN

Das Anbaukonzept für Wildpflanzenmischungen sind streifenförmige Anlagen um klassische Produktionsflächen, deswegen wurde dieser Aspekt in den Studien verfolgt. Der Feldversuch wurde im Frühjahr 2014 auf dem Versuchsfeld der Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät der Universität Rostock, dem Stover Acker (54°03'37.9"N 12°04'54.3"E), angelegt.

Zu Beginn bestand der Feldversuch aus einer streifenförmigen Blockanlage mit sechs Versuchsgliedern und vier Wiederholungen (Abbildung 2.2-1) in denen die Auswirkung der zwei Faktoren „Saatjahr“, das Jahr in dem die Wildpflanzenmischung ausgesät wurde und „Saatstärke“, die empfohlene Saatgutmenge von 10 kg/ha und eine um ein Drittel reduzierte Saatgutmenge von 6,7 kg/ha, auf die Biodiversität der Wildpflanzenbestände untersucht wurden.

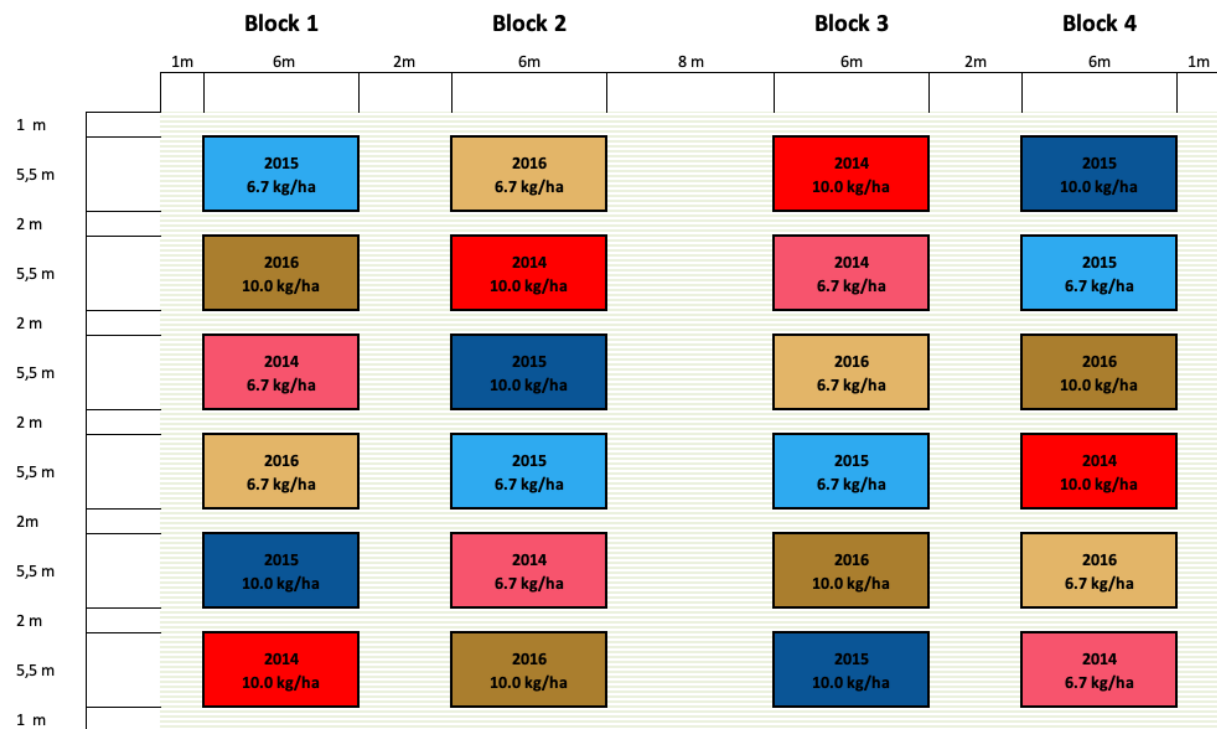


Abbildung 2.2-1: Wildpflanzenversuch in Rostock von 2014 bis 2016. In den Parzellen sind die Saatjahre und die jeweilige Saatstärke (kg/ha) der Wildpflanzenmischung abgebildet.

Im Verlauf des Feldversuchs ergaben sich neue Forschungsfragen, die eine Erweiterung des Versuchsdesigns erforderlich machten. Daher wurde der Feldversuch 2017 um zwei zusätzliche Aussaatjahre (2017 und 2018) erweitert (Abbildung 2.2-2). Eine vollständige Randomisierung aller Versuchsglieder ist durch den Zeitversatz nicht möglich, daher kennzeichnen einheitliche Blöcke das experimentelle Design.

Der Faktor Saatstärke hatte keine Auswirkungen auf die Vegetationsentwicklung (de Mol et al. 2018) und wurde somit in den Saatjahren 2017 und 2018 nicht mehr berücksichtigt. Die zwei neuen Saatjahre 2017 und 2018 liegen aufgrund der Erweiterung etwa 15 m vom ursprünglichen Feldversuch entfernt. Die Parzellengrößen variierten zwischen 30 m² und 33 m². Die Parzellen der Saatjahre 2014 bis 2016 wiesen Abmessungen von 6 m × 5,5 m auf, während diejenigen der Saatjahre 2017 und 2018 eine Größe von 6 m × 5 m hatten. Zur Minimierung von Randeffekten wurde ein ein Meter breiter Streifen mit der Wildpflanzenmischung BG 70 um jede Parzelle herum eingesät. Dadurch ergab sich zwischen benachbarten Blöcken ein Abstand von insgesamt zwei Metern, da die jeweils angrenzenden Randstreifen der benachbarten Parzellen aufeinandertreffen. Auf diese Weise werden die Parzellen der Blöcke 1 und 2 sowie jene der Blöcke 3 und 4 durch einen zwei Meter breiten Mittelstreifen voneinander getrennt. Die Wildpflanzenstreifen blieben während der gesamten Vegetationsperiode von April bis Oktober ungemäht.

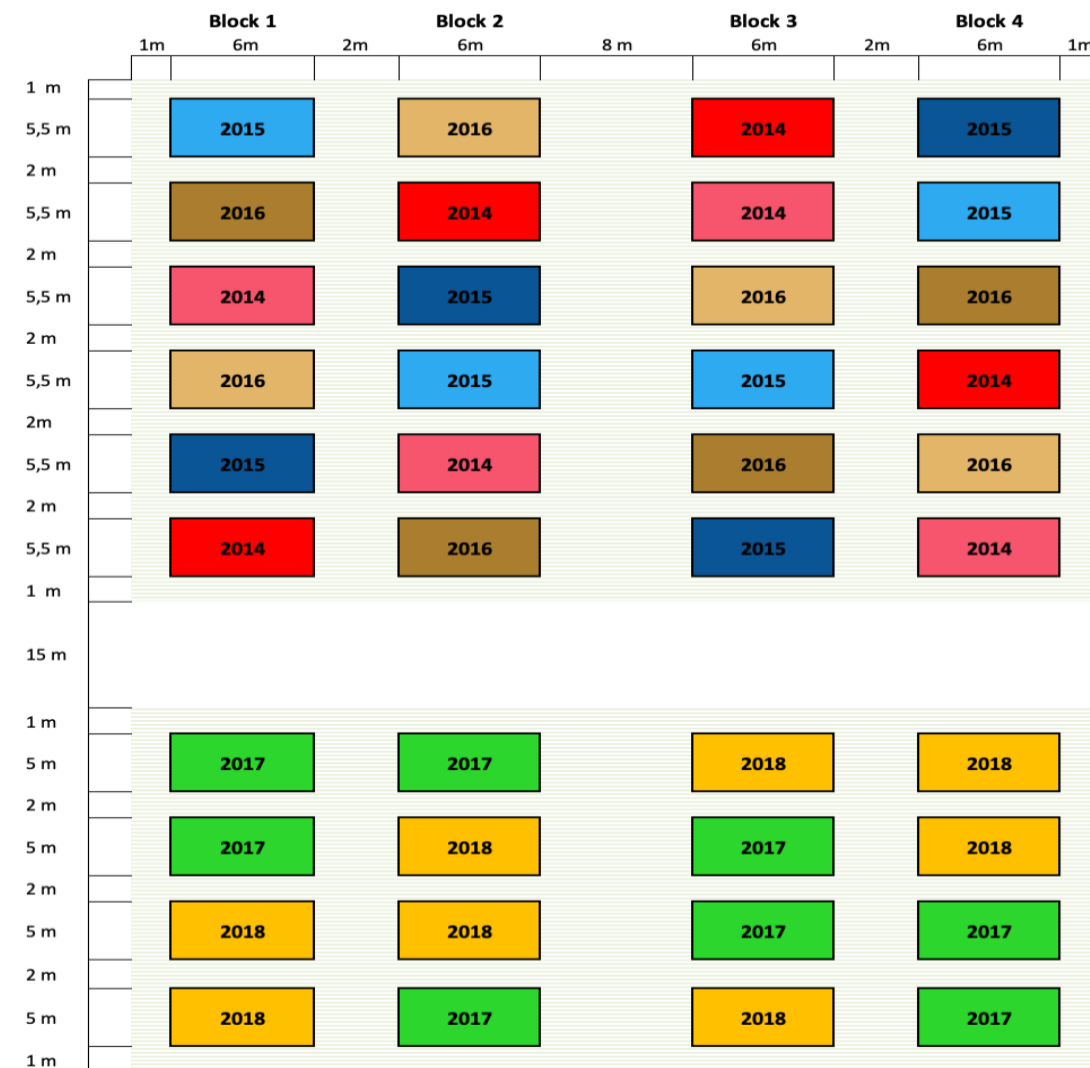


Abbildung 2.2-2: Wildpflanzenversuch in Rostock ab Herbst 2016 bis 2020. In den Parzellen sind die Saatjahre der Wildpflanzenmischung abgebildet.

2.3. AUSSAAT UND ERNTE

Seit Beginn des Feldversuchs im Jahr 2014 wurden jedes Jahr zu Beginn des Monats Mai vier neue Parzellen mit der Wildpflanzenmischung BG 70 besät. Vor der Aussaat der Wildpflanzenmischung BG 70 wurden die Parzellen jeweils im November des Vorjahres gepflügt und im darauffolgenden April mit einer Kreiselegge bearbeitet. Parzellen, die nicht im betreffenden Jahr mit der Wildpflanzenmischung BG 70 besät wurden, wurden zur Unkrautunterdrückung mit Grünroggen besät. Die Aussaaten der Wildpflanzenmischung BG 70 erfolgten per Hand, wobei das Saatgut vorher mit Sojaschrot vermischt wurde, um die Flugeigenschaften zu optimieren und eine gleichmäßige Verteilung der Samen zu gewährleisten. Anschließend wurde das Saatgut sorgfältig angewalzt, um ausreichend Bodenkontakt herzustellen und somit ein optimales Keimen der Samen zu ermöglichen. Anfang Oktober wurde die gesamte oberirdische Biomasse sorgfältig geerntet und vom Versuchsfeld entfernt. Die im Jahr 2014 ausgesäten Parzellen wurde im Jahr 2019 nach fünf Jahren umgebrochen und auf diesen Parzellen wurde anschließend Mais ausgesät. Am Ende des Versuchszeitraums im Erhebungsjahr 2020 gab es entsprechende Wildpflanzenparzellen, die im dritten bis sechsten Standjahr nebeneinanderstanden. Zum besseren Verständnis zeigt Abbildung 3, welches Alter die Wildpflanzenparzellen in den jeweiligen Erhebungsjahr erreicht haben.

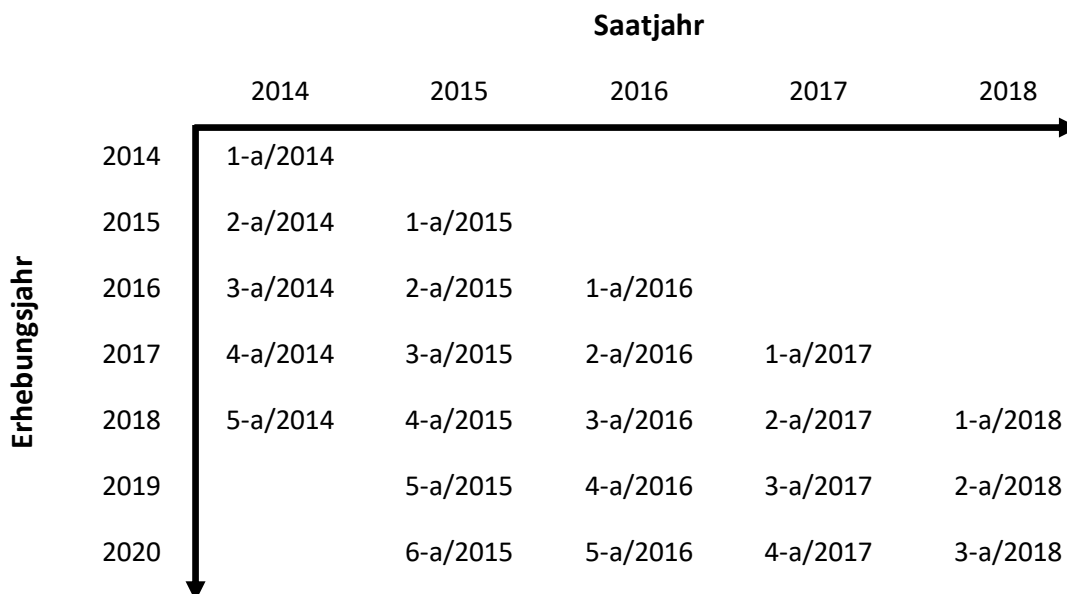


Abbildung 2.3-1: Kombination des Alters des Wildpflanzenstreifens (Standjahr) mit dem Saatjahr der Wildpflanzenstreifen über die Erhebungsjahre 2014 bis 2020. Die Notation „3- a/2015“ bedeutet, dass der Wildpflanzenstreifen 2015 ausgesät wurde und sich im dritten Standjahr befindet. Vertikal betrachtet ist derselbe Wildpflanzenstreifen über die Erhebungsjahre dargestellt. Horizontal werden Wildpflanzenstreifen unterschiedlicher Saatjahre innerhalb desselben Erhebungsjahres dargestellt.

2.4. FELDERHEBUNGEN

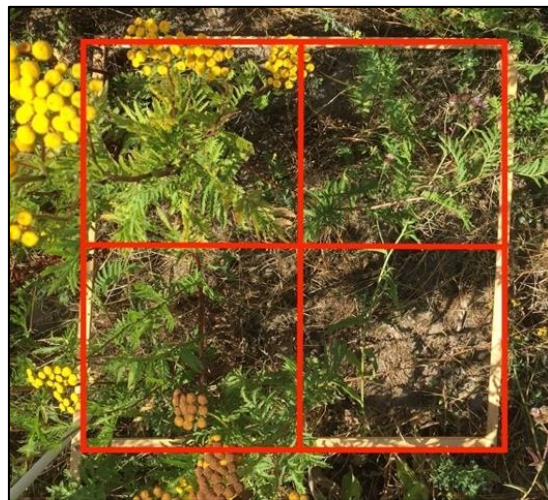
Zwischen den Jahren 2014 und 2016 wurden die Vegetationserhebungen einmal jährlich im Mai durchgeführt. Ab dem Jahr 2018 erfolgten die Vegetationserhebungen zweimal jährlich. Der erste Erhebungstermin wurde weiterhin Anfang Mai angesetzt, während ein zweiter Erhebungstermin im August durchgeführt wurde.

Bei allen Felderhebungen wurden stets sowohl der Artenreichtum als auch die Pflanzendichten der einzelnen Pflanzenarten jeweils auf 0,5 m² erfasst (Abbildung 2.4-1). Die Datenerhebung erfolgte auf Plots innerhalb der Parzellen. In jeder Parzelle befinden sich jeweils vier zufällig verteilte Plots, deren exakte Lage mittels GPS genau eingemessen wurde. Dabei wurde zwischen den Wildpflanzenarten aus der ausgesäten Wildpflanzenmischung BG 70 und der spontan gewachsenen Vegetation unterschieden. Wenn möglich, erfolgte die Unterscheidung auf Artebene, andernfalls auf Gattungsebene.

Zusätzlich zu den botanischen Felderhebungen wurde ab 2017 die prozentuale Deckung der Pflanzenarten visuell und ab 2018 wurde die Anzahl der blühenden Pflanzenarten im Zwei-Wochen-Rhythmus von Mai bis Oktober erfasst.



Erster Erhebungstermin (Mai)



Zweiter Erhebungstermin (August)

Abbildung 2.4-1: Beispiel für die Vegetationserhebungen im Plot zu den jeweiligen Erhebungsterminen im Mai (links) und im August (rechts)

2.5. VERSUCHSSTANDORTE

Die Arbeit kombiniert zwei Versuchsansätze aus den Jahren 2014 bis 2020 an unterschiedlichen Standorten:

Der erste Ansatz (Kapitel 3) beinhaltet den Versuchszeitraum von 2014 bis 2017. Der Wildpflanzenversuch wie in Abbildung 2.2-1 wurde an insgesamt vier verschiedenen Standorten in Nordostdeutschland angelegt. Der Versuchszeitraum an allen Standorten betrug drei Jahre.

Der zweite Ansatz (Kapitel 4 und Kapitel 5) umfasst den Versuchszeitraum von 2017 bis 2020 (Abbildung 2.2-2). Dieser wurden nur auf den Versuchsflächen in Rostock umgesetzt.

2.6. BEZEICHNUNGEN UND ABKÜRZUNGEN

In der vorliegenden Arbeit wird zwischen den ausgesäten Arten aus der Wildpflanzenmischung BG 70, im nachfolgenden als „Wildpflanzen“ bezeichnet, und den nicht ausgesäten Arten, die als „Spontanvegetation“ definiert sind, unterschieden.

Für die Arten werden die botanischen Namen und der EPPO-Code nach der EPPO Global Database (EPPO 2025) verwendet.

2.7. ANHANG

Tabelle 2.7-1: Artenzusammensetzung der Wildpflanzenmischung BG 70 (Saaten Zeller GmbH & Co. KG). Botanischer Name, EPPO-Code und Gewichtsanteil in der Mischung (%).

Wildpflanzenmischung BG 70						
2014- 2016				2017- 2018		
Nr.	Arten	EPPO	Gewichts-anteil	Arten	EPPO	Gewichts-anteil
1	<i>Althaea officinalis</i>	ALTOF	5,5%	<i>Althaea officinalis</i>	ALTOF	7,5%
2	<i>Anthemis tinctoria</i>	ANTTI	0,1%	<i>Anthemis tinctoria</i>	ANTTI	1,5%
3	<i>Artemisia vulgaris</i>	ARTVU	1,0%	<i>Artemisia vulgaris</i>	ARTVU	0,5%
4	<i>Centaurea nigra</i>	CENNI	20,0%	<i>Centaurea nigra /jacea</i>	CENNI	7,0%
5	<i>Cichorium intybus</i>	CICIN	2,0%	<i>Cichorium intybus</i>	CICIN	1,5%
6	<i>Daucus carota</i>	DAUCA	0,1%	<i>Daucus carota</i>	DAUCA	0,5%
7	<i>Dipsacus sylvestris</i>	DIWSI	0,5%	<i>Dipsacus fullonum</i>	DIWSI	0,5%

ALLGEMEIN ZUM VERSUCH

8	Echium vulgare	ECHVU	0,5%	Echium vulgare	ECHVU	0,5%
9	Fagopyron esculentum	FAGES	8,0%	Fagopyron esculentum	FAGES	8,0%
10	Foeniculum vulgare	FOEVU	4,0%	Foeniculum vulgare	FOEVU	3,5%
11	Helianthus annuus	HELAN	6,5%	Helianthus annuus	HELAN	8,0%
12	Inula helenium	INUHE	5,0%	Melilotus albus	MEUAL	6,5%
13	Malva alcea	MALSS	0,6%	Silene latifolia subsp. Alba	MELAL	1,0%
14	Malva mauritanica	MALSS	3,0%	Malva mauritanica	MALSS	3,5%
15	Malva sylvestris	MELAL	4,0%	Malva sylvestris	MELAL	6,0%
16	Malva verticillata	MALSS	6,0%	Malva verticillata	MALSS	7,5%
17	Medicago sativa	MEDSA	2,0%	Medicago sativa	MEDSA	2,0%
18	Melilotus albus ADELA	MEUAL	6,0%	Melilotus albus ADELA	MEUAL	5,0%
19	Melilotus albus KRAJOVA	MEUAL	3,5%	Melilotus albus KRAJOVA	MEUAL	5,0%
20	Melilotus officinalis	MEUOF	7,0%	Melilotus officinalis	MEUOF	10,0%
21	Onobrychis viciifolia	ONBVI	9,0%	Onobrychis viciifolia	ONBVI	8,0%
22	Reseda luteola	RESLT	0,3%	Reseda luteola	RESLT	0,3%
23	Silene dioica	MELRU	0,2%	Silene dioica	MELRU	1,0%
24	Tanacetum vulgare	CHYVU	5,0%	Tanacetum vulgare	CHYVU	5,0%
25	Verbascum thapsus	VESTH	0,2%	Verbascum spec.	VESTH	0,2%

3. PRÜFEN DER ANBAUSTABILITÄT UND ZEITLICHE VEGETATIONSDYNAMIK DER WILDPFLANZENMISCHUNG BG 70 UNTER VERSCHIEDENEN STANDORTBEDINGUNGEN.

Article

Weed Densities in Perennial Flower Mixtures Cropped for Greater Arable Biodiversity

By Laura Tamms^{1*}, Friederike de Mol¹, Michael Glemnitz and Bärbel Gerowitt¹

¹Group Crop Health, Faculty of Agriculture and Environmental Sciences, University Rostock, 18051 Rostock, Germany

²Leibniz Centre for Agricultural Landscape Research (ZALF), 15374 Müncheberg, Germany

*Author to whom correspondence should be addressed.

Agriculture 2021, 11(6), 501; <https://doi.org/10.3390/agriculture11060501>

Submission received: 8 April 2021 / Revised: 11 May 2021 / Accepted: 25 May 2021 /

Published: 28 May 2021

Keywords: northeast Germany; agricultural diversity; vegetation monitoring; reduced tillage; field experiment; energy crops; renewable energy

ABSTRACT

The cropping of perennial wildflower mixtures to produce biomass for use in biogas plants is one option for breaking maize's dominance as a bioenergy feedstock. The aim of this study was to investigate the development of weeds in commercially produced perennial wild-flower mixtures. Weed control during the establishment of perennial wildflower mixtures is very difficult to manage and raises the issue of the development of new weed problems when cropping perennial wildflower mixtures. In a three-year field experiment with staggered starts in four sites in northeast Germany, a perennial crop mixture was sown each year. The weeds and sown crops were surveyed annually in June. Plant densities and species numbers were counted and diversity indices calculated. Data were analysed using linear mixed models. Across all sites, weed density decreased significantly over the years of use (= cropping seasons), while weed species richness in the perennial mixture remained unchanged. The sown crop species richness significantly de-creased, while the sown crop densities increased with cropping seasons. Weed density did not increase at any of the experimental sites. Although weed densities were high and crop establishment was poor in the first growing seasons, the perennial mix was able to suppress weeds in the following growing season. It was concluded that the cropping of perennial flower mixtures could contribute to biodiversity without causing new weed problems.

1. INTRODUCTION

The stated aim of the European Commission is to reduce greenhouse gas emissions by at least 40% compared with 1990 and increase the share of renewable energy to meet its obligations under the Paris Convention and create a fossil-free future. In Germany, the Renewable Energy Act (EEG) provides financial support for the development of the renewable energy sector in order to meet Germany's climate protection targets. Bioenergy production has increased since the EEG came into force in 2000.

Maize is widely used as a biomass feedstock for bioenergy production. The area cropped with maize has increased over the past twenty years and led to landscape changes. In Germany, the cultivation area for maize for use in biogas plants is 2,720,500 hectares, more than double that in 2000. Maize cultivation often requires higher inputs of agrochemicals [1,2]. Owing to its possible negative effects on the environment, such as soil erosion, nitrate leaching, intensive use of pesticides and fertilisers and declining agrobiodiversity, more maize cropping or even monocropping is being debated throughout Europe [3,4]. It would appear that alternative crops for biogas production are needed to slow this trend for more maize.

The aim of German agricultural policy is to increase biodiversity, improve soil structure and reduce the use of agrochemicals. The negative environmental effects of maize cropping may be reduced by intercropping systems, perennial monoculture and perennial wildflower mixtures specially composed for biomass production. Perennial mixtures could produce biomass yields on marginal agricultural land and contribute to biodiversity protection and conservation [5,6]. Perennial wildflower mixtures are a way for farmers to meet their economic objectives while benefiting the ecology and environment of arable landscapes.

The economic benefits of perennial wildflower mixtures for farmers are due to their differences from annual cropping systems. In general, much less labour, material and management input are required for perennial mixtures than for maize [7,8]. A perennial mixture is cropped for up to five years: once it is sown and established, the mixture is cut annually at harvest and the vegetation regrows the following year. No further mechanical or chemical inputs are necessary, and only a low fertiliser application is recommended [9,10]. The year-round vegetation cover prevents soil erosion and leaching of nutrients and improves the soil's biological activity [11,12,13,14,15].

The benefits for ecology and the environment of cropping perennial mixtures are due to the absence of certain farming activities on arable land, with less disturbance of biodiversity (plants and wildlife) and fewer fertilisers and pesticides applied [14,15]. With a heterogeneous vegetation structure, wildflower mixtures provide habitats that are scarce on farmland. Wildflower mixtures are therefore regarded as key measures in improving biodiversity [16,17].

The perennial mixtures contain a variety of species with different life cycles. Annual, biennial and perennial species mixed together are more diverse and promise different flowering periods, providing pollen, nectar and shelter for a wide range of flower-visiting insects such as honey bees [18,19,20,21,22,23,24]. The biomass yields of perennial mixtures depend on their species composition, and the establishment success at the location and in the particular year. Methane yields per hectare from perennial mixtures are around half that of maize [7,18,25].

Like maize, perennial wildflower species are slow in emergence and early growth (e.g., *Inula helenium* L., *Verbascum thapsus* L.), or their germination is delayed (e.g., *Artemisia vulgaris* L.) [18]. Therefore, crop competition is poor initially and highly likely to leave room for spontaneous plants (weeds) to colonise among the wildflower species. Weeds generally threaten crops by competing for space, water, nutrients and light, but they also contribute to the biodiversity of arable fields provided they do not overwhelm the crops [26]. Control methods to reduce weeds are hard to implement in perennial crops. Herbicides are not registered for use in perennial mixtures and probably never will be, because selectivity for many crop species is difficult to achieve. Mechanical control is very limited in dense perennial crops. Perennial weeds with deep root systems can present a major problem [27,28]. The fact that perennial wildflower crops can become a source of weed species for the cropping area and neighbouring land may reduce their acceptance by farmers.

In this study, a commercial perennial wildflower mixture was cropped in field experiments at four sites in northeast Germany characterised by sandy soils. The weed vegetation in the perennial wildflower mixture was investigated over three cropping seasons.

It was hypothesised that the cropping of perennial wildflower mixtures: (1) does not lead to greater weed density and (2) increases biodiversity on sandy sites.

2. MATERIALS AND METHODS

The field trials were established at four sites in two regions in northeast Germany: two sites in the state of Mecklenburg-Western and two in the state of Brandenburg. At the Mecklenburg-Western Pomeranian sites of Rostock (R) and Malchow (M), the experiments ran from 2014 to 2016, while at the Brandenburg sites of Dedelow (D) and Müncheberg (Z), they ran from 2015 to 2017. The agricultural conditions are representative of large parts of northern continental Europe. The geomorphology of all the experimental sites contains deposits from ice ages and post-glacial processes. The climatic conditions of the experimental sites are characterised by a transition between maritime and continental climates. All the sites are typical of climate conditions where there are low levels of precipitation. Information about the field conditions is given in Table 1.

Table 1. Field conditions at the experimental sites.

Factor	R	M	D	Z
Temperature ¹	10.5°C	9.9 °C	9.4°C	9.9°C
Precipitation ¹	584 mm	517 mm	531 mm	520 mm
Soil type	loamy sand	sandy loam	sandy loam	loamy sand
Soil classification ²	45	56	42	25
Plots sizes	30 m ²	18 m ²	48 m ²	64 m ²

¹ Average of the three-year experimental period.

² German rating index of the soil classification scheme; points range from 1 (poor soil) to 120 (best soil).

At each site, a field experiment with a staggered start was set up in a completely randomised block design with two experimental factors and four replicates. Six treatments resulted from the experimental factors. At each site, the factor “sowing year” had three levels, referred to by the year in which the perennial mixture was sown (Table 2). The second factor, “seed rate”, was treated in two levels: sowing either at the recommended rate of 10 kg/ha or at a reduced rate of 6.7 kg/ha. The reduced seed rate was intended to simulate the poor establishment of the perennial mixture.

Table 2. Experimental factors, chronological progression of the cropping seasons and set-ups to follow weed density development (→).

Site	Seed rate	Sowing year	Cropping season
R and M	10kg/ha or 6.7 kg/ha	2014	First
		2015	Second
		2016	Third
D and Z	10kg/ha or 6.7 kg/ha	2015	First
		2016	Second
		2017	Third

R = Rostock, M = Malchow, D = Dedelow, Z = Müncheberg.

In the first experimental year (2014 in R and M; 2015 in D and Z, Table 2), at the beginning of May, the two seed rates of the perennial mixture were sown in two treatments. The plots not carrying the perennial mixture in the first and second experimental years were sown with rye as an interim crop to prevent weed growth. In the second experimental year, the perennial

mixture was sown at the two seed rates in two new treatments. The perennial mixture sown in the first experimental year was in the second year of use (=second cropping season), and the newly sown perennial mixture was in the first year of use (=first cropping season). In the third experimental year, two new treatments were sown at the two seed rates. In the third experimental year, all the plots carried the perennial mixture. Treatments in the first, second and third cropping seasons of perennial mixtures were now growing side by side in the experimental field (Table 2).

The design of the experiments allowed a comparison of weed densities in the treatments in the two set-ups, i.e., a comparison of the same plots in three consecutive cropping seasons and those of different plots in different cropping seasons in the same year (last experimental year). In the first set-up, weed densities were counted on the same plots in the three cropping seasons. As these plots stayed the same over time, this set-up is referred to as same plots/different years (Table 2). In the second set-up, weed densities in three cropping seasons of the perennial wildflower mixture were also monitored but were all investigated in the same year (third experimental year). Thanks to the perennial mixtures being sown year after year, the mixtures sown in the first, second and third cropping seasons were growing side by side in the third experimental year. As these plots were different but the year was the same, this set-up is referred to as different plots/same year (Table 2).

The perennial wildflower mixture “BG 70” [29] was sown in all treatments. Produced and sold by the seed breeding company Saaten Zeller GmbH & Co. KG (Eichenbühl-Guggenberg, Germany), it contains 23 species, including annual, biennial and perennial plant species that have been specially compiled to produce biomass for use in biogas plants (Table 3). The perennial mixture was hand-sown with soy meal or sand to improve seed dispersal. In the autumn, the grown biomass of the perennial mixture was cut and removed from the field.

Plant surveys were conducted annually in June. A distinction was made between sown species, i.e., “crops” from the perennial mixture, and unsown species, i.e., “weeds”. Species and plants per species were counted in four sample quadrats (50 cm × 50 cm) per plot. Where possible, plants were identified at the species level and otherwise at the genus level. The sample quadrats were located with high-precision GPS so that the same areas were always evaluated.

The data from the sample quadrats per plot and year were pooled and diversity indices calculated for one square metre. The diversity was quantified as: (i) total plant density per square metre, (ii) species richness per square metre, (iii) evenness (Shannon’s E) as a measure of equitability, (iv) Shannon index (Shannon’s H) as a measure of species diversity and (v) inverse Berger-Parker dominance index (BPH) as a dominance measure. The higher the BPH index value, the less the most dominant weed species is represented in the total density. More than one species must grow in each plot to calculate Shannon’s E accurately; therefore, all plots with fewer than two plant

species were excluded from the analyses. This step caused different sample sizes for weed species and crop species. The cleaned dataset was used for the linear mixed-effects model and the original dataset was used for the boxplots. The data were tested for homogeneity of variance using Levene's test and tested for normal distribution. The plant density data were square-root-transformed. Due to the staggered start, the sample sizes of the cropping seasons varied. The first cropping season had the largest sample size ($n = 96$), while the second cropping seasons gave a sample size of $n = 64$ and the third cropping season a sample size of $n = 32$.

Table 3. Species list of the perennial mixture BG 70 (Saaten Zeller GmbH & Co. KG). Botanical name and weight proportion (%) in the perennial mixture BG 70.

Annual species		Perennial species	
Fagopyron esculentum Moench	8.0	Althaea officinalis L.	5.5
Helianthus annuus L.	8.0	Anthemis tinctoria L.	0.1
Malva verticillata L.	7.5	Artemisia vulgaris L.	1.0
Biennial species		Centaurea nigra L.	20.0
Daucus carota L.	0.1	Cichorium intybus L.	2.0
Dipsacus sylvestris Huds.	0.5	Foeniculum vulgare Mill.	4.0
Echium vulgare L.	0.5	Inula helenium L.	5.0
Melilotus albus Medik.	3.5	Malva alcea L.	0.6
Melilotus officinalis Lam.	7.0	Malva sylvestris L.	7.0
Reseda luteola L.	0.3	Medicago sativa L.	2.0
Verbascum thapsus L.	0.5	Onobrychis viciifolia Scop.	9.0
		Silene dioica Clairv.	0.2
		Tanacetum vulgare L.	5.0

All statistical analyses were performed in R [30]. Differences in calculated diversity indices between cropping seasons for weeds and crops separately were analysed. A linear mixed effects model was fitted and analysed by ANOVA using Satterthwaite's method. The full model contained the fixed effects of cropping season (factor level: first, second and third cropping season) and seed rate (factor level: 10 kg/ha and 6.7 kg/ha) and their interaction, and the random factors were the experimental year in which the surveys were carried out (2014–2017) and the block within the plot nested in the site. For linear mixed-effects models, the package 'lme4' was used [31]. The 'lmer' functions from the package 'lme4' were able to deal with unbalanced designs. Post-hoc pairwise comparisons with Tukey adjustments were performed with a significance level of $p < 0.05$ using R package 'emmeans' [32].

3. RESULTS

3.1. WEED SPECIES

A total of 96 weed species were identified during the three experimental years, including 90 weed species and six weed genera. The species showed considerable regional differences in their frequencies. Of the weed species, 63 were located in R, 61 in M, 36 in D, and 39 in Z (Table A1). The majority of the weed species in the first cropping season across all sites were annual weed species (60%), a few were biennial (10%) and the rest were perennial (30%). Short-lived species decreased from the first cropping season to the third cropping season (*Arabidopsis thaliana* Heynh., *Chenopodium album* L., *Amaranthus retroflexus* L.). The percentage of annual species became smaller and the percentage of perennial species greater in subsequent cropping seasons. In the third cropping season, about 50% of the recorded weed species were perennials, with grass species occurring in higher densities (*Anthoxanthum odoratum* L., *Apera spica-venti* Beauv., *Poa annua* L.). *Chenopodium album* was the most dominant species at all sites in the first cropping season. In the second cropping season, the density of *C. album* decreased, while it increased for *Erigeron canadensis* and *Veronica persica*.

3.2. WEED DENSITY AND DIVERSITY

The weed density and diversity indices varied significantly between cropping seasons (Table 4). The weed density halved with each cropping season (Figure 1). The values of the diversity indices increased by cropping season (Table 5). Although the weed species' richness decreased over the three seasons (Figure 1), the effect was not significant (Table 4). The factor seed rate did not influence weed density, weed species richness or diversity indices (Table 4). Although the weed species richness remained constant, Shannon's H index changed significantly. The high Shannon's H index in the third cropping season was not due to a high weed species richness, but rather due to the equal distribution of the weed species (Table 5). In the first and second cropping seasons, the Shannon's E value ranged from 0.5 to 0.6, indicating that the individual number of weed species was unequally distributed. The value of the BPH index increased with the cropping seasons. In the first cropping season, one weed species (*C. album*) made up about 50% of the total weed density, whereas in the third cropping season, one weed species (*A. spica-venti*) made up just 33% of the total weed density.

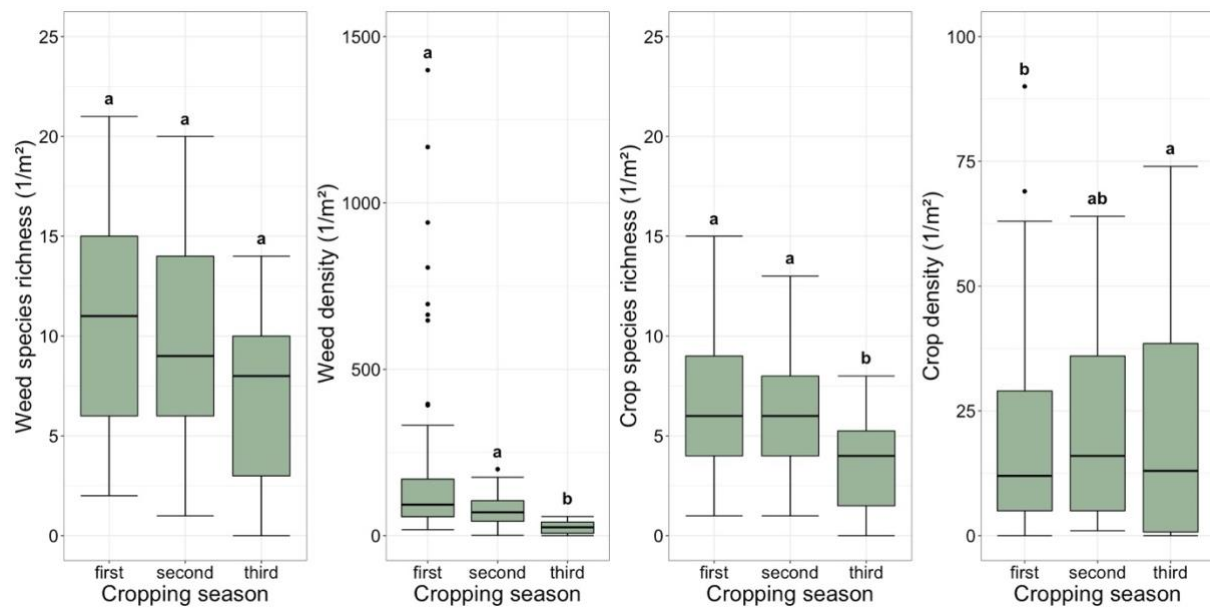


Figure 1. Boxplots of species richness and density of weeds (a) and crops (b) during the cropping seasons across all sites. The same letter means the difference is not significant (Tukey’s test). Sample size: first cropping season n = 96, second cropping season n = 64, third cropping season n = 32

Table 4. Significance of the factors and their interactions, separated for weeds and crops. The interaction between cropping season and seed rate was tested, but no interaction was determined. The random factor block had no effect. (source: “emmeans” glm model output).

	Fixed Effects		Random Effects		
	Crop. Seas.	Seed rate	Exp. Year	Site	Plot (Block,Site)
Weeds					
Density	< 0.001 ***	0.938	1.000	< 0.001 ***	0.542
Species richness	0.137	0.739	< 0.001 ***	< 0.001 ***	0.049 *
Shannon’s H	< 0.001 ***	0.553	< 0.001 ***	< 0.001 ***	1.000
Shannon’s E	< 0.001 ***	0.339	< 0.001 ***	< 0.001 ***	0.721
Berger-Parker index	< 0.001 ***	0.583	< 0.001 ***	< 0.001 ***	1.000
Crops					
Density	< 0.043 *	< 0.01 **	< 0.032 *	< 0.001 ***	< 0.01 **
Species richness	< 0.049 *	0.607	< 0.001 ***	< 0.001 ***	< 0.01 **

Shannon's H	< 0.026 *	0.769	< 0.001 ***	< 0.001 ***	< 0.001 ***
Shannon's E	0.626	0.432	0.015 *	< 0.01 **	< 0.01 **
Berger-Parker index	0.209	0.920	< 0.001 ***	< 0.01 **	0.184

p < 0.05, p < 0.01 *, p < 0.001 **, p < 0.0001 ***. Crop. seas. = cropping season, Exp. year = experimental year.

Table 5. Shannon's H, Shannon's E and inverse BPH dominance index and the standard error values (SE) of weeds and crops in the perennial mixture over the experimental years. Significantly different results (p < 0.05, Tukey test) are marked with different letters.

	First Crop. Seas.	Second Crop. Seas.	Third Crop. Seas.
Weeds			
Shannon's H	1.27 ± 0.281 a	1.455 ± 0.065 b	1.77 ± 0.092 c
Shannon's E	0.53 ± 0.087 a	0.59 ± 0.026 a	0.80 ± 0.038 b
BPH index	2.10 ± 0.434 a	2.50 ± 0.136 b	3.00 ± 0.194 c
Sample size	N = 96	N = 56	N = 24
Crops			
Shannon's H	1.50 ± 0.199 a	1.55 ± 0.047 a	1.42 ± 0.086 a
Shannon's E	0.78 ± 0.035 a	0.79 ± 0.018 a	0.77 ± 0.030 a
BPH index	2.74 ± 0.348 a	2.77 ± 0.113 a	2.48 ± 0.185 a
Sample size	N = 76	N = 57	N = 19

* N = sample size, crop. seas. = cropping season.

3.3. CROP DENSITY AND DIVERSITY

The variance analyses in the linear mixed effects model showed that the factor cropping season affected crop density, crop species richness and Shannon's H. The factor seed rate only affected crop density (Table 4). The crop density increased with each cropping season (Figure 1) and was higher in the treatments with the recommended seed rate. The model revealed a significant influence of cropping season on crop species richness (Table 4). In the third cropping season, the perennial mixture had significantly fewer species than in the first and second cropping seasons (Figure 1). At site D, no crops were established in the third cropping season. During the field experiment, an average of five crop species was established

and three of the crop species dominated across all years and sites (*Tanacetum vulgare*, *Artemisia vulgaris* and *Centaurea nigra*). Shannon's H, Shannon's E and BPH diversity indices did not differ significantly between cropping seasons, although there was a tendency for smaller values in the third cropping season (Table 5).

3.4. THREE-YEAR WEED DENSITIES IN THE TWO SET-UPS

The weed density development at each experimental site in the two set-ups is shown in Figure 2. The intensity of the colour decreases for all sites in two directions: from left to right (same plots/different years) and from bottom to top (different plots/same year). In the same plots/different years set-up, weed densities decreased over the three cropping seasons. The weed densities in the first cropping season were highest at all sites. In the second cropping season, the weed density decreased and was lowest in the third cropping season. In the different plots/same year set-up, weed densities were highest in the first cropping season at three sites (R, M, D), lower in the second cropping season and lower again in the third cropping season. As an exception, weed densities were lowest in the first season at site Z. Both set-ups indicated that weed density decreased as the age of the perennial mixture increased.

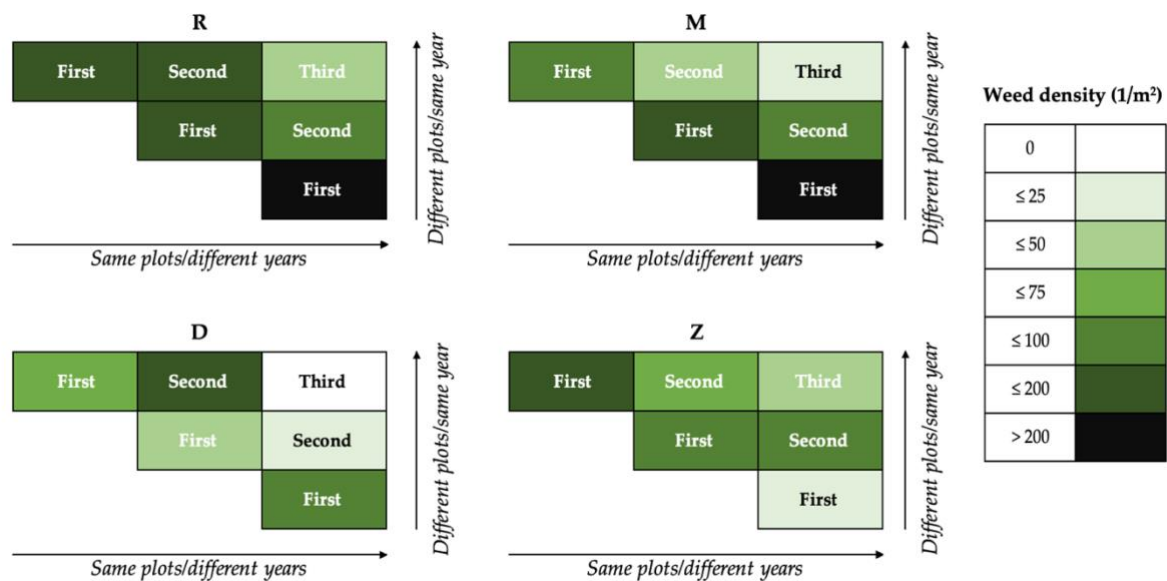


Figure 2. Weed density at the four experimental sites in two set-ups. Plots based on the chronological progression of the experiments are given in Table 2. The weed density classes are divided into intervals of 0 to ≤100, 101 to ≤200 and greater than 200, with the interval from 0 to ≤100 subdivided into 25 steps. The intensity of the colour increases with weed density class.

4. DISCUSSION

This study investigated the performance of a commercially available perennial wildflower mixture for its interaction with spontaneously occurring weeds during three seasons of cropping at two seed rates. Compared with the traditional practice of cultivating a single crop, a perennial flower mixture in principle increases biodiversity by adding multiple crop species into the system. Of the 23 species in the mixture, an average of only five emerged in the experimental period, raising questions about the suitability of the given mixture on sandy soils in northeast Germany.

The perennial mixture did not establish the expected crop densities either. At sites R and M, the species richness and plant densities of the crops were higher than at sites D and Z. One reason for the low crop densities could be the loss of seeds before emergence. Manual sowing placed the seeds on the soil surface. Seed-predating arthropods such as carabids, mammals such as rodents and birds may have predated some seeds from the surface. Moreover, if the crop seeds did not germinate and anchor with the radicle immediately due to dry weather conditions, strong winds may have blown some of these seeds away from the topsoil. Dry conditions after sowing are detrimental to proliferation; therefore, sowing should be avoided in periods of drought, either forecasted or based on experience. In experiments on the same land as D and Z in the present study, Redwitz et al. [5] introduced a complex method for establishing perennial crop mixtures by sowing the wildflower mixture in autumn with a frost-sensitive cover crop. Initiating species-rich permanent vegetation cover by sowing species mixtures on sandy soil is also problematic in the restoration of dry grasslands. According to Plückers et al. [33], abiotic microsite factors limit the number of species successfully establishing from a seed mixture.

In the first cropping season of the perennial mixture, different crop species germinated and performed better than the majority, specifically the sown perennial crop species *A. vulgaris*, *C. nigra* and *T. vulgare*. From the second cropping season onwards, these were the most dominant crop species across all sites and years. While conducting the plant surveys, it was apparent that these crop species produced a large biomass and covered most of the soil. Schmidt [34] and Von Cossel [25] report similar observations on competition between species in perennial mixtures. The crop species were competing and hampering each other's establishment and growth. The competition limited the emergence and early growth not only of weeds but of the crops as well. The interspecific competition in the perennial mixture decreased the number of crop species. Shannon's H illustrated that the perennial mixture was less diverse in the third cropping season. Some studies recommend reducing the number of species in the mixture to the benefit of the best performing ones [7,25,35]. The authors report

that cropping these mixtures with a smaller number of wildflower species contributes to the ecological and economic goals being met just as effectively as the original mixture of 23 species. Meanwhile, the performance of *T. vulgare* has encouraged breeding companies to breed this species in order to optimise the biomass yield for fermentation in biogas plants.

The plots sown at the recommended seed rate had higher crop densities, but the factor seed rate did not affect the number of the weed species or weed density. Thus, even a lower seed rate or a poorly developed perennial wildflower crop did not lead to higher weed infestations in these experiments.

Clear differences in weed species richness were found between the two regions. In Mecklenburg (R and M), more than twice the number of weed species were recorded than was the case in Brandenburg (D and Z). However, neither weed species richness nor weed density increased over the cropping seasons in either region. The majority of the recorded weeds emerged from the seed bank, which provided a stable weed species richness.

The number of seeds in a field's soil seed bank determine both weed species richness and weed densities. The most common weed species in this study was *C. album*, an annual weed that grows very fast and tall, producing a large number of seeds that accumulate in the soil seed bank and is the most widely distributed annual weed in maize fields [36,37,38]. During the complete first cropping season, seedlings of this species developed with a high weed density. In the following year, *C. album* was established in much lower densities. The absence of soil tillage and a single cut per year in all treatments in these experiments were to the detriment of annual weeds. The seeds are not incorporated into the soil and seed predation can effectively reduce the number of weed seeds entering the soil seed bank [39,40]. The surface, which was open in the first cropping season, was now covered by perennial crops and vegetative re-growing weeds. Soil covered with vegetation hinders the emergence of new seedlings and reduces weeds potentially growing in subsequent cropping seasons [41]. In Mecklenburg-Western Pomerania (R and M), in addition to *Elymus repens* the grass species *A. odoratum*, *A. spica-venti* and *P. annua* were observed crowding between the crops of the perennial mixture. These small grass species were able to slide and grow in gaps or even between the perennial mixtures. Froud-Williams [42] found the same capability of these species in experiments. This may be why perennials and grass species were recorded in higher densities in the third cropping season.

However, despite the occurrence of creeping perennial weeds at the sandy soil sites in all years, the observed densities did not present a threat to subsequent uses after three years of cropping. Brandsæter et al. [43] found that after the perennial cropping period, small to medium

infestations of creeping perennials can be managed with stubble cultivation and ploughing in spring without additional chemical control.

A multi-species mixture of plants cropped for perennial use will never establish unique crop stands like traditional crops, e.g., maize or wheat. Instead, a certain spatial and temporal divergence in species and their densities is to be expected. Despite their contribution to biodiversity in arable fields, weed populations should not gain predominance in any crop stand. In this respect, it is promising that the weed densities in the three cropping seasons assessed in the same plots/different years and different plots/same year set-ups largely followed the same trend. The same trend of a decrease in weed density with the duration of cropping was seen at the two sites R and M, which had more weeds overall. At the two Brandenburg sites of D and Z, which had far fewer weed species, the densities fell from the first to the third year, although not continuously in both set-ups. The findings from all four experimental sites demonstrated overall that there was no increase in weed density. Moreover, they indicated no additional risk of weeds arising from the immanent local variation in the diverse crop stands of a multiple-species mixture.

The hypotheses of this study were therefore confirmed. Cropping of the perennial crop mixture did not lead to the problematic development of weeds over the three experimental years, and it could help improve the biodiversity of agricultural landscapes and thus compensate for the negative effects of maize cropping. The combination of sandy soils and low precipitation in northeast Germany was challenging for the perennial wildflower mixture, which demonstrated its robustness.

These results highlight the usefulness of developing a perennial mixture suitable for sandy soils. A mixture of 23 species provides buffers for various environmental conditions, ensuring robustness for cropping on different sites. There should be no expectation of all species emerging on all sites, but some of the 23 species will be able to cope with local environmental conditions. This reinforces having a mixture of several species that are suitable for different conditions. This is not undermined by the complete absence of plants at site D in the third cropping season; as no weeds grew there either, the site was evidently too dry for any plant growth that season. However, improved adaptation of the perennial crop species mixture to the poor conditions of sandy soils and a dry climate would optimise their establishment and biomass production. This wildflower mixture adapted to local conditions could have a greater impact on biodiversity and weed suppression; therefore, preference should be given to fewer, better-performing crop species than a large number of species in the mixture. However, there are two consequences that favour multi-species mixtures: with respect to the small market for perennial flower crops, different mixtures adapted to specific conditions would represent a

financial challenge to seed providers and economic pressure would result in a few top-performing species being selected, thus reducing the contribution made to biodiversity.

AUTHOR CONTRIBUTIONS

Conceptualization, L.T., F.d.M., M.G., and B.G.; methodology, L.T.; Formal analysis, L.T.; Methodology, L.T., F.d.M.; Supervision, F.d.M. and B.G.; Visualization, L.T. and F.d.M.; Writing—original draft, L.T.; Writing—review & editing, F.d.M., M.G., and B.G. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

FUNDING

The experiments were financially supported by the Federal Ministry of Food and Agriculture of Germany (BMEL) via the “Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR)”, grant number (FKZ) 22401114. The work of Laura Tamms is funded by a Postgraduate Scholarship Programme of the German State of Mecklenburg-Western Pomerania.

INSTITUTIONAL REVIEW BOARD STATEMENT

Not applicable.

INFORMED CONSENT STATEMENT

Not applicable.

DATA AVAILABILITY STATEMENT

Data is available on request.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors thank Ingolf Gliege, Ines Heyer, Maren Knipping, Rosa Minderlen and Christoph v. Redwitz from the University of Rostock’s Faculty of Agriculture and Environmental Sciences for carefully conducting the field experiments at Rostock and their support while conducting the plant surveys. We thank Dietmar Barkusky, Müncheberg and Gernot Verch, Dedelow from the Leibniz Centre for Agricultural Landscape Research (ZALF) for carefully conducting the field experiments. We thank Evelin Willner and the staff of the experimental station at Malchow/Poel from the Leibniz Institute of Plant Genetics and Crop Plant Research (IPK) for carefully conducting the field experiments at Malchow.

CONFLICTS OF INTEREST

The authors declare no conflict of interest.

APPENDIX A

Table A1. Weed species recorded at each site during the cropping seasons. Weed species that grew on the site that cropping season are labelled with Rostock (R), Malchow (M), Dedelow (D) and Müncheberg (Z).

Weed species	First cropping	Second cropping	Third cropping
<i>Achillea millefolium</i> L.	Z	R, Z	Z
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	M	M	M
<i>Amaranthus retroflexus</i> L.	D, Z	Z	
<i>Anagallis arvensis</i> L.	M	R	
<i>Anchusa arvensis</i> M. Bieb.	M, R, D		
<i>Anthemis arvensis</i> L.		R	
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	R	R, Z	R, Z
<i>Apera spica-venti</i> Beauv.	R	R, D, Z	Z
<i>Aphanes arvensis</i> L.	M, R	R, D	
<i>Arabidopsis thaliana</i> Heynh.	M, R	M, R	M, R
<i>Arenaria serpyllifolia</i> L.	M	M, Z	M, Z
<i>Borago officinalis</i> L.	R		
<i>Brassica napus</i> L.	R, D	M	
<i>Brassica nigra</i> W. D. J. Koch	D		
<i>Bromus hordeaceus</i> L.	D		
<i>Capsella bursa-pastoris</i> Medik.	R, D, Z	R, Z	
<i>Centaurea cyanus</i> L.	R	M, R, Z	
<i>Cerastium arvense</i> L.	R, M	M, R	M, R
<i>Cereale ssp.</i>	M, R	R	M
<i>Chenopodium album</i> L.	M, R, D, Z	M, R, D, Z	R
<i>Cirsium arvense</i> Scop.	M, R, D, Z	M, R	M, R

<i>Crepis biennis</i> L.	R	R, Z	
<i>Crepis tectorum</i> L.	Z	Z	Z
<i>Echinochloa crus-galli</i> P. Beauv.	D, Z	D, Z	
<i>Elymus repens</i> Gould	R, D, Z	R, D, Z	R, Z
<i>Epilobium parviflorum</i> Schreb.	R	M	M
<i>Erigeron canadensis</i> L.	M, D	M, D, Z	M, Z
<i>Erophila verna</i> Besser	R		
<i>Euphorbia helioscopia</i> L.	M		
<i>Fallopia convolvulus</i> A. Löve	M, R, D, Z	M, R, D, Z	Z
<i>Festuca rubra</i> L.		M, R	
<i>Fumaria officinalis</i> L.	M	M	
<i>Galinsoga</i> ssp.	M, R	M	
<i>Galium aparine</i> L.		M	M
<i>Geranium pusillum</i> L.	R, D	D, Z	
<i>Glechoma hederacea</i> L.		M	
<i>Gnaphalium uliginosum</i> L.	M, R, D		
<i>Hieracium</i> ssp.	R	R, Z	
<i>Holcus lanatus</i> L.	M	M, R	M, R
<i>Hypericum perforatum</i> L.		M, R	M
<i>Hypochaeris glabra</i> L.	D, Z		
<i>Hypochaeris radicata</i> L.	R	R, Z	R, Z
<i>Lactuca serriola</i> L.	M	M, R	M, Z
<i>Lamium amplexicaule</i> L.	M, R, D	M	
<i>Lamium purpureum</i> L.	M, R	M, R	M
<i>Leontodon autumnalis</i> L.			Z
<i>Lolium perenne</i> L.	R		
<i>Lotus corniculatus</i> L.		R	
<i>Lupinus</i> ssp.	M	M	
<i>Matricaria chamomilla</i> L.	R	R, D	R

<i>Matricaria discoidea</i> DC.	D	D	
<i>Matricaria inodora</i> L.	D, Z	D, Z	Z
<i>Medicago lupulina</i> L.	M, R	M, R, Z	R
<i>Myosotis sylvatica</i> Ehrh. ex Hoffm.	R		M
<i>Oenothera biennis</i> L.	R, D	Z	Z
<i>Papaver rhoeas</i> L.	M, R	M, R, Z	Z
<i>Persicaria maculosa</i> Gray	M, R, D		
<i>Plantago lanceolata</i> L.	M, R	M, R	M, R
<i>Plantago major</i> L.	M, R, D	M, R, D	
<i>Plantago media</i> L.		D	
<i>Poa annua</i> L.	M, R, D	M, R, D	M, R
<i>Poa trivialis</i> L.	R, M	M, R, Z	M, R
<i>Polygonum aviculare</i> L.	M, R, D, Z	M, D, Z	
<i>Polygonum lapathifolium</i> L.	M, R	M, R	
<i>Ranunculus repens</i> L.		M	
<i>Rorippa sylvestris</i> Besser		M	
<i>Rumex acetosa</i> L.	M, R, Z	R, Z	R, Z
<i>Rumex acetosella</i> L.		Z	Z
<i>Rumex crispus</i> L.	M	M, R, Z	M, R
<i>Rumex obtusifolius</i> L.	M, R	M, Z	
<i>Secale cereale</i> L.	R	Z	
<i>Senecio vulgaris</i> L.	M		M
<i>Setaria viridis</i> P. Beauv.	Z	Z	
<i>Sinapis arvensis</i> L.		M	
<i>Sisymbrium officinale</i> Scop.	M		
<i>Solanum nigrum</i> L.	M		
<i>Solidago canadensis</i> L.		Z	Z
<i>Sonchus arvensis</i> L.	M, R	R	
<i>Spergula arvensis</i> L.	M, R, D	M, D, Z	

<i>Stellaria media</i> Vill.	M, R, D, Z	M, R, Z	M, R
<i>Taraxacum officinale</i> F. H. Wigg.	M, R, D, Z	M, R, D, Z	M, R, D
<i>Thlaspi arvense</i> L.	M, D, Z	M	
<i>Tordylium officinale</i> Reichb.	D		
<i>Trifolium</i> ssp.	M, R, D, Z	M, R, D, Z	M, R, D, Z
<i>Urtica dioica</i> L.	M	M	M
<i>Veronica arvensis</i> L.	M, R, D	M	M
<i>Veronica hederifolia</i> L.	M, R	M, R	R
<i>Veronica persica</i> Poir.	M, R	M, R	R
<i>Vicia</i> ssp.	M, R, D, Z	M, R, D, Z	M, R, Z
<i>Viola arvensis</i> Murray	M, R, D, Z	M, R, D, Z	R

REFERENCES

- Lüker-Jans, N.; Simmering, D.; Otte, A. The impact of biogas plants on regional dynamics of permanent grassland and maize area—The example of Hesse, Germany (2005–2010). *Agric. Ecosyst. Environ.* **2017**, *241*, 24–38. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
 - German Maize Committee. Fakten—Statistik—Deutschland-Maisanbauflächen in Deutschland. Available online: <https://www.maiskomitee.de/fakten.aspx/statistik/deutschland> (accessed on 9 December 2020).
 - Meissle, M.; Mouron, P.; Musa, T.; Bigler, F.; Pons, X.; Vasileiadis, V.P.; Otto, S.; Antichi, D.; Kiss, J.; Pálincás, Z.; et al. Pests, pesticide use and alternative options in European maize production: Current status and future prospects. *J. Appl. Entomol.* **2010**, *134*, 357–375. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
 - Pedroli, B.; Elbersen, B.; Frederiksen, P.; Grandin, U.; Heikkilä, R.; Krogh, P.H.; Izakovičová, Z.; Johansen, A.; Meiresonne, L.; Spijker, J. Is energy cropping in Europe compatible with biodiversity?—Opportunities and threats to biodiversity from land-based production of biomass for bioenergy purposes. *Biomass Bioenergy* **2010**, *55*, 73–86. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
 - von Redwitz, C.; Glemnitz, M.; Hoffmann, J.; Brose, R.; Verch, G.; Barkusky, D.; Bellingrath-Kimura, S. Microsegregation in maize cropping—A chance to improve farmland biodiversity. *Gesunde Pflanz.* **2019**, *71*, 87–102. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
 - Kiesel, A.; Wagner, M.; Lewandowski, I. Environmental performance of Miscanthus, switchgrass and maize: Can C4 perennials increase the sustainability of biogas production? *Sustainability* **2017**, *9*, 5. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[Green Version](#)]
 - Von Cossel, M.; Lewandowski, I. Perennial wild plant mixtures for biomass production: Impact of species composition dynamics on yield performance over a five-year cultivation period in southwest Germany. *Eur. J. Agron.* **2016**, *79*, 74–89. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
 - Lewandowski, I. The role of perennial biomass crops in a growing bioeconomy. In *Perennial Biomass Crops for a Resource-con-Strained World*; Barth, S., Murphy-Bokern, D., Kalinina, O., Taylor, G., Jones, M., Eds.; Springer: Cham, Switzerland, 2016; Volume 319, pp. 3–13. [[Google Scholar](#)]
 - Börjesson, P. Environmental effects of energy crop cultivation in Sweden: Identification and quantification. *Biomass Bioenergy* **1999**, *16*, 137–154. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
 - Netzwerk Lebensraum Feldflur. Energie aus Wildpflanzen Praxisempfehlung für den Anbau von Wildpflanzen zur Biomasseproduktion. Available online: https://www.saaten-zeller.de/rel/images/biogas/praxisratgeber_wildpflanzen_energie.pdf (accessed on 1 April 2021).
-

11. Emmerling, C. Impact of land-use change towards perennial energy crops on earthworm population. *Appl. Soil Ecol.* **2014**, *84*, 12–15. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
12. Emmerling, C.; Schmidt, A.; Ruf, T.; von Francken-Welz, H.; Thielen, S. Impact of newly introduced perennial bioenergy crops on soil quality parameters at three different locations in W-Germany. *J. Plant. Nutr. Soil Sci.* **2017**, *180*, 759–767. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
13. Zhang, Y.; Li, Y.; Jiang, L.; Tain, C.; Li, J.; Xiao, Z. Potential of perennial crops on environmental sustainability of agriculture. *Procedia Environ. Sci.* **2011**, *10*, 1141–1147. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[Green Version](#)]
14. Houghton, A.J.; Bohan, D.A.; Clark, S.J.; Mallott, M.D.; Mallot, V.; Sage, R.; Karp, A. Dedicated biomass crops can enhance biodiversity in the arable landscape. *GCB Bioenergy* **2016**, *8*, 1071–1081. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)] [[Green Version](#)]
15. Werling, B.P.; Dickson, T.L.; Isaacs, R.; Gaines, H.; Gratton, C.; Gross, K.L.; Liere, H.; Malmstrom, C.M.; Meehan, T.D.; Ruan, L.; et al. Perennial grasslands enhance biodiversity and multiple ecosystem services in bioenergy landscapes. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **2014**, *111*, 1652–1657. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)] [[Green Version](#)]
16. Benton, T.G.; Vickery, J.A.; Wilson, J.D. Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? *Trends Ecol. Evol.* **2003**, *18*, 182–188. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
17. Wagner, C.; Schmidt, C. Blühflächen erhöhen die Tierartenvielfalt in der Feldflur. In *Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) (ed) Wildtiere in der Agrarlandschaft 14*; Kulturlandschaftstag: Freising, Germany; Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL): Freising-Weihenstephan, Germany, 2016; pp. 53–62. [[Google Scholar](#)]
18. Vollrath, B.; Werner, A.; Degenbeck, M.; Illies, I.; Zeller, J.; Marzini, K. Energetische Verwertung von Kräuterreichen Ansaaten in der Agrarlandschaft und im Siedlungsbereich-eine Ökologische und Wirtschaftliche Alternative bei der Biogasproduktion. Energie aus Wildpflanzen-Schlussbericht. Available online: https://www.lwg.bayern.de/mam/cms06/landespflge/dateien/energie_aus_wildpflanzen_fnr_abschlussbericht_22005308_in.pdf (accessed on 1 April 2021).
19. Uyttenbroeck, R.; Hatt, S.; Piqueray, J.; Paul, A.; Bodson, B.; Francis, F.; Monty, A. Creating perennial flower strips: Think functional! *Agric. Agric. Sci. Procedia.* **2015**, *6*, 95–101. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[Green Version](#)]
20. Albrecht, H. Suitability of arable weeds as indicator organisms to evaluate species conservation effects of management in agricultural ecosystems. *Agric. Ecosyst. Environ.* **2003**, *98*, 201–211. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
21. Marshall, E.J.P.; Brown, V.K.; Boatman, N.D.; Lutman, P.J.W.; Squire, G.R.; Ward, L.K. The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields. *Weed Res.* **2003**, *43*, 77–89. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[Green Version](#)]
22. Kulkarni, S.S.; Dossdall, L.M.; Spence, J.R.; Willenborg, C.J. Field density and distribution of weeds are associated with spatial dynamics of omnivorous ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *Agric. Ecosyst. Environ.* **2017**, *236*, 134–141. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
23. Schumacher, M.; Dieterich, M.; Gerhards, R. Effects of weed biodiversity on the ecosystem service of weed seed predation along a farming intensity gradient. *Glob. Ecol. Conserv.* **2020**, *24*, e01316. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
24. Vollrath, B.; Marzini, K. Mehr Vielfalt und rentable Biogasproduktion -mit den richtigen Blühmischungen ist beides möglich. *LWG* **2016**, *5*, 1–5. [[Google Scholar](#)]
25. Von Cossel, M.; Steberl, K.; Hartung, J.; Pereira, L.A.; Kiesel, A.; Lewandowski, I. Methane yield and species diversity dynamics of perennial wild plant mixtures established alone, under cover crop maize (*Zea mays* L.), and after spring barley (*Hordeum vulgare* L.). *Glob. Chang. Biol. Bioenergy* **2019**, *11*, 1376–1391. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[Green Version](#)]
26. Feledyn-Szewczyk, B.; Matyka, M.; Staniak, M. Comparison of the Effect of Perennial Energy Crops and Agricultural Crops on Weed Flora Diversity. *Agronomy* **2019**, *9*, 695. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[Green Version](#)]
27. Tørresen, K.S.; Skuterud, R.; Tandsaether, H.J.; Hagemo, M.B. Long-term experiments with reduced tillage in spring cereals. I. Effects on weed flora, weed seedbank and grain yield. *Crop Prot.* **2003**, *22*, 185–200. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
28. Woźniak, A.; Soroka, M. Biodiversity of weeds in pea cultivated in various tillage systems. *Rom. Agric. Res.* **2015**, *32*, 231–237. [[Google Scholar](#)]
29. Energie aus Wildpflanzen: Biogas-Mischungen für Innovative Landwirte. Available online: <https://www.saaten-zeller.de/landwirtschaft/biogas-i#bg> (accessed on 5 November 2020).

30. R Development Core Team. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*; R Foundation for Statistical Computing: Vienna, Austria, 2020; ISBN 3-900051-07-0. Available online: <http://www.R-project.org> (accessed on 12 October 2020).
31. Bates, D.; Mächler, M.; Bolker, B.; Walker, S. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *J. Stat. Softw.* **2015**, *67*, 1–48. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
32. Lenth, R. Emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. R Package Version 1.4.8. Available online: <https://CRAN.R-project.org/package=emmeans> (accessed on 15 December 2020).
33. Plückers, C.; Rascher, U.; Scharr, H.; von Gillhaussen, P.; Beierkuhnlein, C.; Temperton, V.M. Sowing different mixtures in dry acidic grassland produced priority effects of varying strength. *Acta Oecol.* **2013**, *53*, 110–116. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
34. Schmidt, A.; Kirmer, A.; Kiehl, K.; Tischew, S. Seed mixture strongly affects species-richness and quality of perennial flower strips on fertile soil. *Basic Appl. Ecol.* **2019**, *42*, 62–72. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
35. Bonin, C.L.; Fidel, R.B.; Banik, C.; Laird, D.A.; Mitchell, R.; Heaton, E.A. Perennial biomass crop establishment, community characteristics, and productivity in the upper US Midwest: Effects of cropping systems seed mixtures and biochar applications. *Eur. J. Agron.* **2018**, *101*, 121–128. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[Green Version](#)]
36. Redwitz, C.; Gerowitt, B. Which factors support the occurrence of *Chenopodium album* in maize fields in Northern Germany? In Proceedings of the 26th German Conference on Weed Biology and Weed Control, Braunschweig, Germany, 11–14 March 2014; pp. 165–171. [[Google Scholar](#)]
37. Brust, J.; Claupein, W.; Gerhards, R. Growth and weed suppression ability of common and new cover crops in Germany. *J. Crop Prot.* **2014**, *63*, 1–8. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
38. Williams, T. A Study of the competitive ability of *Chenopodium album* L. *Weed Res.* **1964**, *4*, 283–295. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
39. Westerman, P.R.; Hofman, A.; Vet, L.E.M.; van der Werf, W. Relative importance of vertebrates and invertebrates in epigeaic weed seed predation in organic cereal fields. *Agric. Ecosyst. Environ.* **2003**, *95*, 417–425. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
40. Meiss, H.; Le Lagadec, L.; Munier-Jolain, N.; Waldhardt, R.; Petit, S. Weed seed predation increases with vegetation cover in perennial forage crops. *Agric. Ecosyst. Environ.* **2010**, *138*, 10–16. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
41. Van der Putten, W.H.; Mortimer, S.R.; Hedlund, K.; Van Dijk, C.; Brown, V.K.; Lepš, J.; Rodriguez-Barrueco, C.; Roy, J.; Diaz Len, T.A.; Gormsen, D.; et al. Plant species diversity as a driver of early succession in abandoned fields: A multi-site approach. *Oecologia.* **2000**, *124*, 91–99. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
42. Froud-Williams, R.J.; Drennan, D.S.H.; Chancellor, R.J. Influence of Cultivation Regime on Weed Floras of Arable Cropping Systems. *J. Appl. Ecol.* **1983**, *20*, 187–197. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
43. Brandsæter, L.O.; Mangerud, K.; Helgheim, M.; Berge, T.W. Control of perennial weeds in spring cereals through stubble cultivation and mouldboard ploughing during autumn or spring. *Crop Prot.* **2017**, *98*, 16–23.

4. BEWERTEN VON MANAGEMENTMAßNAHMEN MECHANISCHE PFLEGE IM HERBST UND HERBIZIDANWENDUNGEN AUF NACHBARFLÄCHEN.

4.1. ZUSAMMENFASSUNG

In Agrarökosystemen gewinnen die Aussaaten von Wildpflanzenstreifen zunehmend an Bedeutung, um die biologische Vielfalt zu fördern. Wildpflanzenstreifen verbleiben in der Regel für einen Zeitraum von fünf Jahren auf landwirtschaftlichen Flächen, bevor sie umgebrochen und neu angelegt werden. Während dieser Zeit kann sich die Zusammensetzung der Pflanzenarten durch Sukzessionsprozesse verändern, was zu einem Rückgang der Artenvielfalt führen kann. Zudem kann der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln auf angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen zusätzlich die Vegetationszusammensetzung beeinflussen. Die vorliegende Studie quantifiziert die Auswirkungen von Herbizidanwendungen auf benachbarte Wildpflanzenstreifen. Darüber hinaus wurde untersucht, ob mechanische Pflegemaßnahmen zur Förderung der Biodiversität in Wildpflanzenstreifen beitragen können. Die Ergebnisse zeigten, dass die Herbizidanwendungen auf angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen einen Einfluss auf die Vegetation des Wildpflanzenstreifens hatten. Während die Arten der ausgesäten Wildpflanzenmischung nicht direkt beeinflusst wurden, führte die Anwendung zu einer Reduktion der Artenvielfalt sowie des Shannon-Index der Spontanvegetation. Die mechanische Pflege beeinflusst sowohl die Pflanzendichte als auch die Artenvielfalt innerhalb der Wildpflanzenstreifen. Mit zunehmender Anzahl der mechanischen Pflege steigt sowohl die Pflanzendichte als auch der Artenreichtum der Wildpflanzen. Bei der Spontanvegetation hingegen nimmt die Pflanzendichte kontinuierlich ab. Die Effekte der mechanischen Pflege variieren in Abhängigkeit vom Standjahr des Wildpflanzenstreifens. Erst im fünften Standjahr führte die mechanische Pflege zu einer gesteigerten Pflanzendichte der Wildpflanzen. Im Gegensatz dazu nahm die Pflanzendichte und Artenvielfalt der Spontanvegetation in allen Standjahren mit mechanischer Pflege zu. Die mechanisch gepflegten Wildpflanzenstreifen wiesen insgesamt eine geringere Pflanzendichte und Artenvielfalt der Wildpflanzen und eine höhere Pflanzendichte und Artenvielfalt der Spontanvegetation auf im Vergleich zu den unbehandelten Wildpflanzenstreifen. Die Ergebnisse zeigen, dass Herbizidanwendungen auf angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen die Diversität in Wildpflanzenstreifen indirekt beeinflussen können, insbesondere durch eine Reduktion der Spontanvegetation. Darüber hinaus kann die mechanische Pflege die Biodiversität der Wildpflanzenstreifen fördern, jedoch ist der Effekt vom Standjahr abhängig. Die Ergebnisse unterstreichen die Notwendigkeit, den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln in der Nähe von Wildpflanzenstreifen zu überdenken und Bewirtschaftungsmaßnahmen gezielt zu planen.

4.2. ABSTRACT

In agricultural ecosystems, the sowing of perennial wildflower strips is increasingly important to promote biodiversity. Perennial wildflower strips usually remain undisturbed for a period of five years before they are plowed and replanted. However, during this period, the vegetation composition of the sown crop species may change due to succession processes, which can lead to a decline in species richness. Additionally, the use of pesticide on neighboring agricultural areas can also have an impact on the vegetation composition of the wildflower strips. This study quantifies the effects of herbicide applications on neighboring wildflower strips. Furthermore, it was investigated whether mechanical maintenance practices can contribute to the promotion of biodiversity in wildflower strips. The results showed that the application of pesticides on neighboring agricultural areas had an impact on the vegetation of the perennial wildflower strips. While the sown crop species were not directly affected, the application led to a reduction in species diversity and the Shannon index of the weeds. The mechanical maintenance practices affects both plant density and species diversity. With increasing mechanical maintenance, both the plant density and the species richness of the sown crop species increase. By contrast, the weeds density decreases continuously. The effect of mechanical maintenance varies depending on the year in which the flower strip was established. Not until the fifth cropping season did mechanical maintenance led to an increased plant density of sown crop species. In contrast, the plant density and species diversity of the weeds increased in all cropping season. Compared to the untreated wildflower strips, the mechanically maintained wildflower strips had a lower overall plant density and species diversity of sown crop species and a higher plant density and species diversity of weeds. Overall, the use of pesticides on neighboring agricultural areas can indirectly influence the diversity in wildflower strips, by reducing weeds. In addition, mechanical maintenance practices, can promote the biodiversity of wildflower strips, but the effect depends on the year of establishment. The results underline the need to reconsider the use of pesticides near wildflower strips and the specific planning of management measures to promote biodiversity.

4.3. EINLEITUNG

Gesellschaftliche und ökologische Veränderungen führen zu einer schrittweisen Verschlechterung der Lebensräume von Flora und Fauna. Faktoren wie Urbanisierung, intensive Land- und Forstwirtschaft, Klimawandel und zunehmende Umweltverschmutzung tragen erheblich zum Rückgang der Artenvielfalt bei. Die Landwirtschaft gilt als eine der Hauptursachen für den Rückgang der biologischen Vielfalt. Besonders die zunehmende Spezialisierung landwirtschaftlicher Betriebe und der intensive Einsatz von Pflanzenschutzmitteln und Düngemitteln tragen maßgeblich zu diesem Verlust bei (Kleijn et al., 2009; Stevens et al., 2010). Dreifeldrige Fruchtfolgen oder sogar Monokulturen bieten nur begrenzt Lebensräume. Mit der intensiven Bewirtschaftung werden Begleitvegetationen weitgehend entfernt, wodurch die Nahrungs- und Rückzugsräume für zahlreiche Tierarten verloren gehen (Wietzke et al., 2020). Infolgedessen kommt es zu einer erheblichen Beeinträchtigung der Artenvielfalt innerhalb landwirtschaftlicher Flächen. Studien zeigen jedoch, dass eine höhere Landschaftskomplexität eine positive Wirkung auf die Biodiversität haben kann (Gabriel et al., 2005; Marshall, 2009).

Um dem Verlust der biologischen Vielfalt in Agrarlandschaften entgegenzuwirken und die Landschaftskomplexität zu erhöhen, werden zunehmend Agrarumweltmaßnahmen implementiert. Eine dieser Maßnahmen sind Wildpflanzenstreifen. Diese können innerhalb von Ackerflächen, auf dem Vorgewende oder entlang von Feldrändern angelegt werden. Dort dienen sie nicht nur als Rückzugsorte sowie Vernetzungskorridore für zahlreiche Tier- und Pflanzenarten, sondern tragen auch wesentlich zur Förderung landwirtschaftlicher Nützlinge bei (Hatt et al., 2017; Hatt et al., 2019). Durch das gezielte Anlegen artenreicher Wildpflanzenstreifen wird die Präsenz von Nützlingen unterstützt, was zu einer effektiveren biologischen Schädlingskontrolle führen kann und dadurch den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln reduziert (Garibaldi et al., 2014; Egan, 2014; Li et al., 2021). Die Anlage von Wildpflanzenstreifen stellt somit eine effektive Maßnahme dar, um natürliche Ressourcen bereitzustellen und die Artenvielfalt zu erhalten (Batáry et al., 2015; Degenbeck, 2015).

In der Landwirtschaft werden weltweit Pflanzenschutzmittel eingesetzt. Der intensive Herbizideinsatz auf landwirtschaftlichen Flächen, die unmittelbar an Wildpflanzenstreifen angrenzen, ist ein zentraler Punkt in Diskussionen (Freier et al. 2018). Selbst geringe Mengen von Herbiziden könnten die Vegetationszusammensetzung innerhalb der Wildpflanzenstreifen beeinflussen. Mehrere Studien haben den Einfluss von Herbiziden auf Arthropodengemeinschaften (Boatman, 2004; Egan et al., 2014; Heyer et al., 2018) und Pflanzen (Olszyk et al., 2017) untersucht. Während für Phytotoxizitätstests im Rahmen der Risikobewertung hauptsächlich Kulturpflanzen als Indikatorarten verwendet werden, liegen

nur wenige Erkenntnisse über die Empfindlichkeit von Nicht-Kulturpflanzen vor. Verschiedene Studien haben jedoch gezeigt, dass Nicht-Kulturpflanzen gegenüber Herbizideinträgen eine hohe Variabilität in ihrer Empfindlichkeit aufweisen (Olszyk et al., 2008; Olszyk et al., 2017; Boutin et al., 2004; Boutin et al., 2010; Boutin & Carpenter, 2010). In Gewächshaus- und Feldversuchen wurde festgestellt, dass selbst geringe Mengen von Herbiziden nachteilige Auswirkungen auf die Reproduktion von Nicht-Kulturpflanzen haben können, wodurch sich langfristig Veränderungen in der Artenzusammensetzung ergeben. Während viele dieser Studien auf die direkten Applikationen von Herbiziden in höheren Dosen fokussiert sind, zeigte Pimental (1992), dass bereits geringe Herbizidkonzentrationen die Biodiversität negativ beeinträchtigen können, was wiederum weitreichende Konsequenzen für die gesamte Pflanzengemeinschaft hat. Zur Minimierung solcher unbeabsichtigten Einträge werden technische Maßnahmen wie die Nutzung abdriftmindernder Applikationstechniken verwendet werden. Dennoch kann eine vollständige Vermeidung von geringen Mengen von Pflanzenschutzmitteln nicht gewährleistet werden, sodass diese Mengen auf angrenzende Wildpflanzenstreifen gelangen können. Diese Einträge könnten potenziell die Vegetation innerhalb des Wildpflanzenstreifens beeinflussen, indem sie das Wachstum und die Konkurrenzverhältnisse zwischen verschiedenen Pflanzenarten verändern.

Die fünfjährige Standzeit kann das Wachstum konkurrenzstarker Pflanzen begünstigen, wodurch weniger konkurrenzfähige Pflanzenarten verdrängt und die Artenvielfalt reduziert wird. In den Wildpflanzenstreifen sind keine mechanischen oder händischen Pflegemaßnahmen wie das Zurückschneiden oder Ausdünnungen vorgesehen. Solche Maßnahmen könnten jedoch dazu beitragen, dominante Pflanzenarten zu entfernen und so Raum für konkurrenzschwächere Pflanzenarten zu schaffen. Zudem könnte die mechanische Pflege durch die Aktivierung der Samenbank die Keimung weiterer Pflanzenarten begünstigen. Vor diesem Hintergrund ergeben sich die zentralen Aspekte dieser Studie. Erstens stellt sich die Frage, ob angrenzende Herbizidanwendungen einen Einfluss auf die Biodiversität in Wildpflanzenstreifen haben, und zweitens, inwieweit eine mechanische Pflege gezielt zur Förderung der Artenvielfalt beitragen kann.

Zur Beantwortung des ersten Aspektes wurde ein dreijähriger Feldversuch mit Wildpflanzenstreifen unterschiedlichen Alters durchgeführt. Dabei wurden auf einem angrenzenden Streifen gängige Herbizidanwendungen für Raps, Winterweizen und Mais simuliert. Die Vegetationsuntersuchung innerhalb der Wildpflanzenstreifen erfolgte an zwei Referenzpunkten: "randnah" (1 m) und "randfern" (7 m) von den Herbizidanwendungen. Jährlich wurden die Pflanzenarten, ihre Pflanzendichten sowie die Deckung der Vegetation durch visuelle Schätzung erfasst, um mögliche Unterschiede in Abhängigkeit von der Entfernung zur Herbizidapplikation zu analysieren. Es wurde die Hypothese aufgestellt, dass

bei einer Herbizidanwendung nach den Prinzipien der "guten fachlichen Praxis" keine Unterschiede zwischen den Referenzpunkten hinsichtlich Artenreichtums, Pflanzendichte und Deckung auftreten. Zur Untersuchung des zweiten Aspekts wurde der Einfluss mechanischer Pflegemaßnahmen auf Pflanzendichte und Artenreichtum quantifiziert. Hierzu wurde jährlich die Hälfte der untersuchten Wildpflanzenstreifen mechanisch bearbeitet. Es wurde hypothesiert, dass durch die mechanische Pflege dominante Pflanzenarten zurückgedrängt werden können, wodurch anderen Pflanzenarten eine Etablierung ermöglicht wird, was zu einer Erhöhung der Biodiversität führt.

4.4. MATERIAL UND METHODEN

Feldversuch

Der Feldversuch begann im Jahr 2014 und wurde auf dem Stover Acker der Universität Rostock durchgeführt. Das Klima ist maritim mit einem Jahresniederschlag von 570,3 mm und einer mittleren Jahrestemperatur von 10,5 °C (Mittelwerte von 2014 – 2020, Wetterstation Davis und Hellmann) geprägt. Der Bodentyp ist lehmiger Sand mit einer Ackerzahl von 45. Zwischen 2014 und 2018 wurden jährlich Anfang Mai vier neue Parzellen mit der Wildpflanzenmischung BG 70 der Saaten Zeller GmbH & Co. KG (Saaten Zeller, 2024) eingesät. Die Aussaat erfolgte manuell (vgl. Kapitel 2.3). Diese speziell für die Biomasseproduktion entwickelte Wildpflanzenmischung enthält einjährige, zweijährige und mehrjährige Pflanzenarten (Tabelle 2.7-1). Jährlich im Oktober wurde die gesamte Biomasse der Wildpflanzenstreifen geerntet und vollständig von den Versuchsflächen entfernt.

Versuchsdesign

Das Versuchsdesign entspricht dem Aufbau, der in Kapitel 2.2 beschrieben und in Abbildung 2.2-2 dargestellt ist. Im Feldversuch wurden drei experimentelle Faktoren "Saatjahr", "mechanische Pflege" und "Herbizidanwendungen auf Nachbarflächen" untersucht.

Felderhebungen

Die Vegetationserhebungen wurden gemäß der in Kapitel 2.4 beschriebenen Methodik durchgeführt. Da zum Zeitpunkt des ersten Erhebungstermins (Mai) im Jahr 2020 noch nicht alle für den Faktor „Herbizidanwendungen auf Nachbarflächen“ relevanten Herbizide appliziert worden waren, wurde ein zusätzlicher Erhebungstermin im Juni angesetzt. Daher wurde der erste Erhebungstermin für diesen Faktor auf Juni verlegt.

Die Vegetationserhebungen erfolgte auf den Plots mit einer Größe von 0,5 m² (Abbildung 2.4- 1). Zu den Erhebungsterminen wurden der Artenreichtum, die Pflanzendichte

sowie die Deckung erfasst. Die Pflanzen wurden, soweit möglich auf Artniveau bestimmt, andernfalls erfolgte die Bestimmung auf Gattungsniveau. Nicht genauer bestimmbar Individuen einer Gattung wurden der Art mit der höchsten Pflanzendichte innerhalb derselben Gattung zugeordnet.

Bei der Spontanvegetation wurde *Bromus* sp. zu *Bromus hordeaceus*, *Rumex* sp. zu *Rumex acetosa* und *Matricaria* sp. zu *Matricaria chamomilla* hinzugefügt. Zu ihren Gattungen zusammengefasst wurden *Vicia* sp., *Trifolium* sp., *Geranium* sp., *Dianthus* sp. und *Juncus* sp.. Bei den Arten aus der Wildpflanzenmischung BG 70 wurden die *Melilotus*-Arten und die *Malva*-Arten zu ihrer Gattung *Melilotus* sp. und *Malva* sp. zusammengefasst.

Experimentelle Faktoren

Der Faktor "Saatjahr" bestand aus vier Stufen, die die Saatjahre der Wildpflanzenmischung BG 70 in den Jahren 2015 bis 2018 umfasst (Abbildung 2.3-1).

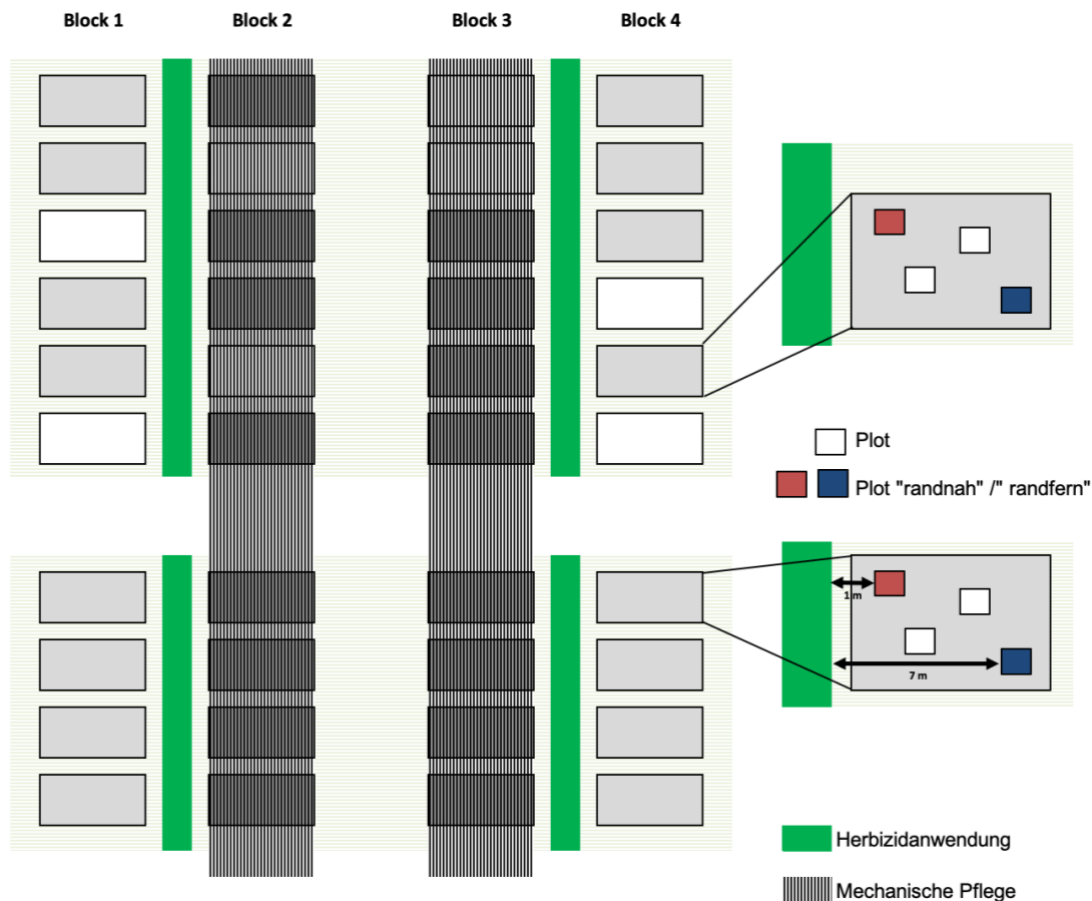


Abbildung 4.4-1: Die grau hinterlegten Parzellen kennzeichnen die in der Studie verwendeten Parzellen. Der grün markierte Bereich stellt den Spritzbalken der Herbizidanwendung dar. Jede Parzelle verfügt über vier Plots, wobei die beiden farbigen Plots in die Analyse der „Herbizidanwendungen auf Nachbarflächen“ einbezogen wurden, während alle vier Plots in die Analyse der „mechanischen Pflege“ eingegangen sind.

Der Faktor "mechanische Pflege" wurde ab Herbst 2016 jährlich durchgeführt. Hierbei wurden der Block 2 und der Block 3 nach der Ernte der oberirdischen Biomasse mit einer Fräse mechanisch bearbeitet (Abbildung 1).

Für den Faktor „Herbizidanwendungen auf Nachbarflächen“ wurde eine dreifeldrige Fruchtfolge aus Winterraps (2018), Winterweizen (2019) und Mais (2020) mit einem beispielhaften jährlichen Einsatzmenge an Herbiziden (Tabelle 4.4-1) simuliert.

Die Herbizide wurden in der Nähe der Wildpflanzenparzellen auf dem 2,0 m breiten Mittelstreifen zwischen dem Block 1 und Block 2 und dem Block 3 und Block 4 (Abbildung 4.4- 1) gemäß der "guten landwirtschaftlichen Praxis" ausgebracht.

Die Ausbringung erfolgte mit einer handgeführten und luftunterstützten Feldspritze auf einem Rad (PSP-AT/ 07 / 012 der Agrartest GmbH). Die Feldspritze war mit einem 1,5 m langen Spritzgestänge mit drei kompakten Doppelflachstrahldüsen (IDKN 120 04 POM) ausgestattet. Der Abstand zwischen den Düsen und der Gestängehöhe über der Vegetation betrug 50 cm. Die Sprühkompaktdüsen haben eine Abdriftminderung von bis zu 90 %. Bei der Feldanwendung wurde ein Druck von 1,1 bar, eine Aufwandmenge von 350 l/ha und eine Geschwindigkeit von 3,3 km/h verwendet.

Tabelle 4.4-1: Angewandte Herbizide

Kultur	Jahr	Datum	Herbizide/Hilfsmittel	Wirkstoffe
Winter- raps	2017	09.10	0,2 l/ha Runway +	240 g/l Clopyralid + 80 g/l Picloram +
			1,0 l/ha Clearfield-Clentiga +	40 g/l Aminopyralid
			1,0 l/ha Dash E.C.	12,5 g/l Imazamox, 250 g/l Quinmerac
		17.10	2,0 l/ha Focus Ultra + 2,0 l/ha Dash	100 g/l Cycloxydim
Winter- weizen	2018	16.10	0,5 l/ha Cadou SC +	500 g/l Flufenacet
			3,0 l/ha Picona	16 g/l Picolinafen, 320 g/l Pendimethalin
Mais	2020	03.04	0,07 kg/ha Biathlon 4D +	714 g/kg Tritosulfuron,
			1,0 l/ha Dash EC	54 g/kg Florasulam
Mais	2020	08.05	2,0 l/ha Spectrum Gold	280 g/l Dimethenamid-P., 250 g/l Terbutylazin
		26.05	0,2 kg /ha Arrat + 1,0 l/ha Dash E.C.	250 g/kg Tritosulfuron, 500 g/kg Dicamba

Analysen

Die Auswirkungen der Managementmaßnahme „mechanische Pflege“ und „Herbizidanwendungen auf Nachbarflächen“ wurden unabhängig analysiert. In beiden Analysen wurden die Daten der sechsjährigen Wildpflanzenstreifen entfernt, da die Wildpflanzenstreifen maximal fünf Jahre auf den Ackerflächen stehen dürfen, bevor der Status Ackerland aberkannt wird (BMEL, 2023).

Für die Analyse der Managementmaßnahme „Herbizidanwendungen auf Nachbarflächen“ wurden die Vegetationserhebungen und die Deckung von zwei der vier Plots, die „randnah“ (1 m) und „randfern“ (7 m) von der Herbizidanwendung entfernt lagen herangezogen (Abbildung 4.4-1). Die Daten aus den Plots wurden pro Variante und Erhebungsjahr zusammengefasst und Diversitätsindizes (Artenreichtum, Pflanzendichte, Shannon-Index) bezogen auf einen 0,5 m² berechnet. Der Einfluss der Herbizidanwendung wurde separat für die Wildpflanzen und die Spontanvegetation innerhalb eines Erhebungstermins analysiert.

Für die Analyse der Managementmaßnahme „mechanische Pflege“ wurden nur die Vegetationsdatensätze des zweiten Erhebungstermines verwendet. Die Vegetationsdaten aus den vier Plots wurden pro Parzelle und Erhebungsjahr (2017–2020) zusammengefasst. Die einjährigen Wildpflanzenstreifen wurden dabei aus dem Datensatz ausgeschlossen, da sie noch keiner mechanischen Pflege unterzogen waren. In Abbildung 4.4-2 ist dargestellt, wie häufig jeder Wildpflanzenstreifen (in vertikaler Betrachtung) wiederholt mechanisch gepflegt wurde.

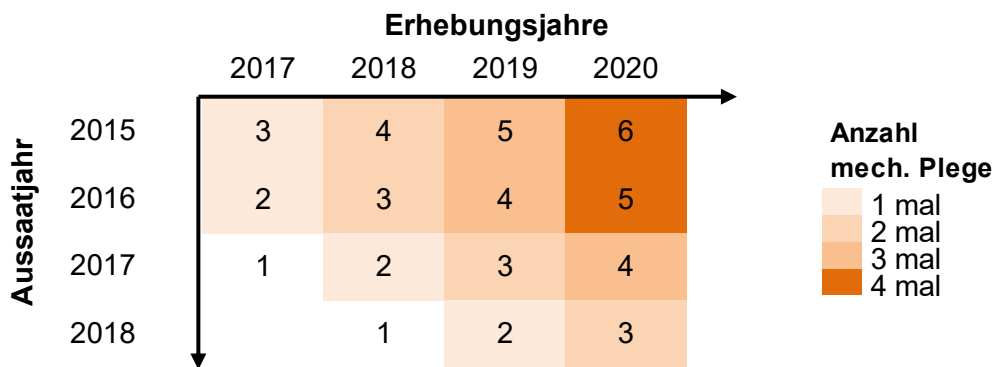


Abbildung 4.4-2. Mechanischen Pflege in den Wildpflanzenstreifen von 2017 bis 2020. Die unterschiedlichen Farben repräsentieren die Anzahl der wiederholten mechanischen Pflege. Die Zahlen in den Kästchen geben das Alter der jeweiligen Wildpflanzenstreifen an. Horizontale Betrachtung zeigt denselben Wildpflanzenstreifen im Verlauf der Erhebungsjahre. Vertikale Betrachtung zeigt unterschiedliche Wildpflanzenstreifen im selben Erhebungsjahr.

Insgesamt wurden drei Analysen durchgeführt:

1. Der **Anzahl-abhängige Effekt der mechanischen Pflege** untersucht den Einfluss der mechanischen Pflege, gemessen an der Anzahl der durchgeführten mechanischer Pflege, auf die Pflanzendichten und Artenreichtum.
2. Der **Standjahr-abhängige Effekt der mechanischen Pflege** hingegen zeigt, welchen Einfluss eine zusätzliche mechanische Pflege in Abhängigkeit vom Standjahr auf die Pflanzendichten und Artenreichtum hat.
3. Die **Vergleichsanalyse** untersucht, wie sich die Pflanzendichte und Artenreichtum innerhalb desselben Standjahres in Abhängigkeit von der Anzahl der durchgeführten mechanischen Pflege verändert.

Der Zusammenhang zwischen der Deckung der Wildpflanzen und der Spontanvegetation wurde mit einer Korrelationsanalyse untersucht (Spearman-Rangkorrelation, Hollander & Wolfe 1973; Best & Roberts 1975) verwendet.

Statistik

Alle statistischen Analysen erfolgten mit der Software R (R CORE TEAM, 2024).

Für den Faktor „mechanische Pflege“ wurden die Pflanzendichten und der Artenreichtum mithilfe des Pakets „vegan“ (Oksanen et al. 2024) auf einen Quadratmeter berechnet.

Zur Untersuchung des Einflusses des Faktors mechanische Pflege auf die Vegetation wurden lineare gemischte Modelle unter Verwendung des Pakets „lme4“ (Bates et al. 2015) erstellt. Um die Voraussetzungen für die Modelle zu erfüllen, wurden die Daten zur Pflanzendichte von Wildpflanzen und Spontanvegetation sowie zum Artenreichtum der Wildpflanzen logarithmisch transformiert. Dadurch wurde eine Annäherung an die Normalverteilung sichergestellt.

In diesen Modellen wurden die fixen Effekte mechanische Pflege und Standjahr sowie deren Interaktion und Block und Erhebungsjahr als verschachtelte Zufallseffekte einbezogen. Um den Einfluss der mechanischen Pflege auf die Vegetation in Abhängigkeit vom Standjahr und der Anzahl der durchgeführten mechanischen Pflege zu schätzen, wurde das Paket „emmeans“ (Lenth 2024) mit der Funktion „emtrends“ verwendet. Ein Effektfaktor von 1 zeigt keine Veränderung an, während Werte > 1 auf eine Zunahme und Werte < 1 auf eine Abnahme der Pflanzendichte und Artenreichtum hinweisen.

Die Funktion „contrast“ wurde genutzt, um paarweise Vergleiche zwischen der Kontrollgruppe (keine mechanische Pflege) und der Behandlungsgruppen (mechanische Pflege) durchzuführen.

Für den Faktor „Herbizidanwendungen auf Nachbarflächen“ wurden die Pflanzendichten, der Artenreichtum und der Shannon-Index mithilfe des Pakets „vegan“ (Oksanen et al. 2024) auf einer Fläche von 0,5 m² berechnet.

Zur genauen Berechnung des Shannon-Index muss mehr als eine Art pro Plot wachsen. Daher wurden alle Plots mit weniger als einer Pflanzenart von den Analysen ausgeschlossen. Dieser Schritt führte zu unterschiedlichen Stichprobengrößen für die Spontanvegetation und die Wildpflanzen. Die Vegetationsdaten wurden unter Verwendung des Levene-Tests auf Varianzhomogenität und Normalverteilung getestet. Die Daten zur Pflanzendichte der Wildpflanzen wurden Log-transformiert, die Daten zur Pflanzendichte der Spontanvegetation wurden im ersten Erhebungstermin Quadratwurzel-Transformiert und im zweiten Erhebungstermin Log-transformiert.

Lineare gemischte Modelle wurden mit dem R-Paket "lme4" (Bates 2015) erstellt und paarweise Post-hoc-Vergleiche mit TUKEY-Anpassungen mit einem Signifikanzniveau von $p < 0,05$ mit dem R-Paket "emmeans" (Lenth 2024) durchgeführt. Die festen Effekte beinhalten die Entfernung („randnah“ (1 m) / „randfern“ (7 m), das Standjahr sowie deren Interaktion und den verschachtelten Zufallseffekt Block und Plot und den Zufallseffekt Erhebungsjahr.

Die Berechnung der Spearman-Korrelation erfolgte mit der Funktion `cor.test()` und der Methode „Spearman“ in R. Die abhängigen Variablen sind die Deckung der Wildpflanzen und der Spontanvegetation. Fehlende Werte wurden mittels der Option `use = "complete.obs"` ausgeschlossen, sodass nur vollständige Beobachtungen in die Analyse einfließen.

4.5. ERGEBNISSE

Anzahl-abhängiger Effekt der mechanischen Pflege auf die Pflanzendichte

Ohne mechanische Pflege bleibt die Wildpflanzendichte (Effektfaktor 1,099) über die Standjahre hinweg konstant (Tabelle 4.5-1). Beim Übergang von 0 auf 1-malige mechanische Pflege nimmt die Wildpflanzendichte um etwa 37,6% (Effektfaktor 1,376) zu. Mit jeder weiteren durchgeführten mechanischen Pflege erhöht sich die Pflanzendichte weiter. Bei 3-maliger mechanischer Pflege liegt die erwartete Pflanzendichte durchschnittlich beim 2,158-fachen, was einer Zunahme von 116%, im Vergleich zur Ausgangssituation (mech. Pflege = 0) entspricht. Alle Werte sind statistisch signifikant.

Ohne den Einsatz der mechanischen Pflege nimmt die Pflanzendichte der Spontanvegetation ab. Der Einsatz der mechanischen Pflege führt bei der Spontanvegetation zu einer kontinuierlichen Abnahme der Pflanzendichte. Bei 1-maliger mechanischer Pflege sinkt der Effektfaktor auf 0,715, was auf eine Reduktion der Dichte um circa 29 % entspricht. Bei einer Steigerung auf 4-maliger mechanischer Pflege sinkt die Pflanzendichte um circa 40 % (Effektfaktor 0,592). Auch diese Effekte sind statistisch signifikant.

Tabelle 4.5-1: Veränderung der Pflanzendichte (exponentiell zurücktransformierte Werte), Wildpflanzen und der Spontanvegetation in Abhängigkeit von der Anzahl mechanischen Pflegen. Werte sind signifikant, wenn das Konfidenzintervall (CL) den Wert 1 nicht einschließt.

	Anzahl mech. Pflege	Effektfaktor	Unteres CL	Oberes CL	SE	df
Wildpflanzen	0	1,099	0,914	1,321	0,093	88,17
	1	1,376	1,132	1,673	0,096	32,01
	2	1,723	1,267	2,343	0,147	19,39
	3	2,158	1,382	3,370	0,214	20,94
	4	2,702	1,495	4,885	0,286	23,32
Spontan- vegetation	0	0,760	0,638	0,907	0,088	88,14
	1	0,715	0,604	0,845	0,083	35,00
	2	0,672	0,520	0,867	0,122	19,46
	3	0,631	0,435	0,915	0,179	21,38
	4	0,592	0,360	0,975	0,242	24,33

Standardfehlerwerte (SE); Freiheitsgrade (df)

Anzahl-abhängiger Effekt der mechanischen Pflege auf den Artenreichtum

Der Artenreichtum der Wildpflanzen nimmt ohne mechanische Pflege ab (Tabelle 4.5-2). Durch die Durchführung der mechanischen Pflege steigt der Artenreichtum. Bei 3-maliger mechanischer Pflege ist eine Zunahme des Artenreichtums zu beobachten (Effektfaktor 1,093), was einer Steigerung des Artenreichtums um etwa 9 % entspricht. Mit 4-maliger mechanischer Pflege steigt der Effektfaktor auf 1,175, was einer Zunahme des Artenreichtums um etwa 17,5 % entspricht. Keine der Zunahmen ist signifikant.

Im Gegensatz dazu nimmt der Artenreichtum der Spontanvegetation ohne mechanische Pflege ab (Effektfaktor -3,158). Mit zunehmender Anzahl der mechanischen Pflege steigt die Artenzahl, bleibt weiterhin im negativen Bereich, sodass insgesamt ein Rückgang des Artenreichtums der Spontanvegetation zu verzeichnen ist. Die Durchführung 1-maliger mechanischer Pflege führt zur Zunahme des Artenreichtums um etwa 0,636 Arten. Ab 3-maliger und 4-maliger mechanischer Pflege sind die Zunahmen nicht mehr signifikant. Der Anstieg des Artenreichtums durch die mechanische Pflege reicht nicht aus, um den Verlust des Artenreichtums vollständig auszugleichen.

Tabelle 4.5-2: Veränderung des Artenreichtums, Wildpflanzen und der Spontanvegetation in Abhängigkeit von der Anzahl mechanischen Pflegen. Werte sind signifikant, wenn das Konfidenzintervall (CL) den Wert 0 nicht einschließt.

	Anzahl mech. Pflege	Effektfaktor	Unteres CL	Oberes CL	SE	df
Wildpflanzen*	0	0,882	0,809	0,962	0,043	87,60
	1	0,948	0,881	1,019	0,036	57,30
	2	1,018	0,917	1,130	0,051	34,90
	3	1,093	0,937	1,277	0,076	39,00
	4	1,175	0,951	1,451	0,105	44,40
Spontan-vegetation	0	-3,158	-4,166	-2,149	0,507	87,90
	1	-2,522	-3,493	-1,552	0,478	34,50
	2	-1,887	-3,366	-0,408	0,707	19,30
	3	-1,252	-3,406	0,902	1,036	21,10
	4	-0,617	-3,497	2,264	1,396	24,00

Standardfehlerwerte (SE); Freiheitsgrade (df)

*Für die Wildpflanzen wurden die Werte exponentiell zurücktransformiert. Werte sind signifikant, wenn das Konfidenzintervall den Wert 1 nicht einschließt.

Standjahr-abhängiger Effekt der mechanischen Pflege auf die Pflanzendichte

Der Einfluss der mechanischen Pflege auf die Wildpflanzendichte variiert in Abhängigkeit vom Standjahr. In den Standjahren 2, 3 und 4 geht eine zusätzliche mechanische Pflege mit einem Rückgang der Wildpflanzendichte einher (Effektfaktor < 1). Der stärkste Rückgang der Wildpflanzendichte wird im zweiten Standjahr beobachtet. Der Effektfaktor liegt bei etwa 0,58, was einem Rückgang der Pflanzendichte von ca. 42 % entspricht (Tabelle 4.5-3). Im fünften Standjahr wirkt sich eine zusätzliche mechanische Pflege mit einem leichten Anstieg der Wildpflanzendichte aus, was sich in einem Effektfaktor von 1,13 ausdrückt.

Der Einfluss der mechanischen Pflege auf die Dichte der Spontanvegetation variiert ebenfalls mit dem Standjahr. In jedem Standjahr liegt der Effektfaktor über 1, was darauf hinweist, dass eine zusätzliche mechanische Pflege mit einem Anstieg der Dichte der Spontanvegetation verbunden ist. So beträgt der Effektfaktor im zweiten Standjahr etwa 1,66, was einer Zunahme der Pflanzendichte um rund 66 % entspricht. Während der Effektfaktor im fünften Standjahr auf etwa 1,37 absinkt, führt dies immer noch zu einer Steigerung der Pflanzendichte von 37 % im Vergleich zu keiner mechanischen Pflege. Alle Konfidenzintervalle umfassen den Wert 1. Die Effektfaktoren sind somit nicht statistisch signifikant.

Tabelle 4.5-3: Standjahr-abhängiger Effekt der mechanischen Pflege auf die Pflanzendichten (exponentiell zurücktransformierte Werte), der Wildpflanzen und der Spontanvegetation. Werte sind signifikant, wenn das Konfidenzintervall (CL) den Wert 1 nicht einschließt.

	Standjahr	Effektfaktor	Unteres CL	Oberes CL	SE	df
Wildpflanzler	2	0,575	0,302	1,096	0,283	8,56
	3	0,720	0,426	1,217	0,219	6,56
	4	0,902	0,601	1,353	0,166	6,07
	5	1,130	0,840	1,519	0,139	14,92
Spontan-vegetation	2	1,657	0,983	2,795	0,218	6,50
	3	1,557	1,003	2,417	0,164	4,35
	4	1,462	1,034	2,070	0,123	3,86
	5	1,374	1,079	1,750	0,113	14,02

Standardfehlerwerte (SE); Freiheitsgrade (df)

Standjahrabhängiger Effekt der mechanischen Pflege auf den Artenreichtum

Der Einfluss der mechanischen Pflege auf den Artenreichtum der Wildpflanzen und Spontanvegetation variiert mit dem Standjahr.

Im zweiten Standjahr beträgt der Effektfaktor für die Wildpflanzen 0,797, was bedeutet, dass eine zusätzliche mechanischen Pflege mit einem Rückgang des Artenreichtums um etwa 20 % verbunden ist (Tabelle 4.5-4). Auch im dritten Standjahr führt eine zusätzliche mechanische Pflege zu einem Rückgang des Artenreichtums, beide Effekte sind signifikant. Mit fortschreitendem Standjahr nimmt der reduzierende Einfluss der mechanischen Pflege auf den Artenreichtum der Wildpflanzen ab. Im vierten und fünften Standjahr sind keine signifikanten Effekte mehr nachweisbar. Im fünften Standjahr liegt der Effektfaktor bei 0,988, was einem unbehandelten Zustand entspricht.

Für die Spontanvegetation sind die Konfidenzintervalle sehr breit, was auf eine hohe Unsicherheit in den Schätzungen hindeutet. In den ersten drei Standjahren führt eine zusätzliche mechanischen Pflege zu einer Steigerung des Artenreichtums, jedoch ist diese Zunahme nicht signifikant abgesichert. Die Konfidenzintervalle beinhalten in den Standjahr 2 bis 4 negative Werte, was auf eine ungenaue Schätzung schließen lässt. Im fünften Standjahr liegt das Konfidenzintervall (1,088 bis 3,896) vollständig oberhalb des Neutralwerts 0, sodass hier ein signifikanter positiver Effekt erkennbar ist. Das bedeutet, dass der Artenreichtum im fünften Standjahr mit einer zusätzlichen mechanischen Pflege signifikant zunimmt.

Tabelle 4.5-4: Standjahr-abhängiger Effekt der mechanischen Pflege auf den Artenreichtum der Wildpflanzen und der Spontanvegetation. Werte sind signifikant, wenn das Konfidenzintervall (CL) den Wert 0 nicht einschließt.

	Standjahr	Effektfaktor	Unteres CL	Oberes CL	SE	df
Wildpflanzen*	2	0,797	0,674	0,943	0,075	9,50
	3	0,856	0,749	0,979	0,049	4,17
	4	0,920	0,823	1,028	0,034	2,83
	5	0,988	0,907	1,077	0,042	34,48
Spontan-vegetation	2	0,586	-2,456	3,628	1,267	6,52
	3	1,222	-1,335	3,778	0,955	4,41
	4	1,857	-0,159	3,872	0,721	3,93
	5	2,492	1,088	3,896	0,654	13,82

Standardfehlerwerte (SE); Freiheitsgrade (df)

*Für die Wildpflanzen wurden die Werte exponentiell zurücktransformiert. Werte sind signifikant, wenn das Konfidenzintervall den Wert 1 nicht einschließt.

Auswertung der Vergleichsanalysen

Die Vergleichsanalyse zeigt, dass die Pflanzendichte der Wildpflanzen in den Standjahren 2, 3 und 4 mit zunehmender Anzahl mechanischer Pflege im Vergleich zur Kontrollgruppe abnimmt (Tabelle 4.5-5). Im fünften Standjahr sind die Effektfaktoren >1, was eine Zunahme der Pflanzendichte im Vergleich zur Kontrollgruppe darstellt.

Tabelle 4.5-5: Ergebnisse der Vergleichsanalyse für Pflanzendichte und Artenreichtum der Wildpflanzen und Spontanvegetation in Abhängigkeit der Standjahre (Sj.). Werte gelten als signifikant, wenn $p < 0,05$.

Sj.	Vergleich	Wildpflanzen				Spontanvegetation			
		Pflanzendichte		Artenreichtum		Pflanzendichte		Artenreichtum	
		EF ± SE	p	EF ± SE	p	EF ± SE	p.	EF ± SE	p
2	Anzahl mech. Pfl. 1 - KG	0,58 ± 1,33	0,24	0,80 ± 1,08	0,04	1,66 ± 1,24	0,16	0,59 ± 1,27	0,94
	Anzahl mech. Pfl. 2 - KG	0,33 ± 1,76	0,24	0,64 ± 1,16	0,04	2,75 ± 1,55	0,16	1,17 ± 2,53	0,94
	Anzahl mech. Pfl. 3 - KG	0,19 ± 2,34	0,24	0,51 ± 1,25	0,04	4,55 ± 1,92	0,16	1,76 ± 3,80	0,94
	Anzahl mech. Pfl. 4 - KG	0,11 ± 3,10	0,24	0,40 ± 1,35	0,04	7,54 ± 2,39	0,16	2,35 ± 5,07	0,94
3	Anzahl mech. Pfl. 1 - KG	0,72 ± 1,24	0,44	0,86 ± 1,05	0,09	1,56 ± 1,18	0,14	1,22 ± 0,95	0,57
	Anzahl mech. Pfl. 2 - KG	0,52 ± 1,55	0,44	0,73 ± 1,10	0,09	2,42 ± 1,39	0,14	2,44 ± 1,91	0,57
	Anzahl mech. Pfl. 3 - KG	0,37 ± 1,93	0,44	0,63 ± 1,16	0,09	3,77 ± 1,63	0,14	3,66 ± 2,86	0,57
	Anzahl mech. Pfl. 4 - KG	0,27 ± 2,40	0,44	0,54 ± 1,22	0,09	5,88 ± 1,92	0,14	4,89 ± 3,82	0,57
4	Anzahl mech. Pfl. 1 - KG	0,90 ± 1,18	0,89	0,92 ± 1,03	0,24	1,46 ± 1,13	0,11	1,86 ± 0,72	0,17
	Anzahl mech. Pfl. 2 - KG	0,81 ± 1,39	0,89	0,85 ± 1,07	0,24	2,14 ± 1,28	0,11	3,71 ± 1,44	0,17
	Anzahl mech. Pfl. 3 - KG	0,73 ± 1,65	0,89	0,78 ± 1,11	0,24	3,13 ± 1,45	0,11	5,57 ± 2,16	0,17
	Anzahl mech. Pfl. 4 - KG	0,66 ± 1,95	0,89	0,72 ± 1,14	0,24	4,58 ± 1,64	0,11	7,43 ± 2,88	0,17
5	Anzahl mech. Pfl. 1 - KG	1,13 ± 1,15	0,77	0,99 ± 1,04	0,98	1,37 ± 1,12	0,05	2,49 ± 0,65	0,01
	Anzahl mech. Pfl. 2 - KG	1,28 ± 1,32	0,77	0,98 ± 1,09	0,98	1,89 ± 1,25	0,05	4,98 ± 1,31	0,01
	Anzahl mech. Pfl. 3 - KG	1,44 ± 1,52	0,77	0,97 ± 1,13	0,98	2,59 ± 1,40	0,05	7,48 ± 1,96	0,01
	Anzahl mech. Pfl. 4 - KG	1,63 ± 1,74	0,77	0,95 ± 1,18	0,98	3,57 ± 1,57	0,05	9,97 ± 2,62	0,01

Mechanische Pflege (Mech. Pfl); Kontrollgruppe (KG); Effektfaktoren (EF); Standardfehlerwerte (SE)

In keinem Standjahr sind die Effektfaktoren signifikant (Tabelle 4.5-5), alle p-Werte liegen über dem Signifikanzniveau. Auch der Artenreichtum der Wildpflanzen nimmt mit zunehmender Anzahl mechanischer Pflege ab. In den zweijährigen Wildpflanzenstreifen sind die Abnahmen signifikant. Bei der Spontanvegetation ist eine konsistente Zunahme von Artenreichtum und Pflanzendichte im Vergleich zur Kontrollgruppe zu erkennen. Bei den Standjahren 2, 3 und 4 sind die Unterschiede nicht signifikant. Im 5. Standjahr führt mechanische Pflege zu einem signifikanten Anstieg von Pflanzendichte und Artenreichtum im Vergleich zur Kontrollgruppe.

Auswirkung der Managementmaßnahme „Herbizidmaßnahme auf Nachbarflächen“

Während des Versuchszeitraumes wurden insgesamt 20 Wildpflanzenarten und 80 Arten der Spontanvegetation erfasst.

Die Analyse ergab, dass der Einsatz von Herbiziden in unmittelbarer Nachbarschaft einen signifikanten Einfluss auf den Artenreichtum und den Shannon-Index der Spontanvegetation hatte (Tabelle 4.5-6). Zum ersten Erhebungstermin war der Artenreichtum und Shannon-Index in den Plots „randfern“ höher (Abbildung 4.5-1).

Beim zweiten Erhebungstermin zeigt sich weiterhin ein signifikanter Unterschied im Artenreichtum. Der Artenreichtum in den Plots „randfern“ wies mehr Pflanzenarten auf. Der Shannon-Index unterschied sich im zweiten Erhebungstermin nicht mehr signifikant. Gleichzeitig wurde eine Abnahme der Pflanzendichte vom ersten Erhebungstermin (169 Individuen/m²) zum zweiten Erhebungstermin (79 Individuen/m²) festgestellt.

Im Gegensatz dazu zeigte sich bei den Wildpflanzen kein signifikanter Einfluss auf den Artenreichtum, den Shannon-Index sowie auf die Pflanzendichte. Über beide Erhebungstermine hinweg blieb die Anzahl der Wildpflanzenarten konstant bei vier Arten, die Wildpflanzendichte blieb mit einem Median von 17 Individuen/m² ebenfalls konstant. Der Shannon-Index betrug beim ersten Erhebungstermin 1,03 und sank beim zweiten Termin leicht auf 0,93. Das Standjahr und die Lage der Parzelle im Block hatte einen erheblichen Einfluss auf die Pflanzendichte, Artenreichtum, Shannon-Index und Deckung der Wildpflanzen sowie auf die Spontanvegetation (Tabelle 4.5-6).

Auch die Deckung wurde nicht durch die angrenzende Herbizidanwendung beeinflusst. Zwischen dem ersten und zweiten Erhebungstermin wurde ein allmählicher Anstieg der Deckung der Wildpflanzen beobachtet. Während die Deckung beim ersten Erhebungstermin etwa 20 – 25 % betrug, stieg er bis zum zweiten Erhebungstermin auf etwa 40 %. Im Gegensatz dazu verhielt sich die Deckung der Spontanvegetation entgegengesetzt. Diese lag beim ersten Erhebungstermin bei 50 – 55 % und sank bis zum zweiten Erhebungstermin leicht ab.

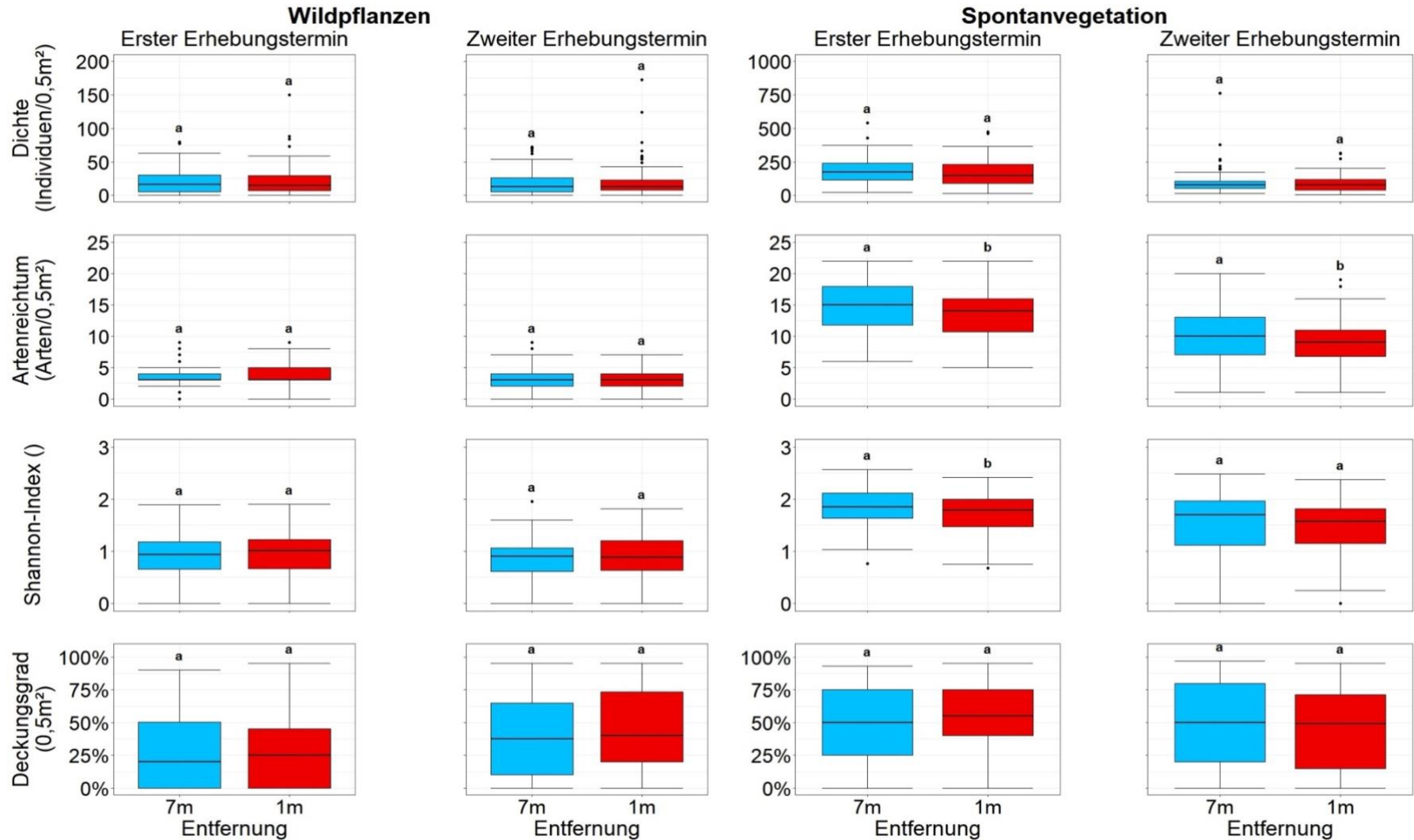


Abbildung 4.5-1: Pflanzendichte, Artenreichtum, Shannon-Index und Deckung von Wildpflanzen und Spontanvegetation (unterschiedliche Skalierung) in den zwei Erhebungsterminen im Erhebungsjahr 2018 bis 2020. Gleiche Buchstaben unterscheiden sich nicht signifikant ($p < 0,05$ Tukey's Test). Stichprobenumfang: Erster Erhebungstermin $N = 80$; Zweiter Erhebungstermin $N = 88$.

Tabelle 4.5-6: Signifikanz der Faktoren und ihrer Wechselwirkungen, getrennt für Wildpflanzen und Spontanvegetation.

	Erster Erhebungstermin					Zweiter Erhebungstermin				
	Fixe Effekte		Random-Effekte			Fixe Effekte		Random-Effekte		
	Ent- fernung	Stand- jahr	Block	Block(Parzelle)	Erhebungs- jahr	Ent- fernung	Stand- jahr	Block	Block(Parzelle)	Erhebungs- jahr
Wildpflanzen										
Dichte ¹	0,235	< 0,001***	0,084	< 0,001***	< 0,01**	0,586	< 0,001***	0,013*	< 0,001***	1,000
Artenzahl	0,929	0,081	0,316	< 0,001***	0,360	0,484	0,580	0,242	< 0,001***	0,202
Shannon	0,911	0,020*	0,135	< 0,01**	1,000	0,201	< 0,01**	0,036*	0,014*	0,877
Deckung	0,680	< 0,001***	0,033*	< 0,001***	1,000	0,176	< 0,01**	0,055	< 0,001***	< 0,01**
Spontanvegetation										
Dichte ²	0,118	0,020*	< 0,001***	< 0,001***	0,101	0,082	0,063	< 0,01**	< 0,01**	< 0,001***
Artenzahl	< 0,01**	< 0,001***	< 0,001***	0,016	1,000	< 0,01**	0,020*	< 0,01**	0,278	< 0,001***
Shannon	0,049*	0,318	0,125	0,126	0,420	0,293	< 0,001***	0,778	0,011*	< 0,001***
Deckung	0,715	0,059	0,027*	< 0,001***	1,000	0,320	< 0,001***	0,057	< 0,001***	< 0,01**

p < 0.05 ; p < 0.01 * , p < 0.001 ** , p < 0.0001 ***;

¹Daten wurden Log-transformiert;

²Daten wurden im ersten Erhebungstermin Quadratwurzel-transformiert und im zweiten Erhebungstermin Log-transformiert

Die Korrelationsanalysen zeigten eine negative Korrelation zwischen der Deckung der Wildpflanzen und der Spontanvegetation (Tabelle 4.5-7). Ein Anstieg der Deckung der Wildpflanzen ging mit einer Abnahme der Deckung der Spontanvegetation einher. Dies war beim ersten als auch beim zweitem Erhebungstermin der Fall.

Tabelle 4.5-7: Spearman-Korrelationskoeffizienten (ρ) für den Zusammenhang zwischen Deckung Wildpflanzen und Spontanvegetation.

Variablenpaare	Erhebungstermin	Spearman's ρ (roh)	p-Wert
Deckung Wildpflanzen	Erster	-0.936	< 0.0001
: Deckung Spontanvegetation	Zweiter	-0.407	< 0.0001

4.6. DISKUSSION

Die Untersuchungen zeigten, dass die Herbizidanwendung keinen Einfluss auf die ausgesäten Wildpflanzen hat. Im Gegensatz dazu wurden jedoch bei der Spontanvegetation signifikante Unterschiede in Bezug auf die Artenvielfalt festgestellt. Dieses Ergebnis widerlegt die Hypothese, dass bei einer ordnungsgemäßen Anwendung der Pflanzenschutzmittel, gemäß den Prinzipien der „guten fachlichen Praxis“, keine Auswirkungen auf die Biodiversität in angrenzenden Wildpflanzenstreifen zu erwarten sind.

Ähnliche Ergebnisse berichten die Studien von Kleijn et al. (2000) und Fried et al. (2018). Sie zeigten auf, dass der Einsatz von Herbiziden zu einem Rückgang des Artenreichtums führte. Geiger et al. (2010) zeigten, dass die Wirkung von Herbiziden stark von der Zielpopulation und den Anwendungsbedingungen abhängt. Die selektive Wirkung von Herbiziden auf typische Ackerunkräuter wurde ebenfalls in Studien wie der von Harker et al. (2012) hervorgehoben, die auf die potenzielle Rolle von Herbiziden bei der Förderung spezifischer Pflanzengemeinschaften hinweisen. Obwohl die Pflanzendichte der Spontanvegetation unverändert blieb, deutet dies darauf hin, dass sich die Artenzusammensetzung verschoben hat. Die verbleibenden Arten könnten von der Konkurrenzentlastung profitiert haben, die durch die selektive Bekämpfung bestimmter Unkrautarten entstanden ist, was durch Studien wie der von Schulz et al. (2021) gestützt wird. Diese zeigte, dass Herbizide spezifische Arten selektiv fördern können.

Die Beobachtung, dass die ausgesäten Wildpflanzen durch angrenzende Herbizidanwendungen keine signifikanten Beeinträchtigungen erfuhr, verdeutlicht die differenzierte Wirkung von Herbiziden. Wie Harker et al. (2012) betonen, sind moderne Herbizide oft so konzipiert, dass sie spezifische Zielarten bekämpfen, während andere

Pflanzen weitgehend verschont bleiben. Die Wirkung hängt auch stark vom jeweiligen Wachstumsstadium der Pflanzen ab. Marshall (2001) zeigte, dass bestimmte Pflanzenarten in frühen oder späteren Wachstumsstadien besonders anfällig auf Pflanzenschutzmaßnahmen reagieren können.

Die Reduktion der Spontanvegetation durch die Herbizidanwendung verringert das Risiko einer unerwünschten Verunkrautung innerhalb des Wildpflanzenstreifens, was aus der Sicht für Landwirte vorteilhaft sein kann. Aus der ökologischen Perspektive führt diese Abnahme zu einer Verringerung der Artenvielfalt im Agrarökosystem. Diese Resultate decken sich mit den Erkenntnissen aus der Studie von Hallmann et al. (2017), die einen Zusammenhang zwischen der Intensität von Pflanzenschutzmaßnahmen und einem Rückgang der Biodiversität in Agrarökosystemen feststellen. Geiger et al. (2010) weisen darauf hin, dass eine Reduktion der Biodiversität durch Pflanzenschutzmaßnahmen langfristige Auswirkungen auf die Stabilität und Resilienz von Ökosystemen haben kann.

Die beobachtete Abnahme der Artenreichtum in der Spontanvegetation zwischen dem ersten und zweiten Erhebungstermin ist primär auf das Fehlen frühblühender Arten zurückzuführen. Die geringe Abhängigkeit des Artenreichtums der Wildpflanzen von der Standzeit sowie dem Erhebungstermin lässt darauf schließen, dass sich vor allem die etablierten Wildpflanzen langfristig im Bestand halten, während sich die Bestandsentwicklung vor allem in der Pflanzendichte und in der Deckung widerspiegelte.

Insbesondere die Deckung zeigte eine Abhängigkeit vom Standjahr. Die durchgeführte Korrelationsanalyse deutet darauf hin, dass der etablierte Bestand der Wildpflanzen eine ausreichend hohe Konkurrenzkraft besitzt, um die Spontanvegetation wirksam zu unterdrücken. Diese Konkurrenzkraft zeigt sich insbesondere in einer abnehmenden Deckung und Pflanzendichten der Spontanvegetation über die Zeit, was auch in früheren Studien nachgewiesen wurde. So berichteten Von Cossel & Lewandowski (2016), dass sich die Bestandsdynamik mehrjähriger Wildpflanzenmischungen über die Jahre stabilisiert, während de Mol et al. (2018) eine zunehmende Unterdrückung der Spontanvegetation durch konkurrenzstarke Wildpflanzenarten (*T. vulgare*, *A. vulgaris* und *C. nigra*) beobachteten. Ähnliche Ergebnisse fanden Tamms et al. (2021), die eine deutliche Reduktion der Spontanvegetation in etablierten Wildpflanzenstreifen dokumentierten.

Diese Entwicklung geht jedoch mit einer zunehmenden Dominanz weniger, aber besonders konkurrenzfähiger Arten einher, was auf eine Homogenisierung der Wildpflanzenstreifen hinweist. Seibold et al. (2019) betonten, dass die Homogenisierung von Lebensräumen durch dominante Pflanzenarten zu einem Rückgang der Artenvielfalt führen kann.

Um dieser Homogenisierung entgegenzuwirken, wurde eine mechanische Pflegemaßnahme implementiert. Die drei durchgeführten Analysen liefern wichtige Erkenntnisse über die Rolle der mechanischen Pflege. Bei der Untersuchung des anzahlabhängigen Effekts der mechanischen Pflege wurde gezeigt, dass sowohl die Pflanzendichte als auch der Artenreichtum der Wildpflanzen mit zunehmender Anzahl der mechanischen Pflege anstieg. Gleichzeitig führte eine häufige mechanische Pflege zu einer kontinuierlichen Abnahme der Pflanzendichte der Spontanvegetation. Diese Ergebnisse deuten darauf hin, dass mechanische Pflege zur Regulierung von Spontanvegetation beitragen könnten, während sie gleichzeitig die Artenvielfalt und Pflanzendichte der Wildpflanzen fördern.

Allerdings zeigte sich, dass der Effekt der mechanischen Pflege stark vom Standjahr des Wildpflanzenstreifens abhängt. Die Analyse der standjahrabhängigen Effekte der mechanischen Pflege verdeutlicht, dass eine mechanische Pflege erst im fünften Standjahr zu einem Anstieg der Pflanzendichte der Wildpflanzen führte. In den vorherigen Standjahren hingegen war eine Abnahme zu beobachten. Eine zusätzliche mechanische Pflege gingen mit einer Reduktion sowohl der Wildpflanzendichte als auch der Artenvielfalt einher. Im Gegensatz dazu wurde in allen Standjahren eine Erhöhung der Dichte und der Artenvielfalt der Spontanvegetation durch die mechanische Pflege festgestellt. Der Vergleich mit unbehandelten Wildpflanzenstreifen zeigte, dass die mechanisch gepflegten eine geringere Pflanzendichte und Artenvielfalt der Wildpflanzen aufwiesen, während die der Spontanvegetation höher waren.

Daraus lässt sich schließen, dass die mechanische Pflege zwar zur Förderung der Artenvielfalt beiträgt, jedoch vorrangig die der Spontanvegetation. Im ganzheitlichen Biodiversitätskontext trägt sie somit zur Erhöhung der Diversität bei.

Gleichzeitig ist zu berücksichtigen, dass die wiederholte Bodenbearbeitung die zentralen Vorteile von Wildpflanzenstreifen, wie Bodenruhe, Erosionsschutz und einen geringen Arbeitsaufwand, erheblich beeinträchtigt (Mante & Gerowitt, 2007b; Emmerling et al., 2017; Walker et al., 2007). Zudem könnte die intensivierete Bodenbearbeitung langfristig negative Auswirkungen auf die Bodenstruktur und das Bodenleben haben, was den Nutzen von Wildpflanzenstreifen verringern könnte. Daher ist es wichtig, die Vorteile einer erhöhten Artenvielfalt gegen die möglichen Nachteile für die Bodenfunktionen abzuwägen, um nachhaltige Managementstrategien zu entwickeln.

Eine alternative Methode zur mechanischen Pflege könnte das regelmäßige Mulchen der Wildpflanzenstreifen darstellen, wie von Pfiffner et al. (2018) vorgeschlagen. Durch ein drei- bis viermal jährlich durchgeführtes Mulchen könnten dominante Pflanzenarten gezielt entfernt

werden, wodurch Ressourcen wie Licht, Platz und Nährstoffe für weniger konkurrenzstarke Pflanzen freigesetzt werden.

Die Erkenntnisse dieser Studie unterstreichen die zentrale Bedeutung einer sorgfältigen Planung von Pflanzenschutz- und Pflegemaßnahmen. Eine gezielte zeitlich-räumliche Koordination dieser Eingriffe kann dazu beitragen, unbeabsichtigte negative Effekte auf die Biodiversität in Wildpflanzenstreifen zu minimieren.

4.7. FINANZIERUNG

Die Versuche wurden von BASF technisch und finanziell unterstützt. Laura Tamms wird durch ein Promotionsstipendium der Landesgraduiertenförderung Mecklenburg-Vorpommern gefördert.

4.8. DANKSAGUNG

Die Autorin dankt Ingolf Gliege und Rosa Minderlen von der Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät der Universität Rostock für die sorgfältige Durchführung der Feldversuche in Rostock und die Unterstützung bei der Durchführung der Pflanzenerhebungen.

4.9. LITERATUR

- Batáry, P., Dicks, L.V., Kleijn, D., & Sutherland, W.J. (2015) The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management. *Conservation Biology*, 29(4), pp. 1006-1016.
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., & Walker, S. (2015) Fitting Linear, Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), pp. 1-48. Available at: <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>.
- Best, D.J., & Roberts, D.E. (1975) Algorithm AS 89: The Upper Tail Probabilities of Spearman's rho. *Applied Statistics*, 24, pp. 377–379.
- Boatman, N.D., Brickle, N.W., Hart, J.D., Milsom, T.P., Morris, A.J., Murray, A.W.A., Murray, K.A., & Robertson, P.A. (2004). Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds. *IBIS International Journal of Avian Science*, 146, pp.131–143.
- Boutin, C., Elmegaard, N., & Kjaer, C. (2004) Toxicity testing of fifteen non-crop plant species with six herbicides in a greenhouse experiment: Implications for risk assessment. *Ecotoxicology*, 13, pp. 349–369.
- Boutin, C., White, A.L., & Carpenter, D. (2010) Measuring variability in phytotoxicity testing using crop and wild plant species. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 29, pp. 327–337.
-

- Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) (2023). Publikationen - Umsetzung der Gemeinsamen Agrarpolitik der Europäischen Union 2023 in Deutschland. Available at: <https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/gap-2023.html> (Accessed: 13 October 2024).
- de Mol F, Tamms L, Gerowitt B (2018) Biodiversität einer mehrjährigen Wildpflanzenmischung für die Biogasproduktion. *Julius-Kühn-Archiv* 458, 35-40.
- Degenbeck, M. (2015) Ansaat von artenreichen Wildpflanzenmischungen für die Biogasproduktion. *Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft - Schrift*, 508, pp. 248–261.
- Egan, J.F., Barlow, K.M., & Mortensen, D.A. (2014) Herbicide drift can affect plant and arthropod communities. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 185, pp. 77–87.
- Emmerling, C., Schmidt, A., Ruf, T., von Francken-Welz, H., & Thielen, S. (2017). Impact of newly introduced perennial bioenergy crops on soil quality parameters at three different locations in W-Germany. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 180(6), pp. 759–767.
- Freier, B., Kregel, S., Kula, C., Kühn, S., & Kehlenbeck, H. (2018). Direkte und indirekte Einflüsse des Pflanzenschutzes auf die Biodiversität in der Agrarlandschaft - Stand des Wissens. *Julius-Kühn-Archiv*, 461, pp.190–191.
- Fried, G., Villers, A., & Porcher, E. (2018) Assessing non-intended effects of farming practices on field margin vegetation with a functional approach. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 261, pp. 33–44.
- Gabriel, D., Thies, C., & Tschamtko, T. (2005). Local diversity of arable weeds increases with landscape complexity. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 7, pp.85–93.
- Garibaldi, L.A., Carvalheiro, L.G., Leonhardt, S.D., et al. (2014) From research to action: enhancing crop yield through wild pollinators. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12, pp. 439–447.
- Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., et al. (2010) Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology*, 11(2), pp. 97–105. -
- Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., et al. (2017) More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLOS ONE*, 12(10), e0185809.
- Harker, K.N., O'Donovan, J.T., Blackshaw, R.E., et al. (2012) "Our View." *Weed Science*, 60.
- Hatt, S., Lopes, T., Boeraeve, F., Chen, J., & Francis, F. (2017) Pest regulation and support of natural enemies in agriculture: experimental evidence of within-field wildflower strips. *Ecological Engineering*, 98, pp. 240–245.
- Hatt, S., Uytendroek, R., Lopes, T., et al. (2019) Identification of flower functional traits affecting abundance of generalist predators in perennial multiple species wildflower strips. *Arthropod-Plant Interactions*, 13, pp. 127–137.

- Heyer, W., Deter, A., & von Eckstädt, V. (2018). Einfluss perennierender und anueller Fruchtart auf Anthropodengesellschaften - Dynamik und Triebkräfte in Agrar-Ökosystemen. *Journal für Kulturpflanzen*, 70, pp. 273–290.
- Hollander, M., & Wolfe, D.A. (1973) Nonparametric Statistical Methods. New York: John Wiley & Sons, pp. 185–194 (Kendall and Spearman tests).
- Kleijn, D., & Verbeek, M. (2000) Factors affecting the species composition of arable field boundary vegetation. *Journal of Applied Ecology*, 37, pp. 256–266.
- Kleijn, D., Kohler, F., Báldi, A., et al. (2009) On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the Royal Society B*, 276, pp. 903–909.
- Lenth, R. (2024) emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. R package, version 1.10.4. Available at: <https://CRAN.R-project.org/package=emmeans>.
- Li, S., Jaworski, C.C., Hatt, S., Zhang, F., Desneux, N., & Wang, S. (2021) Flower strips adjacent to greenhouses help reduce pest populations and insecticide applications inside organic commercial greenhouses. *Journal of Pest Science*, 94, pp. 679–689.
- Mante, J., & Gerowitt, B. (2007). Perspektiven für blütenreiche Saumbiotope in intensiv genutzten Agrarlandschaften. *Gesunde Pflanzen*, 59, pp.71–76.
- Marshall, E.J.P. (2001). Biodiversity, herbicides and non-target plants. *British Crop Production Council Conference Weeds*, pp.855–862.
- Marshall, E.J.P. (2009) The impact of landscape structure and sown grass margin strips on weed assemblages in arable crops and their boundaries. *Weed Research*, 49, pp. 107–115.
- Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., O'Hara, R., Solymos, P., Stevens, M., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., De Caceres, M., Durand, S., Evangelista, H., FitzJohn, R., Friendly, M., Furneaux, B., Hannigan, G., Hill, M., Lahti, L., McGlinn, D., Ouellette, M., Ribeiro Cunha, E., Smith, T., Stier, A., Ter Braak, C. & Weedon, J. (2024). vegan: Community Ecology Package. R package version 2.6-8. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Olszyk, D., Pflieger, T., Lee, E.H., et al. (2008) Selecting and evaluating native plants for region-specific phytotoxicity testing. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 4, pp. 105–117.
- Olszyk, D., Pflieger, T., Shiroyama, T., Blakeley-Smith, M., Lee, E.H., & Plocher, M. (2017). Plant reproduction is altered by simulated herbicide drift to constructed plant. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36(10), pp. 2799–2813.
- Pfiffner, L., Jamar, L., Cahenzli, F., Korsgaard, M., Swiergiel, W., & Sigsgaard, L. (2018). Perennial flower strips – A tool for improving pest control in fruit orchards. Research Institute of Organic Agriculture FiBL, *Technical Guide*, No. 1096.
- Pimentel, D., Stachow, U., et al. (1992). Conserving biological diversity in agricultural/forestry systems. *BioScience*, 42(5), pp.354.

- R Core Team (2024). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Verfügbar unter: <https://www.r-project.org/>.
- Saaten Zeller (2024). Energie aus Wildpflanzen: Biogas-Mischungen für innovative Landwirte. Verfügbar unter: <https://www.saaten-zeller.de/landwirtschaft/biogas-i#bg> [Zugriff: 30. Dezember 2024].
- Schulz, R., Bub, S., Petschick, L.L., Stehle, S., & Wolfram, J. (2021) Applied pesticide toxicity shifts toward plants and invertebrates, even in GM crops. *Science*, 372(6537), pp. 81–84.
- Seibold, S., Gossner, M.M., Simons, N.K., et al. (2019) Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature*, 574, pp. 671–674.
- Stevens, C.J., et al. (2010) Nitrogen deposition threatens species richness of grasslands across Europe. *Environmental Pollution*, 158, pp. 2940–2945.
- Tamms L, de Mol F, Glemnitz M, Gerowitt B, 2021: Weed Densities in Perennial Flower Mixtures Cropped for Greater Arable Biodiversity. *Agriculture*, 11, 501.
- Von Cossel M., Lewandowski, I. (2016) Perennial wild plant mixtures for biomass production: Impact of species composition dynamics on yield performance over a five-year cultivation period in southwest Germany, *European Journal of Agronomy*, 79, pp. 74-89.
- Walker, K.J., Critchley, C.N.R., Sherwood, A.J., Large, R., Nuttall, P., Hulmes, S., Rose, R. & Mountford, J.O. (2007) *The conservation of arable plants on cereal field margins: An assessment of new agri-environment scheme options in England, UK*. *Biological Conservation*, 136(2), pp. 260–270.
- Wetterstation Davis und Hellmann, Satower Straße 48, Universität Rostock, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Arbeitsgruppe Hydrologie und Angewandte Meteorologie.
- Wietzke, A., van Waveren, C.S., Bergmeier, E., Meyer, S., & Leuschner, C. (2020) Current State and Drivers of Arable Plant Diversity in Conventionally Managed Farmland in Northwest Germany. *Diversity*, 12.

5. UNTERSUCHUNG DER ÖKOSYSTEMDIENSTLEISTUNGEN BLÜHDAUER UND SAMENBEREITSTELLUNG IN ABHÄNGIGKEIT VOM ALTER DER WILDPFLANZENSTREIFEN

5.1. ZUSAMMENFASSUNG

Mehrfährige Wildpflanzenstreifen können der Schlüssel zur Förderung der Artenvielfalt in Agrarlandschaften und zur Erhaltung wertvoller Ökosystemdienstleistungen sein. Um die Entwicklung der Verfügbarkeit von Blüten und Samen über die Vegetationsperiode und die gesamte Standzeit hinweg zu untersuchen, wurden blühende Pflanzenarten sowie deren Blühzeitpunkt dokumentiert. Zudem wurden Trichter-Samenfallen zur Ermittlung der Samendichte aufgestellt. Die Ergebnisse der Studie zeigten, dass die untersuchte Wildpflanzenmischung BG 70 über die gesamte Standzeit hinweg kontinuierlich Blüten und Samen bereitstellt. Insbesondere die zweijährigen Wildpflanzenstreifen zeichneten sich durch die größte Blütenvielfalt und die höchste Samendichte aus. Die Spontanvegetation stellt im Frühsommer ein wichtiges Blütenangebot für die Fauna dar und spielt somit eine wesentliche Rolle für deren Erhaltung. Die ausgesäten Wildpflanzen ergänzen dieses Angebot ab Mitte August und übernehmen das Nahrungsangebot an Samen für die Fauna. Nach dem Etablierungsjahr blieben die Pflanzendichte, Samendichte und die Artenvielfalt der Samen der Wildpflanzenmischung BG 70 über die Standzeit konstant. Im Gegensatz dazu zeigten die Samendichte und der Artenreichtum der Spontanvegetation mit zunehmender Standzeit einen deutlichen Rückgang. Dies führte insgesamt zu einer Abnahme der Gesamtmenge an Samen (Wildpflanzen und Spontanvegetation) auf den Flächen. Obwohl die Wildpflanzenmischung BG 70 in erster Linie für die Biogaserzeugung konzipiert wurde, bietet sie ökologische Vorteile. Dazu zählen eine lange Blühperiode sowie eine kontinuierliche Samenproduktion, die im Vergleich zu konventionellen Ackerkulturen die Artenvielfalt erhöht. Dadurch leistet die Wildpflanzenmischung BG 70 einen wertvollen Beitrag zur Förderung der Biodiversität und zur ökologischen Stabilität in landwirtschaftlich genutzten Agrarökosystemen.

5.2. ABSTRACT

Perennial wildflower strips can be the key to promoting biodiversity in agricultural landscapes and preserving valuable ecosystem services. To analyze the availability of flowering plant species and seeds in wildflower strips during the vegetation period over multiple cropping seasons, plant density and species composition were specifically recorded, the flowering plant species and blooming times were documented, and funnel seed traps were set up. The results show that the perennial flower mixture BG 70 provided a continuous supply of flowers and seeds. The two-year perennial flower mixture was characterized by the greatest variety of

flower diversity and the highest seed density. The weeds are an important resource of flower for fauna in early summer and therefore play an important role in their conservation. Sown crop plants complemented this resource starting in mid-August, taking over the seed supply for the fauna. After the establishment year of the perennial flower mixture, the plant density, seed density and species diversity of the perennial flower mixture remained constant over the cropping seasons. In contrast, seed density and species richness of the weeds decreased over time. This led to an overall decrease in total quantity (seeds from both the perennial flower mixture and weeds) of remaining seeds on the plots. Although the perennial flower mixture BG 70 was primarily designed for biogas production, it offers ecological advantages. These include a long flowering period and continuous seed production, which increases biodiversity compared to conventional arable crops. As a result, the perennial flower mixture makes a valuable contribution to promoting biodiversity and ecological stability in agricultural ecosystems.

5.3. EINLEITUNG

Der in Nordostdeutschland weit verbreitete Anbau von Kulturpflanzen wie Raps, Weizen, Gerste und Mais bietet blütensuchenden Insekten nur begrenzte Nahrungsressourcen. Diese großflächigen Monokulturen, die oft über 100 Hektar umfassen, stellen nicht nur eine geringe Nahrungsgrundlage dar, sondern bieten kaum geeignete Lebensräume für Insekten und andere Tierarten. Die intensive Bodenbearbeitung, der Einsatz von Düngemitteln sowie chemischen Pflanzenschutzmitteln verstärken diese negativen Effekte, indem sie zusätzlich die verbleibenden Tierpopulationen weiter verdrängen (Kleijn et al., 2009; Stevens et al., 2010; Potts et al., 2010).

In den letzten Jahren hat das Ergebnis der sogenannten Krefeld-Studie (Hallmann et al., 2017), die den dramatischen Rückgang der Insektenpopulationen in Deutschland dokumentiert, die Notwendigkeit einer nachhaltigen Landwirtschaft in den Fokus gerückt. Im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) der Europäischen Union wird die Vergabe von Subventionen zunehmend an die Schaffung ökologischer Vorrangflächen gekoppelt, zu denen Wildpflanzenstreifen entlang von Ackerflächen gehören (BMEL, 2023).

Diese Wildpflanzenstreifen fördern die Biodiversität und die Artenvielfalt bestäubender Insekten und tragen zur Biotopvernetzung bei (Haaland et al., 2011; Neumüller et al., 2021; Schmied et al., 2020). Wildpflanzenstreifen dienen dazu, die Blütenvielfalt in der Agrarlandschaft zu fördern, um Insekten sowohl Lebensraum als auch Nahrungsquellen bereitzustellen und gleichzeitig eine ökologisch sowie wirtschaftlich nachhaltige Landwirtschaft zu unterstützen (Batáry et al., 2015; Degenbeck, 2015).

Neben ihrer funktionalen Bedeutung wird ihr ästhetischer Wert zunehmend von Gesellschaft und Verbrauchern geschätzt. Die Vielfalt an Farben und Formen der Blüten verbessert das Landschaftsbild und unterstreicht die Rolle der Wildpflanzenstreifen als Element zur Förderung der biologischen Vielfalt in Agrarökosystemen (Haaland et al., 2011; Uyttenbroeck et al., 2016).

Durch Wildpflanzenstreifen werden Bestäuber wie Bienen, Schmetterlinge und Hummeln effektiv gefördert, was eine bedeutende Ökosystemleistung in Form der Bestäubung darstellt (Rausch et al., 2023). Gleichzeitig werden Nützlinge unterstützt, die sowohl als Bestäuber und als natürliche Regulatoren von Schädlingen zur Stabilisierung agrarischer Ökosysteme beitragen können (Haaland et al., 2011; Tschumi et al., 2015; Albrecht et al., 2020).

Lange Blütenphasen sind für Insekten von großer Bedeutung, da sie ihnen Nahrung bieten. Zahlreiche Insekten sind auf Nektar und Pollen als zentrale Ressourcen angewiesen. Durch die unterschiedlichsten Pflanzenarten in Wildpflanzenmischungen entstehen vielfältige Lebensräume und differenzierte Nahrungsquellen, die eine breite Diversität an Insektenarten sowie weiteren Kleintieren unterstützen (Balzan et al., 2014).

Blühende Pflanzen produzieren meist Samen. Ein großer Teil dieser Samen verbleibt auf der Bodenoberfläche. Die Samenproduktion selbst ermöglicht es den Pflanzen, sich fortzupflanzen und neue Lebensräume zu besiedeln. Für die samenfressende Fauna des Agrarökosystems können diese Samen ein wichtiges Nahrungsangebot sein (Westermann et al., 2003; Meiss et al., 2010). Durch die Schaffung von Blühflächen mit langen Blühphasen, welche Samen produzieren, könnten die Lebensbedingungen für Insekten verbessert und die Entwicklung ihrer Populationen unterstützt werden.

Im Rahmen dieser Studie wurde untersucht, inwieweit zur Ackerrandbegrünung eingesetzte Wildpflanzenstreifen durch eine verlängerte Blühdauer Insekten und samenfressende Fauna zusätzlich Nahrung bieten können. Die Untersuchung fokussierte sich dabei auf folgende Fragestellungen:

- (1) Zu welchen Zeitpunkten blühen die ausgesäten Wildpflanzen?
- (2) Wann beginnt der Samenfall?
- (3) Welche Samenmengen verbleiben bis zur Ernte auf den Flächen?
- (4) Wie verändern sich die Blühvielfalt und Samenmengen im Verlauf der Standjahre?

5.4. MATERIAL UND METHODEN

Feldversuch

Der Feldversuch wurde auf den Versuchsflächen der Universität Rostock, auf dem Stover Acker, durchgeführt. Die Bodenart war lehmiger Sand mit einer Ackerzahl von 45. Zwischen 2014 und 2018 wurden jährlich Anfang Mai vier neue Parzellen mit der Wildpflanzenmischung BG 70 (Saaten Zeller 2024, Tabelle 2.7-1) gestaffelt eingesät. Dadurch entstanden Wildpflanzenstreifen unterschiedlicher Altersstufen, die nebeneinanderstanden (Abbildung 2.3-1). Die Aussaat der Wildpflanzenmischung BG 70 erfolgte manuell (vgl. Kapitel 2.3). Das Versuchsdesign entsprach dem Aufbau, der in Kapitel 2.2 beschrieben und in Abbildung 2.2- 2 dargestellt ist. Die Vegetationserhebungen wurden gemäß der Methodik in Kapitel 2.4 durchgeführt. Jährlich im Oktober wurde die gesamte Biomasse der Wildpflanzenstreifen geerntet und vollständig von den Versuchsflächen entfernt.

Erhebung Samenfall

Zur Quantifizierung des Samenfalls kamen in den Jahren 2016, 2017, 2019 und 2020 Trichter-Samenfallen zum Einsatz, die dem von Kollmann & Goetze (1998) beschriebenen Aufbau folgten. Die Trichter-Samenfallen (Durchmesser 25 cm, Oberkantenhöhe 26 cm) leiten die Samen in anhängende Gazebeutel (Maschendurchmesser 0,1 mm). Das PVC-Rohr, auf dem der Trichter platziert wird, ist im Erdboden verankert und verfügt über Bohrlöcher zur Belüftung und Drainage. Die Trichter-Samenfallen wurden zufällig in den Parzellen verteilt, wobei ein Mindestabstand von einem Meter zwischen den Trichter-Samenfallen, zu den Plots und zum Parzellenrand eingehalten wurde.

In den Erhebungsjahren 2016 und 2017 wurden die Trichter-Samenfallen in den einjährigen und zweijährigen Wildpflanzenstreifen mit der vollen Aussaatstärke (Abbildung 2.2-1) installiert und die Gazebeutel monatlich ab Juni geleert. Für die Erhebungsjahre 2019 und 2020 wurden die Trichter-Samenfallen in den Wildpflanzenstreifen von Block 1 und Block 4 aufgestellt, ausgenommen die Wildpflanzenstreifen, die im Jahr 2014 ausgesät wurden (Abbildung 2.2-2). Die Gazebeutel wurden ab Juni wöchentlich geleert, um eine bessere zeitliche Darstellung des Samenfalls zu erfassen.

Die in den Gazebeutel gefallenen Samen wurden getrocknet, manuell gereinigt und wenn möglich artspezifisch auf Grundlage des „Digital Seed Atlas of the Netherlands“ (Cappers et al., 2006) bestimmt. Nicht eindeutig auf Artebene bestimmte Samen wurden zur Gattung zusammengefasst. Bei größeren Samenmengen derselben Art wurde zur Bestimmung der Gesamtanzahl der Samen eine Teilprobe entnommen. Zur Berechnung wurde die gesamte Samenmenge zunächst gewogen. Anschließend wurden 100 Samen

abgezählt und separat gewogen. Das Gewicht der reduzierten Probe diente als Grundlage zur Hochrechnung der Samenanzahl auf die gesamte Samenmenge.

Erhebung Blütenangebot

In den Jahren 2019 und 2020 erfolgte auf jeweils zwei der vier, jeweils am Parzellenrand gelegenen, Plots die Dokumentation der blühenden Pflanzenarten. Diese Erhebungen wurden von Mai bis Oktober im Zwei-Wochen-Rhythmus durchgeführt. Dabei wurden nur die tatsächlich blühenden Pflanzenarten erfasst, ohne dass die Anzahl der Blüten gezählt wurde. Um einen Überblick über das Blütenangebot zu erhalten, wurden für die Erhebungsjahre 2019 und 2020 die Summe aller blühenden Arten über den gesamten Versuch erfasst und mit zunehmendem Alter der Wildpflanzenstreifen verglichen. Das Blütenangebot wird in Abhängigkeit des Standjahres des Wildpflanzenstreifens (zweijährig bis sechsjährig) über die Vegetationsperiode vom Mai bis Oktober dargestellt. Jedes Jahr wurde auf vier Parzellen (insgesamt 4 m² je Standjahr) die Anzahl der blühenden Pflanzenarten erfasst. Für die beiden Jahre 2019 und 2020 wurden die blühenden Pflanzenarten pro Standjahr aufsummiert. Daher bezieht sich die angegebene Artenzahl zum jeweiligen Erhebungszeitpunkt auf eine Gesamtfläche von 8 m².

Datenauswertung & Statistik

Die in den Erhebungsjahren 2019 und 2020 gewonnenen Samendaten wurden herangezogen, um den wöchentlichen Samenfall exemplarisch für zweijährige bis fünfjährige Standjahre darzustellen – jeweils für die fünf häufigsten Samenarten der Wildpflanzen und der Spontanvegetation darzustellen. Die Samenmenge aus den Trichter-Samenfallen wurde innerhalb einer Parzelle gepoolt. Es wurde angenommen, dass Samen von einem Quadratmeter Vegetation in den Trichter-Samenfallen landeten.

Der Einfluss des Standjahrs auf Samendichte, Pflanzendichte sowie Artenvielfalt von Samen und Vegetation wurde mittels des nicht-parametrischen Kruskal-Wallis-Tests untersucht. Für paarweise multiple Vergleiche wurde der Conover-Test als Post-hoc-Verfahren verwendet ($\alpha = 0,05$), um signifikante Unterschiede zu identifizieren. Die Vegetationsdaten aus den Plots sowie die Samendaten aus den Trichter-Samenfallen wurden pro Parzelle und Erhebungsjahren gepoolt, um darauf basierend Diversitätsindizes bezogen auf eine Fläche von 1 m² zu berechnen. Die Abundanz der Individuen und deren Artenreichtum wurde mit dem R-Paket „vegan“ (Oksanen et al., 2024) berechnet. Verwendet wurden dafür die Samen-Daten aller Erhebungsjahre sowie die korrespondierenden Vegetationserhebungen der jeweiligen Parzellen. Für die dargestellten Pflanzenarten wird der EPPO-Code nach der EPPO Global Database (EPPO, 2025) verwendet. Eine Übersicht befindet sich im Anhang Tabelle 5.9-1.

5.5. ERGEBNISSE

Zeitliches Blütenangebot

Im Verlauf des fünfmonatigen Erfassungszeitraums wurden kontinuierlich blühende Pflanzen erfasst (Abbildung 5.5-1). Zu Beginn der Vegetationsperiode wurden zahlreiche frühblühende Arten der Spontanvegetation dokumentiert, darunter *Arabidopsis thaliana*, *Viola arvensis*, *Anchusa arvensis* und verschiedene Ehrenpreis-Arten. Die Spontanvegetation zeigte in der ersten Hälfte der Vegetationsperiode eine beeindruckende Vielfalt an blühenden Arten und erreichte ihren Höhepunkt im Juni. Danach nahm die Artenvielfalt allmählich ab. *Silene dioica* und *Medicago sativa* waren die ersten Wildpflanzenarten, die Anfang Mai zu blühen begannen. Im Gegensatz dazu fingen die anderen Pflanzenarten aus der Wildpflanzenmischung BG 70 erst Mitte Juni/Anfang Juli an zu blühen. Die Kombination aus Wildpflanzen und Spontanvegetation führte dazu, dass die Anzahl der blühenden Pflanzenarten im Juli ihren Höhepunkt erreichte.

In nahezu allen Parzellen waren Wildpflanzenarten wie *Artemisia vulgaris*, *Centaurea nigra*, *Cichorium intybus*, *Tanacetum vulgare* sowie verschiedene Malvenarten zu finden. Dieses Blütenangebot wurde durch Arten der Spontanvegetation wie *Matricaria* ssp., *Achillea millefolium* und *Centaurea cyanus* ergänzt.

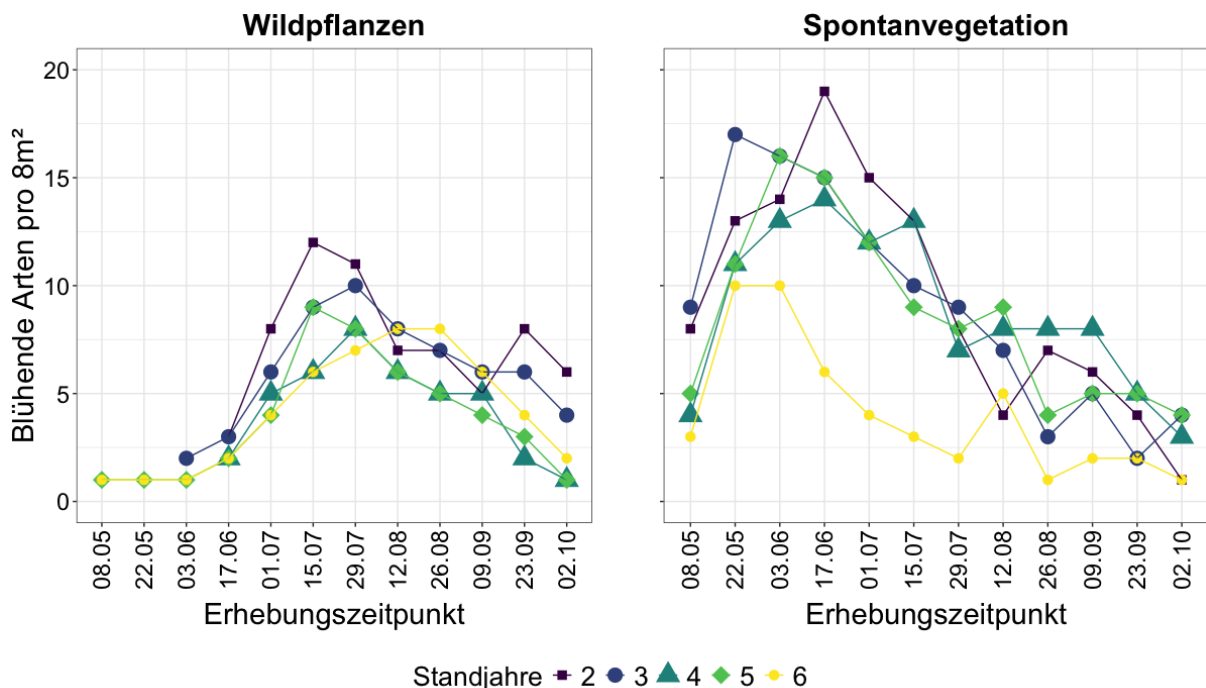


Abbildung 5.5-1: Blühende Arten der Wildpflanzenmischung (links) und Spontanvegetation (rechts) zum Zeitpunkt der Erhebung im jeweiligen Standjahr. Die Daten basieren auf den Summen der vier Plots (4 m²) pro Erhebungsjahren 2019 und 2020 und Standjahr.

Insgesamt blühten von Mai bis August auf der Versuchsfläche kontinuierlich etwa 15 Pflanzenarten. Ab Ende August nahm das Blütenangebot merklich ab. Im Oktober blühten nur noch die Wildpflanzenarten *C. intybus*, *E. vulgare*, *T. vulgare* und *Verbascum thapsus* sowie Spontanvegetationsarten *Crepis biennis*, *Lactuca serriola* und *Plantago lanceolata*. Ein Vergleich des Blütenangebots zwischen den verschiedenen Standjahren zeigt geringe Unterschiede. Nur im sechsten Standjahr war eine rapide Abnahme des Blütenangebots der Spontanvegetation zu beobachten, während in den anderen Standjahren ein vergleichbares Blütenangebot festzustellen war.

Samenproduktion ausgewählter Wildpflanzen und Spontanvegetation in Abhängigkeit der Standjahre

Der Samenfall lässt sich in zwei Hälften unterteilen (Abbildung 5.5-2). In der ersten Hälfte der Vegetationsperiode, die von Juni bis Mitte August reicht, dominieren vor allem Samen der Spontanvegetation. Erst in der zweiten Hälfte der Vegetationsperiode, also in den späteren Sommermonaten, befinden sich die Arten aus der Wildpflanzenmischung BG 70 in der generativen Phase, sodass der Samenfall hauptsächlich ab Mitte August einsetzt.

Durch diese zeitlich versetzte Samenreife ergänzen sich das Samenangebot der Spontanvegetation und der Wildpflanzen. Wie bereits bei der Blütendokumentation zu beobachten, sind bei den Trichter-Samenfallen in allen Standjahren die Arten *A. vulgaris*, *C. nigra*, *C. intybus* und *T. vulgare* mit hohen Samenerträgen vertreten. Hierbei liefert *T. vulgare* den größten Samenertrag.

Über die Standzeit betrachtet zeigt sich eine Veränderung in der Samenproduktion. Im zweiten Standjahr war der Anteil der Samen der Spontanvegetation größer als der der Wildpflanzen. In den anderen Standjahren überwogen die Samen der Wildpflanzen gegenüber denen der Spontanvegetation. Insgesamt lässt sich beobachten, dass die Samendichte der Spontanvegetation mit zunehmender Standzeit des Wildpflanzenstreifens abnimmt.

Im Verlauf der Standjahre nimmt nicht nur die Samendichte der Spontanvegetation ab, gleichzeitig verändert sich die Samenzusammensetzung. Im zweiten Standjahr traten vermehrt Samen der Art *Erigeron canadensis* und *Matricaria chamomilla* auf. Tatsächlich stammten 40 % der gesammelten Samen in diesem Standjahr von *E. canadensis*, während in den folgenden Jahren nur noch vereinzelt Samen dieser Art zu finden war.

Ab dem dritten Standjahr wurden vermehrt Gräsersamen in den Trichter-Samenfallen gefunden, darunter das problematische Ackerungras *Apera spica-venti*, welches im nachfolgenden Standjahren nur noch mit geringer Samendichte vertreten war. Die Samen der

drei Grasarten *Anthoxanthum odoratum*, *Holcus lanatus* und *Poa trivialis* dominierten in den Trichter-Samenfallen und machten im dritten Standjahr ein Viertel und in dem vierten und fünften Standjahr mehr als die Hälfte des Gesamtsamendichte der Spontanvegetation aus, wobei *H. lanatus* den größten Samenertrag ausmacht.

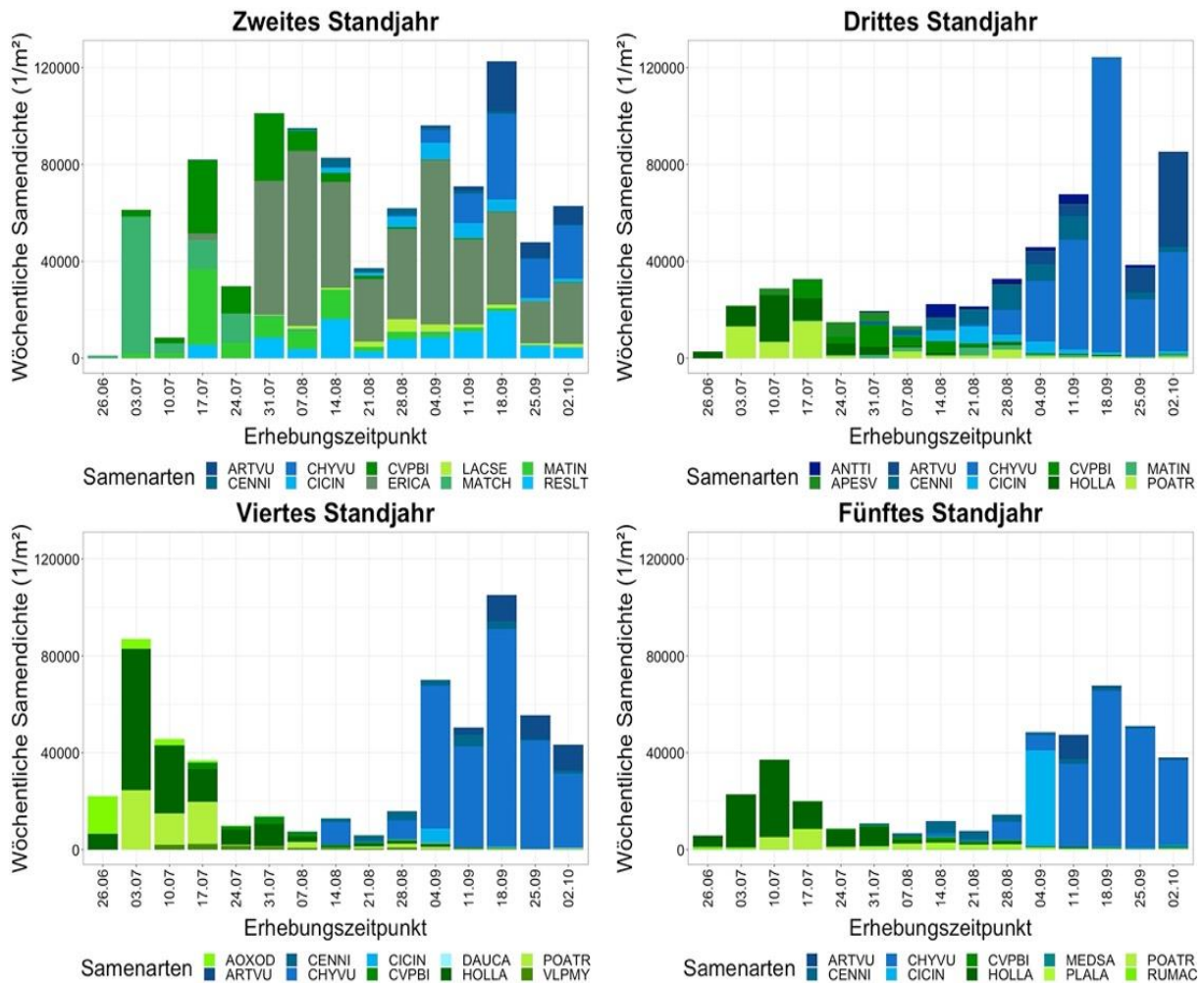


Abbildung 5.5-2. Wöchentliche Samendichte von fünf Arten der Wildpflanzen und fünf Arten der Spontanvegetation. Blau: Wildpflanzen, grün: Spontanvegetation. Das Datum 26.6. beinhaltet den Samenfall von vier Wochen.

Zeitliche Dynamik der Samenvielfalt und verbleibenden Samen in den Standjahren

Insgesamt wurden 88 verschiedene Samenarten, darunter 16 Wildpflanzenarten identifiziert. Die Spontanvegetation wies eine höhere Samendichte und Samenartenvielfalt auf als die Wildpflanzen. Über alle Standjahre hinweg ließen sich Samen der Wildpflanze *C. nigra* nachweisen. Bei der Spontanvegetation traten in jedem Standjahr mehrere Arten der Poaceae (*A. odoratum*, *Elymus repens* und *H. lanatus*), Polygonaceae (*Rumex acetosa*, *Rumex crispus*, *Fallopia convolvulus*), Asteraceae (*E.canadensis*, *Achillea millefolium*, *Cirsium arvense*, *Crepis biennis*, *Matricaria inodoa*) und *Plantago lanceolata* und *Capsella bursa-pastoris* auf.

Der Vergleich mittels Conover-Tests (Abbildung 5.5-3) zeigt, dass Samendichte, Artenreichtum in Samen und Vegetation sowie Pflanzendichte der Spontanvegetation im zeitlichen Verlauf signifikant abnahmen. Im Gegensatz dazu stiegen diese Parameter für die Wildpflanzen, mit Ausnahme des Artenreichtums, nach dem ersten Standjahr zunächst an und blieben über die Standzeit weitgehend konstant. Der Artenreichtum der Wildpflanzen stabilisierte sich auf etwa fünf Arten, wobei insbesondere *A. vulgaris*, *C. nigra* und *T. vulgare* hervortraten. Die höchste Samenartenvielfalt trat sowohl bei den Wildpflanzen als auch bei der Spontanvegetation im dritten Standjahr auf.

Im ersten Standjahr dominierten in den Trichter-Samenfallen vor allem Samen zweier Wildpflanzen (*C. nigra*, *Malva sp.*), während durchschnittlich neun Wildpflanzen auf den Flächen wuchsen. Die Wildpflanze *Reseda luteola* wuchs nur im zweiten Standjahr mit geringen Pflanzendichten, jedoch ihre Samen wurden über mehrere Standjahre hinweg in den Trichter-Samenfallen nachgewiesen. Obwohl die Spontanvegetation im ersten Standjahr die höchste Pflanzendichte, Samendichte und Artenvielfalt der Vegetation aufwies, wurden in den Trichter-Samenfallen nur wenige Spontanarten aufgefunden.

Die sehr hohe Samendichte der Spontanvegetation im ersten Standjahr wurde hauptsächlich durch *C. album* verursacht, deren Vorkommen jedoch in späteren Standjahren stark zurückging. Im zweiten Standjahr dominierte *E. canadensis* mit einer ebenfalls nur zeitlich begrenzten Massenproduktion von Samen. Ab dem dritten Standjahr übernahm das Süßgras *H. lanatus* die Dominanz, zeitgleich nahm der Anteil der Wildpflanzensamen zu. *T. vulgare* stellte im dritten Standjahr rund die Hälfte der gesamten Samendichten. Ab dem vierten Standjahr wuchsen die Wildpflanzen *Dipsacus sylvestris* und *Onobrychis viciifolia* und ab dem fünften Standjahr *Foeniculum vulgare* nicht mehr auf den Flächen.

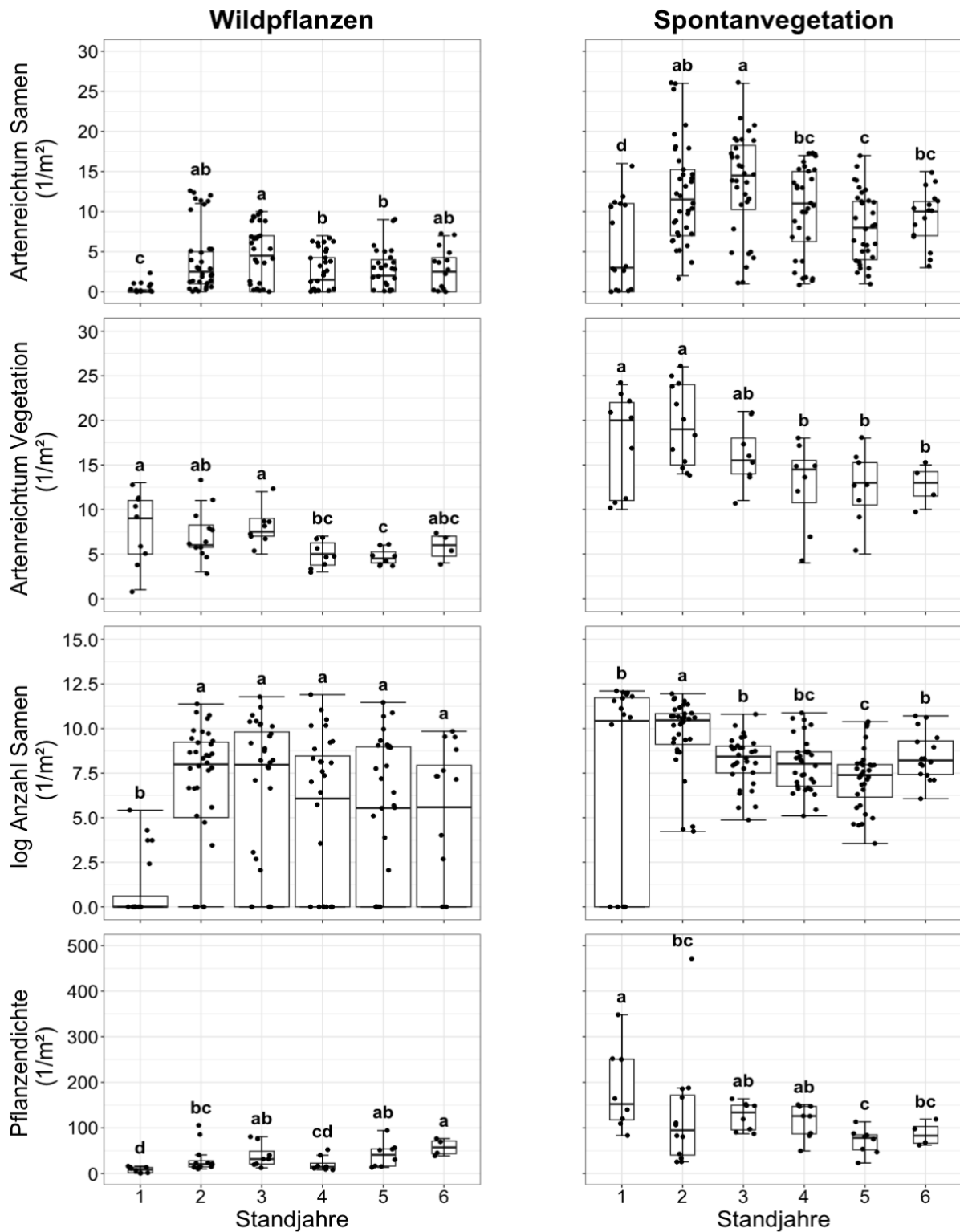


Abbildung 5.5-3. Artenreichtum Samen ($1/m^2$), Artenreichtum Vegetation ($1/m^2$), Pflanzendichte ($1/m^2$) und logarithmierte Samenzahl ($1/m^2$) in Abhängigkeit der Standjahre getrennt für Wildpflanzenarten und Spontanvegetation. Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Standjahren (Conover-Test, $\alpha = 0,05$).

5.6. DISKUSSION

Die Untersuchungen zeigten, dass die Wildpflanzenstreifen während des fünfmonatigen Beobachtungszeitraums ein reichhaltiges Blütenangebot bereitstellen. Während der Vegetationserhebungen wurden zahlreiche Bestäuber wie Bienen sowie andere Insekten auf den Blüten beobachtet. Gleichzeitig dienten diese Wildpflanzenstreifen größeren Tieren wie Rehen, Hasen und Füchsen als Lebensraum.

Viele der ausgesäten Wildpflanzen sind auf Insektenbestäubung angewiesen und ziehen daher Bestäuber an. Neben ihrem ökologischen Nutzen tragen sie durch ihre Blütenfarben in Gelb, Blau, Rosa und Weiß auch zur ästhetischen Aufwertung der Agrarlandschaft bei. Huth et al. (2019) zeigten, dass der Anbau von Wildpflanzen nicht nur positive ökologische Effekte hat, sondern auch die Wahrnehmung der Landschaft verbessert. In konventionellen Anbausystemen fehlen nach der Ernte häufig weiterführende Nahrungsquellen und Habitate, was zu einem drastischen Rückgang von Bestäubern führt (Haaland et al., 2011; Albrecht et al., 2020). Tschumi et al. (2015) konnten zeigen, dass gezielt angelegte Blühstreifen nicht nur die Bestäuberpopulationen fördern, sondern auch zur natürlichen Schädlingsregulation beitragen. Darüber hinaus unterstreichen Kowalska et al. (2023) die Bedeutung der richtigen Saatmischung für die floristische Attraktivität von Blühstreifen und ihre Funktion als Überwinterungshabitat für Insekten. Eine gezielte Artenzusammensetzung trägt nicht nur zur Vielfalt der Blühstreifen bei, sondern gewährleistet auch eine kontinuierliche Nahrungsversorgung für Bestäuber über die gesamte Vegetationsperiode hinweg.

Insbesondere die frühblühende Spontanvegetation bietet zu Beginn der Vegetationsperiode eine entscheidende Nahrungsquelle für Bestäuber, während die ausgesäten Wildpflanzen etwa ab Mitte Juni die Versorgung durch ihr Blühangebot übernimmt. Dieser gestaffelte Blühverlauf gewährleistet über die Vegetationsperiode hinweg eine kontinuierliche Verfügbarkeit von Nektar, Pollen und Lebensraum. Zudem zeigen Studien, dass die kontinuierliche Bereitstellung von Pollen und Nektar nicht nur Bestäuberpopulationen stabilisiert, sondern auch deren Bestäubungsleistung in angrenzenden landwirtschaftlichen Kulturen verbessern kann (Albrecht et al., 2020; Tschumi et al., 2015).

Wie Persson & Smith (2013) zeigten, ist das saisonale Vorkommen von Hummelpopulationen stark von der kontinuierlichen Verfügbarkeit von Nahrungsquellen abhängig. Zudem betonen Kleijn et al. (2011), dass die blühende Spontanvegetation eine wesentliche Rolle für die Stabilität von Bestäuberpopulationen spielen und somit einen wichtigen Beitrag zur Förderung der biologischen Vielfalt leistet. Studien wie die von Ebeling et al. (2008) zeigten, dass eine höhere Pflanzenartenvielfalt sowohl die Diversität der Bestäuber fördert als auch die zeitliche Stabilität der Blütenbesuche erhöht. Daher ist die Integration von Wildpflanzenstreifen in

Agrarlandschaften eine strategische Maßnahme, um die Landschaftskomplexität zu erhöhen und die biologische Vielfalt zu fördern, was mit den Ergebnissen von Persson & Smith (2013) übereinstimmt.

Der Vergleich der Blühangebote über die Standjahre zeigt, dass die Artenvielfalt der blühenden Pflanzen weitgehend stabil bleibt. Eine deutliche Abnahme der blühenden Artenvielfalt tritt erst im sechsten Standjahr auf, wobei in der landwirtschaftlichen Praxis Wildpflanzenstreifen fünf Jahre erhalten bleiben (BMEL, 2023).

Die Blühaktivität führt zur Produktion von Samen, die in die Samenbank eingetragen werden und potenziell längerfristige Auswirkungen in den nachfolgenden Kulturen haben könnten. Im Etablierungsjahr des Wildpflanzenstreifens wurde ein höherer Anteil an Samen der Spontanvegetation verzeichnet. Dieses Verhältnis verschob sich mit zunehmender Standzeit zugunsten der Wildpflanzen.

Die Dynamik der Samenproduktion der Spontanvegetation innerhalb der Vegetationsperiode erwies zudem, dass der Hauptanteil der Samen zu Beginn der Vegetationsperiode bereitgestellt wird, während die Samenproduktion zum Ende der Vegetationsperiode deutlich abnimmt. Die frühzeitig verfügbaren Samen stellen dabei eine wichtige Nahrungsquelle für die samenfressende Fauna dar, wodurch möglicherweise die Ansammlung der Samen in die Bodensamenbank reduziert und das Risiko einer Verunkrautung reduziert wird (Westermann et al., 2003; Meisset al., 2010; Blanco Valdes, 2016).

In der Etablierungsphase des Wildpflanzenstreifens zeigte die Spontanvegetation infolge der reichhaltigen Samenbank einen deutlichen Entwicklungsvorsprung, wie bereits von Menalled (2008) dokumentiert. Zudem schaffte die durchgeführte Saatbettvorbereitung vor der Aussaat der Wildpflanzenmischung günstige Bedingungen für die Keimung der Spontanvegetation.

C. album fiel insbesondere im Etablierungsjahr der Wildpflanzenstreifen durch eine ausgeprägte Dominanz hinsichtlich Pflanzen- und Samendichte auf und profitierte dabei von den vorherrschenden offenen Bodenflächen. Wie Williams (1964) in seiner Studie zur Konkurrenzfähigkeit von *C. album* zeigte, kann die Art durch ihr schnelles Wachstum und ihre hohe Samenproduktion in bestimmten Umgebungen stark dominieren. Redwitz et al. (2014) bestätigten diesen Effekt in Maisfeldern Norddeutschlands, wo *C. album* unter günstigen Bedingungen besonders häufig auftritt. In der Studie von Storkey (2006) wird *C. album* einer funktionellen Gruppe zugeordnet, die sowohl ökologisch und agronomisch von Bedeutung ist. Diese Gruppe zeichnet sich durch eine moderate Konkurrenzfähigkeit gegenüber Nutzpflanzen aus, wodurch die landwirtschaftliche Produktivität nur geringfügig beeinträchtigt wird. Gleichzeitig bietet *C. album* durch seine hohe Samenproduktion eine wertvolle

Nahrungsressource für Insekten und Vögel und trägt damit maßgeblich zur Biodiversität in Agrarökosystemen bei. Obwohl *C. album* aus ästhetischer Perspektive seltener Beachtung findet, unterstreicht seine ökologisch wertvolle Funktion die Rolle in Wildpflanzenstreifen.

Der Samenregen von *E. canadensis* in den zweijährigen Wildpflanzenstreifen kann auf die noch sehr lockere Pflanzendichte zurückgeführt werden, die dieser windverbreiteten Art ideale Bedingungen für eine schnelle Etablierung bietet. Obwohl *E. canadensis* nicht in allen Parzellen wuchs, wurden die Samen nahezu in jeder Trichter-Samenfallen nachgewiesen. Die Studie, wie die von Kollmann & Goetze (1988) zeigt, dass Wind eine entscheidende Rolle bei der Verbreitung von Samen spielt, wobei leichte Samen über weite Distanzen transportiert werden können. Im Gegensatz dazu gelangen schwere Samen eher direkt in die Trichter-Samenfallen. Dies könnte erklären, warum Samen von *R. luteola* in den Trichter-Samenfallen gefunden wurden, obwohl diese Art auf den untersuchten Parzellen nicht etabliert war.

In der frühen Etablierungsphase ist eine klare Dominanz der Spontanvegetation erkennbar, sowohl in Bezug auf die Pflanzendichte und die Samenproduktion. Mit fortschreitendem Alterungsprozess der Wildpflanzenstreifen lässt sich eine Veränderung in der Artenzusammensetzung beobachten. Die Samen- und Pflanzendichte sowie der Artenvielfalt der Spontanvegetation nehmen signifikant ab, begleitet von einem zunehmenden Vorkommen an Ungräsern. Auch die Artenvielfalt der Wildpflanzen nimmt ab

Mehrere Studien (Haaland et al., 2011; Tamms et al., 2021; Antkowiak et al., 2024) belegen, dass mit zunehmendem Alter der Wildpflanzenstreifen der Anteil an Gräsern signifikant zunimmt, ein Phänomen, das als „Flower Strip Dilemma“ bezeichnet wird (Schmied et al., 2023). Haaland et al. (2011) zeigten, dass gesäte Blühstreifen anfangs eine hohe Vielfalt an Blütenpflanzen aufweisen, jedoch über die Jahre zunehmend von konkurrenzstarken Gräsern dominiert werden. Eine ähnliche Entwicklung stellten Tamms et al. (2021) fest. Antkowiak et al. (2024) bestätigen dieses Muster und betonen die Bedeutung eines gezielten Managements zur Erhaltung der Artenvielfalt in Wildpflanzenstreifen.

Ab dem dritten Standjahr ist eine deutliche Zunahme des Anteils an Grassamen, insbesondere von *A. odoratum*, *H. lanatus* und *Poa spp.* zu beobachten. Diese Arten dominierten in der Pflanzendichte sowie in der Samendichte. Die hohe Anpassungsfähigkeit von Gräsern ermöglicht es ihnen, Lücken effizient zu nutzen und sich trotz hohen Konkurrenzdrucks langfristig zu etablieren, wie bereits Froud-Williams (1983) zeigte. Ganser et al. (2019) und Albrecht et al. (2020) zeigten, dass Wildpflanzenstreifen zwar wertvolle Lebensräume für Bestäuber und andere Insekten bieten, jedoch langfristig an Funktionalität verlieren können. Die zunehmende Dominanz von Gräsern verringert die Attraktivität der Wildpflanzenstreifen für Bestäuber und andere Insekten, die auf Nektar und Pollen angewiesen sind, was zu einer

reduzierten Nahrungsverfügbarkeit und einer verschlechterten Habitatqualität führt, wie auch Haaland et al. (2011) beschrieben.

Wildpflanzenstreifen setzen sich aus einer Vielzahl von Pflanzenarten zusammen, wobei deren Zusammensetzung und Entwicklung von Faktoren wie dem Zeitpunkt der Aussaat und die Art der Bewirtschaftung erheblich beeinflusst werden. Diese Parameter wirken sich nicht nur auf die Artenzusammensetzung aus, sondern ebenfalls auf die Funktionalität und die Dynamik der biologischen Vielfalt über die gesamte Standzeit der Wildpflanzenstreifen (Piqueray et al., 2019; Schmidt et al., 2020). Die zunehmende Dominanz von Gräsern innerhalb der Wildpflanzenstreifen deutet darauf hin, dass regelmäßige Pflege erforderlich ist, um die Diversität zu erhalten.

Eine mögliche Strategie zur Förderung der Artenvielfalt wäre die Erneuerung der mehrjährigen Wildpflanzenstreifen bereits nach drei statt fünf Jahren. Ergänzend dazu könnten gezielte Mäh- und Mulchmaßnahmen, wie sie Pfiffner et al. (2018) vorschlagen, dabei helfen, dominante Arten zurückzudrängen und konkurrenzschwächeren Pflanzen bessere Entwicklungsbedingungen zu bieten.

Ein weiterer Ansatz ist die gestaffelte Aussaat von Wildpflanzenstreifen. Durch die gezielte Anlage von mehrjährigen Wildpflanzenstreifen unterschiedlichen Alters kann eine größere Vielfalt an ökologischen Nischen geschaffen werden, die den Verlust des Artenreichtums kompensiert, wodurch langfristig die Biodiversität erhalten wird. Dadurch wird nicht nur die floristische Vielfalt langfristig gesichert, sondern auch die Habitatqualität für die Fauna verbessert (Kleijn et al., 2011; Schmied, 2023).

Bei der Erhebung der Samendaten traten methodische Einschränkungen auf. Die ungleichmäßige Verteilung der Trichter-Samenfallen innerhalb der Parzellen führte dazu, dass nicht von allen auf den Flächen vorkommenden Pflanzenarten Samen erfasst wurden. Zudem schließt die Höhe der Trichter-Samenfallen von vornherein den Samenfall niedrig wachsender Pflanzenarten aus. Um die Samen von niedrigwachsenden Pflanzen zu erfassen, wären alternative Konstruktionen, wie die Verwendung von Barber-Fallen oder horizontal aufgeschnittene Regenrohre, die seitlich in den Pflanzenbestand eingeschoben werden, in Betracht zu ziehen gewesen. Der Regenrohr-Ansatz hätte zudem eine stärkere Flächenrepräsentation ermöglicht, im Gegensatz zur verwendeten Methode, die sich auf den zeitlichen Aspekt des Samenfalls konzentrierte.

Studien von Chabrierie et al. (2005) und Gros et al. 2023 zeigen, dass bodennahe Samenfallen, die direkt auf dem Boden platziert werden, die höchste Samendichte und Artenvielfalt erfassen. Diese Samendichte spiegelt die Samen der lokalen Vegetation innerhalb der untersuchten Flächen wider und bietet eine repräsentativere Abbildung der vorherrschenden

Pflanzenarten des jeweiligen Standorts. Solche Fallen sind daher besonders geeignet, um ein umfassendes Bild der Samenproduktion eines Habitats zu erhalten. Ein Nachteil dieser Methoden ist jedoch die Notwendigkeit eines Schutzgitters über den Fallen, um das Eindringen größerer Tiere zu verhindern. Kleinere samenfressende Tiere könnten dennoch Zugang zu den Samen erhalten und dadurch die Ergebnisse verfälschen. Zudem könnte ein Gitter den Eintrag von Samen erschweren.

Zusammenfassend zeigt sich, dass die Wildpflanzenmischung BG 70 über die gesamte Vegetationsperiode hinweg ein kontinuierliches Blühangebot und Samenproduktion bereitstellt. Trotz natürlicher Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung bleiben die Ökosystemdienstleistungen während der gesamten Standzeit erhalten.

5.7. FINANZIERUNG

Laura Tamms wird durch ein Promotionsstipendium der Landesgraduiertenförderung Mecklenburg-Vorpommern gefördert.

5.8. DANKSAGUNG

Wir bedanken uns bei Dörte Zorn, Rosa Minderlen, Justine Michel, Dr. Diana Sicard und Ingolf Gliege von der Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät der Universität Rostock für die sorgfältige Durchführung der Feldversuche in Rostock und für die Mithilfe bei der Aufbereitung und Zählen der Samen

5.9. ANHANG

Tabelle 5.9-1: EPPO-Codes und Botanische Namen der dargestellten Pflanzenarten.

EPPO CODE	Botanische Namen	EPPO CODE	Botanische Namen
ANTTI	<i>Anthemis tinctoria</i>	CVPBI	<i>Crepis biennis</i>
ARTVU	<i>Artemisia vulgaris</i>	ERICA	<i>Erigeron canadensis</i>
CENNI	<i>Centaurea nigra</i>	HOLLA	<i>Holcus lanatus</i>
CICIN	<i>Cichorium intybus</i>	LACSE	<i>Lactuca serriola</i>
DAUCA	<i>Daucus carota</i>	MATCH	<i>Matricaria chamomilla</i>
MEDSA	<i>Medicago sativa</i>	MATIN	<i>Matricaria inodoa</i>
RESLT	<i>Reseda luteola</i>	PLALA	<i>Plantago lanceolata</i>
CHYVU	<i>Tanacetum vulgare</i>	POATR	<i>Poa trivialis</i>
AOXOD	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	RUMAC	<i>Rumex acetosa</i>
APESV	<i>Apera spica-venti</i>	VLPMY	<i>Festuca myuros</i>

5.10. LITERATUR

- Albrecht, M., Kleijn, D., Williams, N. M., Tschumi, M., Blaauw, B. R., & Bommarco, R. (2020). The effectiveness of flower strips and hedgerows on pest control, pollination services and crop yield: A quantitative synthesis. *Ecology Letters*, 23, 1488–1498.
- Antkowiak, M., Kowalska, J., & Trzciński, P. (2024). Flower strips as an ecological tool to strengthen the environmental balance of fields: Case study of a national park zone in Western Poland. *Sustainability*, 16(3), 1251.
- Balzan, M. V., Bocci, G., & Moonen, A. C. (2014). Augmenting flower trait diversity in wildflower strips to optimise the conservation of arthropod functional groups for multiple agroecosystem services. *Journal of Insect Conservation*, 2014, Vol 18, Issue 4, p713
- Batáry, P., Dicks, L.V., Kleijn, D., & Sutherland, W.J., (2015). The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management. *Conservation Biology*, 29(4), pp.1006–1016.
- Blanco Valdes, Y., (2016). The role of weeds as a component of biodiversity in agroecosystems. *Cultivos Tropicales* 37 (4), 34–56.
- Brust, J., Claupein, W., & Gerhards, R. (2014). Growth and weed suppression ability of common and new cover crops in Germany. *Journal of Crop Protection*, 63, pp. 1–8.
- Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) (2023). Publikationen - Umsetzung der Gemeinsamen Agrarpolitik der Europäischen Union 2023 in Deutschland. Available at: <https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/gap-2023.html>. [Zugriff: 13. Oktober 2024]
- Cappers, R.T.J., Bekker, R.M., & Jans, J.E.A. (2006). *Digital Seed Atlas of the Netherlands*. Barkhuis Publishing. ISBN: 978-9077922118.
- Chabrierie, O. & Alard, D. (2005). Comparison of three seed trap types in a chalk grassland: Toward a standardised protocol. *Plant Ecology*, 176, pp. 101–112.
- de Mendiburu, F. (2023). *agricolae: Statistical Procedures for Agricultural Research*. R package version 1.3-7. Available at: <https://cran.r-project.org/package=agricolae>.
- Degenbeck, M. (2015) Ansaat von artenreichen Wildpflanzenmischungen für die Biogasproduktion. *Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft* ,508, 248-261.
- Ebeling, A., Klein, A.M., Schumacher, J., Weisser, W.W., & Tschardtke, T. (2008). How does plant richness affect pollinator richness and temporal stability of flower visits? *Oikos*, 117(12), pp.1808–1815.
- EPPO (2024). EPPO Global Database. Verfügbar unter: <https://gd.eppo.int>. [Zugriff: 07. Februar 2025].
- Feledyn-Szewczyk, B., Matyka, M., & Staniak, M. (2019). Comparison of the Effect of Perennial Energy Crops and Agricultural Crops on Weed Flora Diversity. *Agronomy*, 9(11), 695.

- Froud-Williams, R.J., Drennan, D.S.H., & Chancellor, R.J. (1983). Influence of cultivation regime on weed floras of arable cropping systems. *Journal of Applied Ecology*, 20, pp. 187–197.
- Ganser, D., Knop, E., & Albrecht, M. (2019). Sown wildflower strips as overwintering habitat for arthropods: Effective measure or ecological trap? *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 275, pp.123–131.
- Gros, C., Bulot, A., Braud, F., Aviron, S., & Daniel, H. (2023). Effectiveness of seed traps for assessing seed rain in periurban grasslands. *Diversity*, 15(9), 1015.
- Haaland, C., Naisbit, R.E., & Bersier, L.F. (2011). Sown wildflower strips for insect conservation: A review. *Insect Conservation and Diversity*, 1, pp. 60–80.
- Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., et al. (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLOS ONE*, 12, e0185809.
- Huth, E., Paltrinieri, S., Thiele, J. (2019) Bioenergy and its effects on landscape aesthetics – A survey contrasting conventional and wild crop biomass production, *Biomass and Bioenergy*, 122, pp. 313-321.
- Kleijn, D., et al. (2009). On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the Royal Society B*, 276, pp. 903–909.
- Kleijn, D., Rundlöf, M., Scheper, J., Smith, H.G., & Tscharntke, T. (2011). Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? *Trends in Ecology & Evolution*, 26(9), pp.474–481.
- Kollmann, J., & Goetze, D. (1998). Notes on seed traps in terrestrial plant communities. *Flora*, 193, pp. 31–40.
- Kowalska, J., Antkowiak, M., & Tymoszek, A. (2023). Effect of plant seed mixture on overwintering and floristic attractiveness of the flower strip in Western Poland. *Agriculture*, 13, 467.
- Meiss, H., Le Lagadec, L., Munier-Jolain, N., Waldhardt, R., & Petit, S. (2010). Weed seed predation increases with vegetation cover in perennial forage crops. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 138, pp. 10–16.
- Menalled, F.D. (2008). *Weed Seedbank Dynamics & Integrated Management of Agricultural Weeds*. *Agriculture and Natural Resources (Weeds)*, 200-708SA
- Neumüller, U., Burger, H., Schwenninger, H.R., et al. (2021). Prolonged blooming season of flower plantings increases wild bee abundance and richness in agricultural landscapes. *Biodiversity and Conservation*, 30, pp. 3003–3021.
- Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., O'Hara, R., Solymos, P., Stevens, M., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., De Caceres, M., Durand, S., Evangelista, H., FitzJohn, R., Friendly, M., Furneaux, B., Hannigan, G., Hill, M., Lahti, L., McGlenn, D., Ouellette, M., Ribeiro Cunha, E., Smith, T., Stier, A., Ter Braak, C. & Weedon, J. (2024). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.6-8. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.

- Persson, A.S. & Smith, H.G. (2013) Seasonal persistence of bumblebee populations is affected by landscape context, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 165, pp. 201–209.
- Pfiffner, L., Jamar, L., Cahenzli, F., Korsgaard, M., Swiergiel, W., & Sigsgaard, L. (2018). Perennial flower strips – A tool for improving pest control in fruit orchards. Research Institute of Organic Agriculture FiBL, *Technical Guide*, No. 1096.
- Piqueray, J., Gilliaux, V., Decruyenaere, V., Cornelis, J.T., Uyttenbroeck, R., & Mahy, G. (2019). Management of grassland-like wildflower strips sown on nutrient-rich arable soils: The role of grass density and mowing regime. *Environmental Management*, 63, pp. 647–657.
- 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, pp. 345–353.
- R Core Team (2024). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available at: <https://www.r-project.org/>.
- Rausch, M., Schäfer, T., Peters, B., Verhuel, J.E., & Stieber, J. (2023). Ecosystem services provided by wild bees in arable cropping systems in Germany. *Journal of Ecosystem Services*, 64, 101425.
- Redwitz, C., & Gerowitt, B. (2014). Which factors support the occurrence of *Chenopodium album* in maize fields in northern Germany? In *Proceedings of the 26th German Conference on Weed Biology and Weed Control*, Braunschweig, Germany, 11–14 March, pp. 165–171.
- Saaten Zeller (2024). Energie aus Wildpflanzen: Biogas-Mischungen für innovative Landwirte. Verfügbar unter: <https://www.saaten-zeller.de/landwirtschaft/biogas-i#bg> [Zugriff: 30. Dezember 2024].
- Schmidt, A., Kirmer, A., Kiehl, K., & Tischew, S. (2020). Seed mixture strongly affects species richness and quality of perennial flower strips on fertile soil. *Basic and Applied Ecology*, 42, pp. 62–72.
- Schmied, H., Getrost, L., Hamm, A., & Dünzkofer, T. (2023). The flower strip dilemma (FSD): An overlooked challenge in nature conservation and a possible first step towards a solution by combining different aged flower strips. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 347.
- Stevens, C.J., et al. (2010) Nitrogen deposition threatens species richness of grasslands across Europe. *Environmental Pollution*, 158, pp. 2940–2945.
- Storkey, J. (2006). A functional group approach to the management of UK arable weeds to support biological diversity. *Weed Research*, 46, pp.513–522.
- Tamms, L., de Mol, F., Glemnitz, M., & Gerowitt, B. (2021). Weed densities in perennial flower mixtures cropped for greater arable biodiversity. *Agriculture*, 11(6), 501.
- Tschumi, M., Albrecht, M., Entling, M., & Jacot, K. (2015). High effectiveness of tailored flower strips in reducing pests and crop plant damage. *Proceedings of the Royal Society B.*, 282, 20151369.
-

Uyttenbroeck, R., Hatt, S., Paul, A., Boeraeve, F., Piqueray, J., Francis, F., Danthine, S., Frederich, M., Dufrêne, M., Bodson, B., & Monty, A. (2016). Pros and cons of flower strips for farmers: A review. *Biotechnology, Agronomy, Society and Environment*, 20, pp. 225–235.

Westerman, P.R., Hofman, A., Vet, L.E.M., & van der Werf, W. (2003). Relative importance of vertebrates and invertebrates in epigeal weed seed predation in organic cereal fields. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 95(2–3), pp. 417–425.

Williams, T.A. (1964). Study of the competitive ability of *Chenopodium album* L. *Weed Research*, 4, pp. 283–295.

6. ALLGEMEINE DISKUSSION

6.1. DISKUSSION

In der vorliegenden Arbeit standen drei zentrale Aspekte im Fokus. Erstens erfolgte eine Untersuchung der Anbaueignung und der zeitlichen Vegetationsdynamik innerhalb von Wildpflanzenstreifen, mit besonderem Schwerpunkt auf die Entwicklung der Unkrautpopulation. Dabei stand die Veränderung der Zusammensetzung und Häufigkeit der Unkräuter über die gesamte Standzeit des Wildpflanzenstreifens im Mittelpunkt.

Zweites erfolgte eine Evaluierung des Einflusses von Managementmaßnahmen. Durch mechanische Pflege wurde der Wildpflanzenstreifen gezielt gestört, zudem wurde die Wirkung einer angrenzenden Herbizidanwendung auf die Vegetationszusammensetzung in Wildpflanzenstreifen analysiert.

Drittens und abschließend erfolgte eine ganzheitliche Bewertung der Ökosystemdienstleistungen von Wildpflanzenstreifen. Dabei standen die Blühdauer und der Samenertrag als zentrale Indikatoren für die ökologische Leistungsfähigkeit im Fokus.

Die Untersuchungen ergaben, dass durchschnittlich fünf Wildpflanzenarten (*T. vulgare*, *A. vulgaris* und *C. nigra*, *C. intiby*, *Melilotus sp.*) erfolgreich im Wildpflanzenstreifen wuchsen. Auch wenn die erwartete Etablierungsrate von 23 Arten nicht erfüllt wurde, trägt bereits das Wachstum eines kleinen Anteils der Wildpflanzenmischung wesentlich zur Erhöhung der Biodiversität im landwirtschaftlichen Raum bei. Dies deckt sich mit den Ergebnissen mehrerer Studien, die zeigen, dass selbst geringfügige Veränderungen in der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung Auswirkungen auf die Artenvielfalt haben. So konnten Kleijn et al. (2009) nachweisen, dass die Biodiversität stark von der Landnutzungsintensität abhängt und bereits das Anlegen von Blühstreifen zur Förderung führen können. Dies wird durch die Erkenntnisse von Uyttenbroeck et al. (2015) sowie Schmidt et al. (2020) weiter gestützt, die ebenfalls betonen, dass bereits einzelne etablierte Wildpflanzen einen Einfluss auf die Artenvielfalt in Agrarökosystem haben können.

Die niedrige Etablierungsrate der Wildpflanzen kann die Bedenken hervorrufen, dass die Wildpflanzenstreifen von Unkräutern überwuchert werden. Da Unkräuter in der Landwirtschaft in der Regel unerwünscht sind, stellt ihre Kontrolle eine besondere Herausforderung dar. Auf den Versuchsflächen zeigte sich ein konsistentes Entwicklungsmuster. Mit zunehmender Standzeit der Wildpflanzenstreifen nahm die Pflanzendichte der Spontanvegetation kontinuierlich ab, während gleichzeitig die der Wildpflanzen zunahm. Die ausgesäten Wildpflanzen erwiesen sich als konkurrenzstark und konnten die Spontanvegetation erfolgreich unterdrücken. Somit sind keine Maßnahmen zur Regulierung der

Spontanvegetation erforderlich und eine Verunkrautung des Wildpflanzenstreifens ist nicht zu erwarten.

Mit fortschreitendem Alterungsprozess des Wildpflanzenstreifens konnte eine Veränderung in der Artenzusammensetzung beobachtet werden. Es kam zu einem deutlichen Rückgang der Artenvielfalt der Wildpflanzen, begleitet von einem zunehmenden Vorkommen von Ungräsern. Die Dominanz von Gräsern deutet darauf hin, dass regelmäßige Pflege erforderlich ist, um den Artenreichtum zu erhalten.

Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass mechanische Pflege ein potenziell wirksames Instrument zur Förderung der Biodiversität sein kann. Allerdings zeigt sich insbesondere in den ersten Jahren nach der Anlage von Wildpflanzenstreifen eine verstärkte Förderung der Spontanvegetation. Während diese ebenfalls zur Biodiversität beiträgt, entspricht sie nicht zwangsläufig den Zielen, die mit der Etablierung von Wildpflanzenstreifen verfolgt werden. Zudem besteht die Gefahr, dass wiederholte mechanische Eingriffe die ökologischen Vorteile mehrjähriger Streifen langfristig verringern (Mante & Gerowitt, 2007b; Emmerling et al., 2017; Walker et al., 2007).

Die Studie von Franke et al. (2024) untersuchte den Einfluss verschiedener Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Biodiversität in Feldrändern, darunter die späte Bodenbearbeitung im September. Diese Maßnahme führte zu einer Merkmalskonvergenz, indem sie die Variabilität des Blühbeginns und der Blühdauer verringerte und den Blühbeginn nach hinten verschob. Dadurch veränderte sich die zeitliche Verfügbarkeit von Samen und Blüten, was wiederum Auswirkungen auf die Ökosystemdienstleistungen der Wildpflanzenstreifen hatte.

Die Untersuchungen belegen, dass Wildpflanzenstreifen in der frühen Vegetationsphase wichtige Nahrungsquellen in Form von Blüten und Samen für bestäubende Insekten und andere Wildtiere bereitstellen. Eine Verschiebung des Blühbeginns und der Blühdauer könnte sich demnach nachteilig auswirken, da sie die zeitliche Verfügbarkeit von Nahrungsquellen einschränkt. Dies würde insbesondere in der frühen Vegetationsphase zu einer Versorgungslücke für Bestäuber führen. Eine kontinuierliche und gestaffelte Blühabfolge ist wichtig, um die Ökosystemdienstleistung der Wildpflanzenstreifen zu erhalten.

Daher könnte ein möglicher Ansatz darin bestehen, Wildpflanzenstreifen bereits nach drei Jahren umzubrechen und neu auszusäen, anstatt wie bisher erst nach fünf Jahren. Diese Strategie würde einen Kompromiss zwischen den positiven Effekten mehrjähriger Wildpflanzenstreifen und der mit zunehmendem Alter sinkenden Artenvielfalt darstellen. Darüber hinaus sollte auf die Aussaat einjähriger Wildpflanzenstreifen verzichtet werden.

Ganser et al. (2019) weisen darauf hin, dass einjährige Wildpflanzenstreifen nicht die ökologischen Vorteile mehrjähriger Wildpflanzenstreifen bietet.

Die Ökosystemdienstleistungen von Wildpflanzenstreifen werden nicht nur durch natürliche oder direkt gezielte gesteuerte Prozesse beeinflusst, sondern auch durch indirekte Einflüsse, wie den Herbizideinsatz auf angrenzende Ackerflächen. Diese können sowohl direkt durch die Schädigung der Pflanzen als auch indirekt durch eine reduzierte Samenproduktion die Artenzusammensetzung der Wildpflanzenstreifen verändern. Studien wie die von Olszyk et al. (2017) zeigen, dass selbst geringe Mengen an Herbiziden langfristige ökologische Konsequenzen haben können, indem sie die Pflanzengemeinschaften nachhaltig beeinflussen.

Während in der vorliegenden Untersuchung keine unmittelbaren Auswirkungen auf die ausgesäten Wildpflanzen nachgewiesen wurden, zeigten sich signifikante Unterschiede in der Spontanvegetation. Insbesondere die Artenvielfalt wies deutliche Veränderungen auf. Abstandsregelungen zu Wildpflanzenstreifen könnten eine Maßnahme zum Schutz der Spontanvegetation innerhalb der Wildpflanzenstreifen darstellen. In der politischen Debatte wird verstärkt die Einführung verbindlicher Mindestabstände für den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln gefordert, um den Schutz von Nicht-Zielflächen zu gewährleisten (Umweltbundesamt, 2017). Entsprechende Abstandsregelungen sind bereits in verschiedenen Anwendungsbestimmungen von Pflanzenschutzmitteln vorgeschrieben und dienen der Reduktion unbeabsichtigter Einträge in angrenzende Ökosysteme. Diese Maßnahmen tragen maßgeblich zum Schutz sensibler Strukturen und Gewässer bei und sollen potenzielle negative Auswirkungen auf die Biodiversität minimieren (Schmitz et al., 2019; Geiger et al., 2010).

Die Einführung von Abstandsregelungen birgt jedoch Risiken. Eine übermäßige Einschränkung könnte dazu führen, dass Landwirte den Wildpflanzenstreifen vollständig entfernen, um Flächenverluste und wirtschaftliche Nachteile zu vermeiden. Der Erhalt von Wildpflanzenstreifen ohne eine ausgewogene Integration von ökologischen und ökonomischen Aspekten ist schwierig.

Die aktuelle Forschung zeigt, dass der Rückgang von Wildpflanzenstreifen mit negativen Auswirkungen auf die Artenvielfalt in landwirtschaftlichen Ökosystemen verbunden ist, da diese Flächen als wichtige Pufferzonen zwischen intensiven Anbauflächen und natürlichen Lebensräumen dienen (Haaland et al., 2011, Clough et al., 2014). Ohne Wildpflanzenstreifen würde der Verlust an Habitat für Insekten, Vögel und andere wildlebende Tiere weiter zunehmen. Daraus könnten langfristige Folgen für die landwirtschaftliche Produktion resultieren, wenn die Bestäubung und die Kontrolle von Schädlingen durch Nützlinge

beeinträchtigt wird (Tschumi et al., 2016). Eine differenzierte Ausgestaltung von Abstandsregelungen ist notwendig, um die ökologischen Funktionen von Wildpflanzenstreifen zu sichern und gleichzeitig die landwirtschaftliche Produktivität nicht zu gefährden. Insofern müssen Abstandsregelungen mit Bedacht entwickelt werden.

Die Erkenntnisse dieser Dissertation verdeutlichen, dass die Maßnahmen zur Förderung der Biodiversität in Wildpflanzenstreifen nicht isoliert betrachtet werden sollten. Ein ganzheitliches Management, das sowohl die Blüh- und Samendynamik als auch externe Einflüsse einbezieht, ist daher von zentraler Bedeutung.

Eine langfristige Erhaltung der Biodiversität erfordert einen dynamischen Ansatz, der die ökologischen Anforderungen der Pflanzen- und Tiergemeinschaften berücksichtigt. Ein effektives Management von Wildpflanzenstreifen sollte daher nicht nur auf pauschale Maßnahmen wie mechanische Pflege setzen, sondern vielmehr standort- und situationsangepasste Strategien verfolgen, die sowohl die zeitliche als auch die räumliche Dynamik der Vegetationsentwicklung berücksichtigen. Die verstärkte Etablierung mehrjähriger Wildpflanzenstreifen in Kombination mit gestaffelten Aussaatterminen könnte in diesem Zusammenhang eine vielversprechende Maßnahme zur langfristigen Förderung der Biodiversität darstellen.

II. ALLGEMEINE LITERATUR

- Amy, C., Noël, G., Hatt, S., Uyttenbroeck, R., Van de Meutter, F., Genoud, D., & Francis, F., (2018). Flower Strips in Wheat Intercropping System: Effect on Pollinator Abundance and Diversity in Belgium. *Insects*, 9, p.114.
- Balzan, M.V., Bocci, G., & Moonen, A.C., (2016). Utilisation of plant functional diversity in wildflower strips for the delivery of multiple agroecosystem services. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 158, pp.304–319.
- Batáry, P., Dicks, L.V., Kleijn, D., & Sutherland, W.J., (2015). The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management. *Conservation Biology*, 29(4), pp.1006–1016.
- Blaauw, B.R., & Isaacs, R., (2014). Flower plantings increase wild bee abundance and the pollination services provided to a pollination-dependent crop. *Journal of Applied Ecology*, 51(4), pp.890–898.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit), (2021). *Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG)*.
- Boatman, N.D., Brickle, N.W., Hart, J.D., Milsom, T.P., Morris, A.J., Murray, A.W.A., Murray, K.A., & Robertson, P.A., (2004). Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds. *Ibis*, 146, pp.131–143.
- Brühl, C.A., Zaller, J.G., (2021). Indirect herbicide effects on biodiversity, ecosystem functions, and interactions with global changes. In: Mesnage, R., Zaller, J.G. (Eds.), *Herbicides, Emerging Issues in Analytical Chemistry*. Elsevier, pp. 231–272.
- Clough, Y., Ekroos, J., Báldi, A., Batáry, P., Bommarco, R., Gross, N., Holzschuh, A., Hopfenmüller, S., Knop, E., Kuussaari, M., Lindborg, R., Marini, L., Öckinger, E., Potts, S.G., Pöyry, J., Roberts, S.P.M., Steffan-Dewenter, I., & Smith, H.G. (2014). Density of insect-pollinated grassland plants decreases with increasing surrounding land-use intensity. *Ecology Letters*, 17(9), pp.1168–1177.
- de Mol F, Tamms L, Gerowitt B (2018) Biodiversität einer mehrjährigen Wildpflanzenmischung für die Biogasproduktion. *Julius-Kühn-Archiv* 458, 35-40.
- Degenbeck, M., (2015). Ansaat von artenreichen Wildpflanzenmischungen für die Biogasproduktion. *Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft - Schrift*, 508, pp.248–261.
- Destatis, Statistisches Bundesamt, (2024). Anbaufläche von Silomais in Deutschland in den Jahren 2010 bis 2024. Verfügbar unter: <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/1389823/umfrage/anbauflaeche-von-silomais-in-deutschland/>? [Zugriff: 28. Dezember 2024]
- DMK (Deutsches Maiskomitee e.V.) & Statistisches Bundesamt (Destatis), 2024. Maisanbauflächen in Deutschland 2006 bis 2024. Verfügbar unter: <https://www.maiskomitee.de/Fakten/Statistik/Deutschland?> [Zugriff: 28. Dezember 2024]
- EEG, (2017). Besondere Zahlungsbestimmungen für Biomasseanlagen. § 39h, Abs. 1.
-

- Egan, J.F., Bohnenblust, E., Goslee, S., Mortensen, D., & Tooker, J., (2014). Herbicide drift can affect plant and arthropod communities. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 185, pp.77–87.
- Emmerling, C., Schmidt, A., Ruf, T., von Francken-Welz, H., & Thielen, S. (2017). Impact of newly introduced perennial bioenergy crops on soil quality parameters at three different locations in W-Germany. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 180(6), pp. 759–767.
- Emmerson, M., Morales, M.B., O' nate, J.J., Bat' ary, P., Berendse, F., Liira, J., Aavik, T., Guerrero, I., Bommarco, R., Eggers, S., P' art, T., Tschardtke, T., Weisser, W., Clement, L., Bengtsson, J., 2016. How agricultural intensification affects biodiversity and ecosystem services. *Advances in Ecological Research*. Elsevier, pp. 43–97.
- EPPO (2025). EPPO Global Database. Verfügbar unter: <https://gd.eppo.int>. [Zugriff: 07. Februar 2025].
- Europäische Kommission, (2018). Saubere Energie für alle Europäer: Vorschläge zur Umsetzung der Klima- und Energieziele bis 2030. Verfügbar unter https://ec.europa.eu/commission/presscorner/api/files/document/print/de/ip_16_4009/IP_16_4009_DE.pdf [Zugriff: 30. Dezember 2024].
- Europäische Kommission, (2020). Farm to Fork Strategy: For a fair, healthy and environmentally-friendly food system.
- European Union, (2017). Amendments to Regulation (EU) No 1307/2013. *Official Journal of the European Union*, L 350, p.31.
- F.R.A.N.Z. (Umweltstiftung Michael Otto), (2018). Verfügbar unter: <https://www.franz-projekt.de/massnahmen> [Zugriff: 30. Dezember 2024].
- Freier, B., Krenzel, S., Kula, C., Kühn, S., & Kehlenbeck, H., (2018). Direkte und indirekte Einflüsse des Pflanzenschutzes auf die Biodiversität in der Agrarlandschaft - Stand des Wissens. *Julius-Kühn-Archiv*, 461, pp.190–191.
- Ganser, D., Knop, E., & Albrecht, M. (2019). Sown wildflower strips as overwintering habitat for arthropods: Effective measure or ecological trap? *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 275, pp.123–131.
- Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., et al. (2010) Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology*, 11(2), pp. 97–105.
- Greaves, M.P., & Marshall, E.J.P., (1987). Field Margins: Definitions and statistics. *British Crop Production Council, Monograph No 35*.
- Haaland, C., & Bersier, L.F., (2011). What can sown wildflower strips contribute to butterfly conservation? An example from a Swiss lowland agricultural landscape. *Journal of Insect Conservation*, 15, p.301.
- Haaland, C., Naisbit, R.E., & Bersier, L.-F. (2011). Sown wildflower strips for insect conservation: A review. *Insect Conservation and Diversity*, 4, pp.60–80.

- Hatt, S., Lopes, T., Boeraeve, F., Chen, J., & Francis, F., (2017). Pest regulation and support of natural enemies in agriculture: experimental evidence of within-field wildflower strips. *Ecological Engineering*, 98, pp.240–245.
- Haughton, A.J., Bohan, D.A., Clark, S.J., Mallott, M.D., Mallott, V., Sage, R., & Karp, A. (2016). Dedicated biomass crops can enhance biodiversity in the arable landscape. *GCB Bioenergy*, 8, pp.1071–1081.
- Heyer, W., Deter, A., & von Eckstädt, V. (2018). Einfluss perennierender und anueller Fruchtart auf Anthropodengesellschaften- Dynamik und Triebkräfte in Agrar-Ökosystemen. *Journal für Kulturpflanzen*, 70, pp.273–290.
- Kleijn, D., Kohler, F., Báldi, A., Batáry, P., Concepción, E.D., Clough, Y., Díaz, M., Gabriel, D., Holzschuh, A., Knop, E., Kovács, A., Marshall, E.J.P., Tscharrntke, T., Verhulst, J., (2009). On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the Royal Society B*, 276, pp. 903–909.
- Mante, J., & Gerowitt, B. (2007). Perspektiven für blütenreiche Saumbiotop in intensiv genutzten Agrarlandschaften. *Gesunde Pflanzen*, 59, pp.71–76.
- Marshall, E.J.P., & Moonen, A.C. (2002). Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 89, pp.5–21.
- Meissle, M., Mouron, P., Musa, T., Bigler, F., Pons, X., Vasileiadis, V.P., Otto, S., Antichi, D., Kiss, J., Pálinkás, Z., Dorner, Z., Van Der Weide, R., Groten, J., Czembor, E., Adamczyk, J., Thibord, J.B., Melander, B., Nielsen, G.C., Poulsen, R.T., Zimmermann, O., Verschwele, A., & Oldenburg, E. (2010). Pests, pesticide use and alternative options in European maize production: current status and future prospects. *Journal of Applied Entomology*, 134, pp.357–375.
- Olszyk, D., Pflieger, T., Shiroyama, T., Blakekey-Smith, M., Lee, H.E., & Plocher, M. (2017). Plant reproduction is altered by simulated herbicide drift to constructed plant communities. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36(10), pp.2799–2813.
- Pedroli, G.B.M., Antrop, M., & Correia, T.P. (2013). Editorial: Living Landscape: The European Landscape Convention in Research Perspective. *Landscape Research*, 38(6), pp.691–694.
- Pywell, R.F., Meek, W.R., Loxton, R.G., Nowakowski, M., Carvell, C., & Woodcock, B.A. (2011). Ecological restoration on farmland can drive beneficial functional responses in plant and invertebrate communities. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 140, pp.62–67.
- Saaten Zeller (2024). Energie aus Wildpflanzen: Biogas-Mischungen für innovative Landwirte. Verfügbar unter: <https://www.saaten-zeller.de/landwirtschaft/biogas-i#bg> [Zugriff: 30. Dezember 2024].
- Sattler, C., & Nagel, U.J. (2010). Factors affecting farmers' acceptance of conservation measures—A case study from north-eastern Germany. *Land Use Policy*, 27(1), pp.70–77.
- Schmidt, A., Kirmer, A., Kiehl, K., & Tischew, S. (2020). Seed mixture strongly affects species richness and quality of perennial flower strips on fertile soil. *Basic and Applied Ecology*, 42, pp. 62–72.

- Sutherland, L.A. (2010). Environmental grants and regulations in strategic farm business decision-making: a case study of attitudinal behaviour in Scotland. *Land Use Policy*, 27, pp.415–423.
- Tamms, L., & de Mol, F., & Gerowitt, B. (2022). Zeitliche Dynamik von Blütenangebot und Samenreichtum einer mehrjährigen Blühpflanzenmischung. *Julius-Kühn-Archiv*, 468, pp.27–33.
- Tamms, L., & Gerowitt, B. (2022). Ökosystemleistungen mehrjähriger Blühstreifen zur Biogasproduktion - Quantitative Untersuchungen von Blütenangebot und Sameneintrag. *Treffpunkt Biologische Vielfalt – Jubiläumsband BfN-Schriften*, 632, pp.39–42.
- Tschumi, M., Albrecht, M., Bärtschi, C., Collatz, J., Entling, M.H., & Jacot, K. (2016). Perennial, species-rich wildflower strips enhance pest control and crop yield. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 220, pp.97–103.
- Umweltbundesamt (2017). Rechtsgutachten zu den Anforderungen des EU-Pflanzenschutzrechts an das deutsche Pflanzenschutzrecht. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. Verfügbar unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2017-11-07_texte_101_2017_rechtsgutachten-pflanzenschutzmittel.pdf [Zugriff am: 07.02.2025].
- Uyttenbroeck, R., Hatt, S., Piqueray, J., Paul, A., Bodson, B., Francis, F., & Monty, A. (2015). Creating perennial flower strips: Think functional! *Agriculture and Agricultural Science Procedia*, 6, pp.95–101.
- Vollrath, B., & Kuhn, W. (2010). Neu: Wildpflanzen geben Biogas. *Biogas Journal*, Sonderheft Energiepflanzen, pp.30–33.
- Vollrath, B., Werner, A., Degenbeck, M., Illies, I., Zeller, J., Marzini, K., (2012) Energetische Verwertung von kräuterreichen Ansaaten in der Agrarlandschaft und im, Siedlungsbereich – Eine ökologische und wirtschaftliche Alternative bei der Biogasproduktion, Weinbau und Gartenbau, Veitshörsheim, Germany 2012, http://www.lwg.bayern.de/mam/cms06/landespflege/dateien/energie_aus_wildpflanzen_fnr_abschlussbericht_22005308_in.pdf [Zugriff am: 12.12.2024].
- Von Cossel, M., (2020). Renewable energy from wildflowers - perennial wild plant mixtures as a social-ecologically sustainable biomass supply system. *Advanced Sustainable Systems*, 4, 2000037.
- Walker, K.J., Critchley, C.N.R., Sherwood, A.J., Large, R., Nuttall, P., Hulmes, S., Rose, R. & Mountford, J.O. (2007) *The conservation of arable plants on cereal field margins: An assessment of new agri-environment scheme options in England, UK*. *Biological Conservation*, 136(2), pp. 260–270.

III. DANKSAGUNG

Ich möchte mich ganz besonders bei Frau Prof. Dr. Gerowitt für ihr Vertrauen und ihre Zuversicht, dass ich diese Promotion abschließen werde, bedanken.

Ich bedanke mich sehr bei der gesamten Gruppe der Phytomedizin der AUF. Vielen Dank für die zahlreichen helfenden Händen und die vielen guten Ratschläge. Besonderer Dank geht an Rosa Minderlen und Ingolf Gliege, die mich jahrelang bei den Pflanzenaufnahmen auf dem Stover Acker unterstützt haben.

Großer Dank gilt Frau Dr. Jana Bürger und Frau Dr. Friederike de Mol, die mich bei jeglichen Problemen unterstützt haben.

Die Arbeiten an meiner Promotionsschrift wurden durch ein Stipendium der Landesgraduiertenförderung Mecklenburg-Vorpommern finanziert.

IV. EIDESSTATTLICHE VERSICHERUNG

Hiermit erkläre ich durch eigenhändige Unterschrift, die vorliegende Dissertation selbstständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel verwendet zu haben. Die aus den Quellen direkt oder indirekt übernommenen Gedanken sind als solche kenntlich gemacht. Die Dissertation ist in dieser Form noch keiner anderen Prüfungsbehörde vorgelegt worden.

Rostock

03.04.2025

V. LEBENS LAUF

Laura Elisabeth Tamms
geb. 14. Juni 1994
in Rostock

Kurt-Tucholsky-Straße 15
18059 Rostock
Tel.: 0152 26173129
ltamms94@gmail.com

Berufliche Erfahrung

Seit 01.08.2022	Sachbearbeiterin der Pflanzengesundheits-/ Pflanzenschutzmittelkontrolle im LALLF MV
14.06.2021 – 31.07.2022	Sachbearbeiterin der Pflanzengesundheitskontrolle im LALLF MV (Elternzeitvertretung)
15.06.2019 – 30.04.2021	Wissenschaftliche Hilfskraft bei der Universität Rostock Fachbereich Phytomedizin
07.01.2019 – 30.04.2019	Sachbearbeiterin der Pflanzengesundheitskontrollen im LALLF MV
23.07.2018 – 12.10.2018	Sachbearbeiterin für Pflanzenschutzinspektion im LALLF MV (Krankheitsvertretung)
01.01.2017 – 30.09.2018	Wissenschaftliche Hilfskraft bei der Universität Rostock Fachbereich Phytomedizin
01.12.2015 - 30.11.2016	Studentische Hilfskraft bei der Universität Rostock Fachbereich Phytomedizin
03.08.2015 - 30.09.2015	Saisonarbeit in der LUFA der LMS Agrarberatung Fachgruppe Agrarbiologie

Ausbildung

Seit Mai 2019	Promovierende an der Universität Rostock
2016 – 2019	Masterstudiengang Pflanzenproduktion und Umwelt, Rostock
2013 – 2016	Bachelorstudiengang Agrarwissenschaften, Rostock
2010 – 2013	Abitur am Gymnasium Reutershagen, Rostock

Sonstiges

Stipendium der Landesgraduiertenförderung Mecklenburg 2019 – 2021
Mentoring-Programm für Doktorandinnen 2020-2022
AG Leiterin Grünlandpflege im Verein KfRG seit 2021
Im Mannschaftsrat der Rostocker Seebären (Drachenbootteam)
Deutscher Nationalkader Drachenbootsport (Italien Europameister 2016, Thailand 2019,
Spanien Europameister 2022)
PKW-Führerschein (Klasse B und T)
Sachkundenachweis Pflanzenschutz

VI. PUBLIKATIONSLISTE UND AUTORENBEITRÄGE

- Tamms, L., de Mol, F., Gerowitt, B. (2022) Zeitliche Dynamik von Blütenangebot und Samenreichtum einer mehrjährigen Blühpflanzenmischung. Julius-Kühn-Archiv 468, 27-33. <https://doi.org/10.5073/20220117-064519>
- Tamms L, de Mol F, Glemnitz M, Gerowitt B, 2021: Weed Densities in Perennial Flower Mixtures Cropped for Greater Arable Biodiversity. Agriculture, 11, 501. <https://doi.org/10.3390/agriculture11060501>
- Tamms L, Gerowitt B (2021) Vegetation mehrjähriger Blühmischungen in Nachbarschaft zu Herbizid behandelten Flächen. Julius-Kühn-Archiv 467, 186. <https://doi.org/10.5073/20210721-093221>
- Tamms L, de Mol F, Glemnitz M, Gerowitt B (2020) Eignung einer mehrjährigen Biogas-Blühpflanzenmischung für den Anbau auf sandigen Böden in Brandenburg. Julius-Kühn-Archiv 464, 205-210. <https://doi.org/10.5073/jka.2020.464.000>
- Tamms L, Gerowitt B, 2020: Ökosystemleistungen mehrjähriger Blühstreifen zur Biogasproduktion - Quantitative Untersuchungen von Blütenangebot und Sameneintrag, BfN-Skripten
- de Mol F, Zorn D, Tamms L, Gerowitt B 2019: Seed availability in arable landscapes – can wildflower crops contribute? IOBC-WPRS Bulletin, Landscape Management for Functional Biodiversity 143, 46-50.
- Tamms L, 2019: Der Krankheitssteckbrief 2019: Droht ein Sanddorn-Sterben? 29. Nordische Baumtage.
- Tamms L, Koning L A, de Mol F, Gerowitt B (2018) Reaktion einer Population von *Lolium multiflorum* var. *westerwoldicum* auf wiederholten Einsatz von Glyphosat. Julius-Kühn-Archiv 458, 270-275. <https://doi.org/10.5073/jka.2018.458.000>
- de Mol F, Tamms L, Gerowitt B (2018) Biodiversität einer mehrjährigen Wildpflanzenmischung für die Biogasproduktion. Julius-Kühn-Archiv 458, 35-40. <https://doi.org/10.5073/jka.2018.458.000>