



leben.natur.vielfalt

die UN-Dekade

Schlussbericht: Projekt TKP01KPB-73852

**Bunte Bänder für unsere Städte in Zeiten des Klimawandels:
Naturnahe städtische Blühflächen entlang von
Verkehrsachsen zur Förderung der ökologischen
Funktionalität**

(2019–2022)

GREEN CITY
Der Verein.

Regina Bauer Stiftung



TUM Lehrstuhl für
Renaturierungsökologie

finanziert durch
Bayerisches Staatsministerium für
Umwelt und Verbraucherschutz



Projekttitle: Bunte Bänder für unsere Städte in Zeiten des Klimawandels: Naturnahe städtische Blühflächen entlang von Verkehrsachsen zur Förderung der ökologischen Funktionalität

Projektleitung: Lehrstuhl für Renaturierungsökologie, TUM School of Life Sciences

Auftraggeberin: Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz (StMUV)

Projektlaufzeit: 01.01.2019–31.12.2022

Kooperationen:

Green City e.V. | Lindwurmstraße 88, 80337 München (Bildungsarbeit und Wissenskommunikation)

Zentrum für Stadtnatur und Klimaanpassung (ZSK) | Emil-Ramann-Str. 6, 85354 Freising (Kooperation mit anderen urbanen Projekten)

SIMON DIETZEL¹, SANDRA ROJAS-BOTERO¹, CHRISTINA FISCHER², SILVIA GONZALEZ³ & JOHANNES KOLLMANN¹

¹ Lehrstuhl für Renaturierungsökologie | TUM School of Life Sciences | Technische Universität München | Emil-Ramann-Straße 6, 85354 Freising

² Faunistik und Artenschutz | Fachbereich Landwirtschaft, Ökotropologie und Landschaftsentwicklung | HS Anhalt | Strenzfelder Allee 28, 06406 Bernburg

³ Green City e.V. | Bereichsleitung Urbanes Grün | Lindwurmstraße 88, 80337 München

Titelbild: Ackerhummel (*Bombus pascuorum*) und Wilde Platterbse (*Lathyrus sylvestris*), Luise-Kieselbach-Platz, Sendling, München (Simon Dietzel)

Eingereicht am: 29.12.2022

Danksagung

Wir danken dem Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz (StMUV) für die Teilfinanzierung dieses Forschungsprojektes. Ebenfalls herzlichen Dank an die Regina Bauer Stiftung und im Speziellen an Henriette Berg für die Finanzierung und den freundlichen, produktiven Kontakt und Austausch. Besten Dank an Gudrun Kloos und Ina Zeschmann vom Baureferat, Abteilung Gartenbau der Stadt München, die die Versuchsflächen in München freundlicherweise zur Verfügung gestellt haben. Die Zusammenarbeit und gegenseitige Beratung innerhalb des Zentrum für Stadtnatur und Klimaanpassung (ZSK) mit Prof. Dr. Stephan Pauleit und Dr. Mohammad Rahman (Strategie und Management der Landschaftsentwicklung, TUM) ist bei der Planung und Durchführung der Experimente sehr hilfreich gewesen. Ein Dank geht zudem an Bernhard Schöner (Landschaftsarchitektur und Transformation, TUM) für die Beratung und Unterstützung beim Bau vieler Materialien für den Freiland Einsatz. Vielen Dank an den Wildpflanzenvermehrer Johann Krimmer (Pulling), der dem Projekt mit Rat, Saatgut und Jungpflanzen zur Seite gestanden ist. Den vielen Beteiligten bei Green City e.V., deren Engagement und Profession in der Wissensvermittlung und Kommunikation besonders wichtig für das Gelingen dieses Projektes gewesen sind, gilt ein ganz besonderer Dank. Allen Mitgliedern des Lehrstuhls für Renaturierungsökologie (TUM) ein Dankeschön für fachliche Beratung und Unterstützung, insbesondere PD Dr. Harald Albrecht, der an vielen Treffen und Diskussionen teilgenommen hat. Ein großer Dank gilt zuletzt allen Studierenden und Praktikant:innen von TUM und Green City, die als Absolvent:innen und Hilfskräfte mit unzähligen Arbeitsstunden in Feld, Labor und Büro zum Erfolg des Projektes beigetragen haben.

Zusammenfassung

In Städten nehmen die Folgen des Klimawandels und insbesondere Extremereignisse mittel- bis langfristig stark zu. Heimische Wildpflanzen- und Insektengemeinschaften, die wegen intensiver Landnutzung seit Jahrzehnten starke Rückgänge zeigen, könnten in Städten zu einer Abmilderung negativer Effekte des Klimawandels beitragen. Durch klimawandelbedingte Anpassungsmaßnahmen städtischer Vegetation entstehen daher Möglichkeiten der Synergie mit Zielen des Insektenschutzes im Hinblick auf die Erhaltung und Förderung von Ökosystemfunktionen des städtischen Grüns, wie die Kühlung des Mikroklimas. Ein bisher wenig beachteter Typ urbanen Grüns sind Straßenränder, deren multifunktionales Potential in der städtischen Landschaft bisher kaum evaluiert wurde. Daher wurde in dem vorliegenden Projekt im Zeitraum 2019–2022 mithilfe eines ausgedehnten Blühflächenverbundes die Multifunktionalität artenreicher urbaner Straßenränder in München untersucht. Außerdem dienten zwei Verkehrsachsen ohne Einsaat einer Blühmischung zur Erfassung des Ist-Zustandes der bereits vorhandenen Standardbegrünung und als Vergleich mit den aufgewerteten Flächen.

Unter Einbezug pflanzenfunktionaler Eigenschaften wie z.B. ihrer Biomasseproduktion, Wuchshöhe oder Blütenfarbe und -form wurde eine an die urbanen Straßenrandbedingungen angepasste Blühmischung aus 26 einheimischen Wildpflanzen konzipiert. Danach wurden insgesamt 75 Blühflächen an urbanen Straßenrändern in München angelegt. Zur Untersuchung ihrer Kühlungsfunktion wurden Oberflächentemperaturen der Versuchs- und Kontrollflächen erfasst, zudem ihre Wasseraufnahmefähigkeit mithilfe eines Infiltrometers. Durch die Simulation von zwei Klimawandelszenarien wurde in Klimakammern die Entwicklung der Blühmischung unter veränderten Klimabedingungen untersucht. Die Insektenabundanz und -vielfalt von Bienen, Wespen und Zweiflüglern sowie die Reproduktion solitärer Wildbienen und Wespen wurden mit Farbschalen und Nisthilfen erfasst. An drei unterschiedlichen Modellpflanzenarten („Phytometern“) wurden Fruchtgewichte und Samenproduktion gemessen, um den Bestäubungserfolg vor Ort zu quantifizieren und die Effekte der Versuchsflächen auf die Ökosystemfunktion Bestäubung zu bewerten. Die Ergebnisse der Untersuchungen wurden mit statistischen Methoden in dem Programm R evaluiert. Da das Projekt exponiert im städtischen Raum stattfand, wurde es vom Verein Green City e.V. mit Öffentlichkeitsarbeit und Wissenskommunikation begleitet, um Akzeptanz bei der Bevölkerung zu schaffen.

In den allermeisten Fällen konnte die Pflanzenvielfalt der Straßenränder mithilfe der Blühmischung signifikant erhöht werden. Eutrophierte Böden und ein hoher Beschattungsgrad durch den lokalen Baumbestand wirkten sich dagegen negativ auf die Pflanzenvielfalt und Blütenmenge aus. Verglichen

mit Beton und artenarmen Rasenflächen waren die Blühflächen vor allem in unbeschatteten Bereichen in ihrer Kühlfunktion besonders wirksam. Die Wasseraufnahmekapazität der Blühflächen war durch die Aufwertungsmaßnahmen im Vergleich zu der herkömmlichen Rasenvegetation von Straßenrändern unverändert. Analysen der Klimakammerversuche, bei denen bestimmte Pflanzeigenschaften wie Durchwurzelung des Bodens oder die Biomasse- und Blütenproduktion in einem Index zusammengefasst wurden, zeigten Vorteile bei der klimawandelangepassten Begrünung mit der Blühmischung, abhängig vom Klimawandelszenario, und den negativen Einfluss verringerter Niederschlagsmengen. Die Insektenabundanz nahm durch das gesteigerte Blütenangebot sowohl bei Bienen, als auch bei Wespen und Zweiflüglern zu. Positive Effekte auf die Anzahl der Tiere wurden dabei meist schon im Jahr der Einsaat sichtbar. Auch die Artenzahlen und die Zahl der angelegten Brutzellen solitärer Wildbienen und Wespen waren durch die Aufwertungsmaßnahmen in den aufgestellten Nisthilfen gesteigert. Parasitäre und räuberische Antagonisten in den Nestern profitierten vom gestiegenen Blütenangebot und zeigten bei hoher und niedriger Urbanisierungsintensität sowie bei steigender landschaftlicher Heterogenität eine höhere Aktivität. Die Fruchtbildung der Phytometer war vor allem in landschaftlich homogenen Bereichen erhöht. Die Qualität der Bestäubung wurde dabei vom Versiegelungsgrad positiv, der Lage der Fläche zwischen Stadtrand und -zentrum negativ und der Landschaftsheterogenität je nach Pflanzenart negativ oder positiv beeinflusst.

Unter Beachtung funktionaler Kriterien bei der Pflanzenauswahl können aus dem heimischen Wildpflanzenpool multifunktionale Blühmischungen für den urbanen Gebrauch konzipiert werden. Nicht zu stark eutrophierte Bodenverhältnisse und eine an Trockenstress angepasste Begrünung sind Grundvoraussetzungen für den Erfolg von Aufwertungsmaßnahmen im Straßenbereich. Eine an den Insektenschutz ausgerichtete Vegetation urbaner Straßenrandvegetation birgt Potential für die Vernetzung städtischer Lebensräume. Artenreiche Straßenränder können großflächigere Grünflächen in ihrer Funktionalität im Stadtgefüge zwar nicht ersetzen, sie bieten aber eine gute Möglichkeit der Komplementierung, insbesondere in stark verdichteten Quartieren. Die Bereitstellung funktionaler urbaner grüner Infrastruktur erfordert eine wissenschaftliche fundierte Auswahl von Pflanzen, und zwar nach ihrer Fähigkeit mit Trockenheit und hohen Temperaturen zurechtzukommen, sowie ein angepasstes Management der Grünflächen. Der langfristige Erfolg dieser Flächen setzt jedoch nicht nur evidenzbasierte Kriterien für die Umsetzung voraus, sondern auch die Beteiligungsbereitschaft der lokalen Behörden sowie das Einbeziehen und die Akzeptanz der Stadtbewohner:innen.

Summary

In urban environments, the consequences of climate change and its associated weather extremes are particularly severe. Native wild plant and insect communities, which have been declining sharply for decades due to intensified land use, could contribute to mitigating the negative effects of climate change in cities. Climate-change adaptation of urban vegetation therefore creates synergies with insect protection goals with regard to the preservation and restoration of ecosystem functions of urban green infrastructure, e.g. microclimatic regulation. A type of urban green that has so far received little attention are roadsides, whose multifunctional potential in the urban landscape has hardly been investigated. Therefore, in the present project, the multifunctionality of species-rich urban roadsides was examined in an experimental network of sown flower strips in Munich, within the period 2019–2022. In addition, two traffic axes without flower strips were used to record the status of the existing standard greening, and as a comparison with the upgraded areas.

A flowering mixture of 26 native wild plants adapted to the urban roadside conditions was designed under inclusion of plant-functional properties, like their specific biomass production, growth height or flower colour and morphology. In total, 75 flowering areas were created along urban roadsides. To investigate their cooling function, surface temperatures of the test and control areas were recorded, as well as their water absorption capacity by using an infiltrometer. By simulating two climate-change scenarios, the development of the flowering mixture under changed climatic conditions was examined in climate chambers. The insect abundance and diversity of bees, wasps and dipterans as well as the reproduction of solitary wild bees and wasps were recorded using coloured pan traps and artificial nests. Seed production and fruit weights of three contrasting species of model plants ('phytometers') were employed to assess the effects of the wildflower patches on pollination success. The data were analysed using statistical methods within the R program. Since the project took place in a busy urban environment, the association Green City e.V. accompanied it with public relations and knowledge communication, in order to create acceptance among local stakeholders.

In the vast majority of cases, the variety of plants along the roadsides could be successfully increased with the help of the flowering mixture. Eutrophic soils and a high degree of shading from local trees had negative effects on plant diversity and the number of flowers. Compared to concrete and species-poor lawns, the flowering areas were particularly effective in their cooling function, especially in unshaded areas. The water absorption capacity of the flowering areas remained unchanged by the upgrading measures compared to the conventional lawn vegetation on roadsides. Analyses of climate-chamber experiments, in which certain plant properties (traits) such as soil root penetration or biomass and flower production were summarized in an index, showed advantages in climate-change

adapted greening with the flowering mixture, depending on the climate-change scenario, and the negative impact of reduced rainfall. The abundance of insects increased among bees, wasps and dipterans, due to the increased supply of flowers. Positive effects on the number of animals were usually already visible in the year of sowing. The number of species and the number of brood cells created by solitary wild bees and wasps also increased because of the enhancement measures in the 'bee hotels'. Parasitic and predatory antagonists in the nests benefitted from the increased availability of flowers and showed higher activity both with high and low urbanization and with increasing landscape heterogeneity. The fruiting of the phytometer benefitted from the flower stripe, particularly in sites with a homogeneous urban landscape. The quality of pollination was positively influenced by the degree of soil sealing, the location of the area between the urban margins and the center negatively, and the landscape heterogeneity negatively or positively depending on the plant species.

We conclude that by taking into account functional criteria when selecting plants, multifunctional flowering mixtures for urban use can be designed from native plant species. Soil conditions that are not too eutrophic and greening that is adapted to drought stress are basic prerequisites for the success of upgrading urban grasslands. Urban roadside vegetation designed to benefit insect pollinators has a potential to connect urban green space. Certainly, species-rich roadsides cannot replace larger green areas in terms of their functionality within the urban fabric, but they offer a good opportunity to complement them, especially in densely populated areas. Most important is that functional urban green infrastructure requires a science-based selection of plants including their ability to cope with drought and high temperatures.

Inhaltsverzeichnis

Danksagung	ii
Zusammenfassung	iii
Summary	v
Inhaltsverzeichnis	vii
1 Einleitung.....	1
1.1 Klimawandel: Zustand der Stadtvegetation und ihre Funktionen	1
1.2 Insektensterben: Ursachen, Risiken, Auswirkungen	2
1.3 Straßenränder: Multifunktionales städtisches Grün	4
2 Projektablauf und Ziele	5
3 Methoden	7
3.1 Untersuchungsgebiet und Versuchsaufbau	7
3.2 Konzipierung einer Blühmischung für urbane Straßenränder	9
3.4 Erfassung der Vegetation und lokaler Beschattung	14
3.5 Erfassung von Klimaregulationsparametern im Feld	15
3.5.1 Wasserinfiltration	15
3.5.2 Temperatur der Bodenoberflächen.....	16
3.6 Insektenerfassung	20
3.6.1 Farbschalen	20
3.6.2 Nisthilfen	21
3.7 Urbane Landschaftserfassung.....	23
3.8 Erfassung der Bestäubungsleistung anhand von Phytometerpflanzen.....	24
3.9 Datenanalyse	27
3.9.1 Analyse der Vegetationsentwicklung	27
3.9.2 Oberflächentemperaturen und Wasserinfiltration	27
3.9.3 Multifunktionalitätsanaylse der Klimawandelsimulation (TUMmesa).....	28
3.9.4 Analyse der Insektenabundanz und -vielfalt.....	28
3.9.5 Analyse der Bestäubungsmessungen	28

3.10 Öffentlichkeitsarbeit und Wissensvermittlung	29
4 Ergebnisse	31
4.1 Vegetationsentwicklung der Blühflächen.....	31
4.2 Klimaanpassung	35
4.2.1 Oberflächentemperaturen.....	35
4.2.2 Wasserinfiltration.....	36
4.2.3 Klimawandelsimulation TUMmesa.....	36
4.3 Insektenerfassung	40
4.3.1 Farbschalen	40
4.3.2 Nisthilfen.....	43
4.3.3 Phytometerexperiment	47
4.4 Öffentlichkeitsarbeit	50
4.4.1. Webseite	50
4.4.2 Social Media und Green City Magazin	51
4.4.3 Informationsschilder.....	52
4.5 Wissensvermittlung.....	53
4.5.1 Kick-Off Veranstaltung.....	53
4.5.2 Vorträge, Exkursionen und Workshops	53
4.6 Auszeichnungen	60
4.7 Reaktionen und Rückmeldungen	60
4.8 Studentische Arbeiten	62
4.9 Veröffentlichungen	63
4.9.1 Wissenschaftliche Publikationen.....	63
4.9.2 Weitere Publikationen.....	63
4.9.3 Vorträge und Poster	63
6 Diskussion.....	64
6.1 Erfolg von Aufwertungsmaßnahmen an urbanen Straßenrändern	64

6.2 Klimafunktionen artenreicher Straßenränder im Freiland	65
6.2.1 Regenwasserregulation	65
6.2.2 Oberflächentemperaturen.....	66
6.3 Klimawandelsimulation	67
6.4 Insekten und Bestäubung an urbanen Straßenrändern	68
6.4.1 Abundanz und Artenvielfalt	68
6.4.2 Reproduktionsaktivität solitärer Wildbienen und Wespen	69
6.4.3 Bestäubungswahrscheinlichkeit.....	69
6.4.4 Bestäubungsqualität.....	70
6.5 Praxishinweise für die Anlage und Pflege von artenreichen Straßenrändern.....	70
6.5.1 Standortkriterien urbaner Blühflächen	71
6.5.2 Flächenvorbereitung und Pflege	71
6.5.3 Pflanzenauswahl.....	71
6.6 Bürgeranbindung und Wissensvermittlung.....	72
7 Fazit	73
8. Literaturverzeichnis.....	74

1 Einleitung

1.1 Klimawandel: Zustand der Stadtvegetation und ihre Funktionen

Die Anpassung an die Folgen des Klimawandels und der steigende Verlust der Artenvielfalt sind die Kernherausforderungen, vor denen unsere Gesellschaft im 21. Jahrhundert in Hinblick auf menschliche Lebensqualität und Gesundheit steht. Dabei spielt die Erhaltung von Prozessen, die in Ökosystemen bis vor ca. 150 Jahren unter vorindustriellen Umweltbedingungen ungestört ablaufen konnten, eine essentielle Rolle. Dazu zählen unter anderem grundlegende Ökosystemfunktionen wie die Grundwasserneubildung, Bodenbildung, Luftfilterung und Kreisläufe von Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor; diese werden durch intensivierte Landnutzung, Klimaerwärmung, zunehmende Wetterextreme sowie Biodiversitätsverluste beeinträchtigt. Verstärkt durch Landnutzungswandel und zunehmende Flächenversiegelung werden negative Interaktionen zwischen Klimaveränderungen und Biodiversitätsverlusten die Auswirkungen und Risiken für Ökosysteme, menschliche Ernährung und Gesundheit verstärken (IPBES 2018; IPCC 2022).

Vor allem in Städten und Siedlungen werden die Folgen der Klimaerwärmung sowie Extremwetterereignisse mittel- und langfristig bei der zu erwartenden Erwärmung rasch und mit besonderer Stärke zunehmen. Eine artenreiche städtische Vegetation ist vor diesem Hintergrund in vielerlei Hinsicht ein wesentlicher Schlüssel zur Anpassung an den Klimawandel und zur Minderung seiner Folgen (Bowler et al. 2010). Urbanen Ökosysteme müssen allerdings mit einer Vielzahl von stadtspezifischen Beeinträchtigungen zurechtkommen, beispielsweise durch Nähr- und Schadstoffeintrag kontaminierte Standorte sowie stark verdichtete Böden. In den Sommermonaten herrschen außerdem Wassermangel und Hitzestress, verstärkt durch den städtischen Wärmeinseleffekt (Memon et al. 2008). Einheimische Pflanzen stehen auf urbanen Standorten außerdem oftmals in Konkurrenz mit invasiven Neophyten, was zur Homogenisierung der Vielfalt und Funktionalität urbaner Pflanzengemeinschaften führt (Ruas et al. 2022).

Städtische Grünflächen bestehen meist aus grasdominierten Beständen, Ziersträuchern und -stauden und einer Vielzahl nicht-heimischer Arten. Durch zu intensive Pflege wie eine 7–10schürige Mahd von Rasenflächen kann sich kein artenreiches urbanes Grünland entwickeln oder erhalten. Durch Fehlplanung und -pflege haben viele städtische Grünflächen trotz ihres hohen Potentials einen geringen ökologischen wie funktionalen Wert. Nachverdichtung und Infrastrukturmaßnahmen verdrängen zudem funktional hochwertige Gehölzstrukturen, Ruderalflächen und Stadtbrachen, mit nachteiligen Effekten für urbane Pflanzen- und Arthropodengemeinschaften (Del Tredici 2010; Vergnes et al. 2014).

In Großstädten sind Klimawandeleffekte durch den intensiven Einfluss des Menschen auf Bodenoberfläche, Stoffkreisläufe und Biosphäre besonderes deutlich. Die Gestaltung einer multifunktionalen Stadtvegetation muss daher zwangsläufig an die sich ändernden Bedingungen angepasst werden. Durch Beschattung und Transpiration besitzt die Stadtvegetation eine kühlende Wirkung (Bowler et al. 2010). Grünflächen verringern bei Starkregenereignissen das Abflussvolumen im Kanalsystem durch bessere Bodenversickerung; bei einer guten Durchwurzelung können sie gleichzeitig Wasser im Oberboden halten und damit zu einem ausgeglichenen Wasserhaushalt beitragen (Shashua-Bar und Hoffman 2000). Es besteht gerade in intensiv verstädterten Gebieten ein hoher Bedarf an ökologisch hochwertigen Grünflächen, um dort die menschliche Lebensqualität in Zukunft gewährleisten zu können (Georgi et al. 2012). Durch klimawandelbedingte Anpassungsmaßnahmen städtischer Vegetation entstehen Möglichkeiten der Synergie mit Zielen des Insektenschutzes, der im Hinblick auf die Erhaltung und Förderung von Ökosystemfunktionen des städtischen Grüns eine ebenso wichtige Stellung einnimmt.

1.2 Insektensterben: Ursachen, Risiken, Auswirkungen

Genauso wie der Klimawandel ist der seit einigen Dekaden beobachtete großflächige, rapide Aussterben von Tier- und Pflanzenarten anthropogenen Ursprungs. In den letzten zwei Dekaden wurde vielfach über starke Rückgänge der Biomasse und Artenzahlen von Insekten berichtet. In Deutschland lässt sich diese Entwicklung dabei nicht nur in der Normallandschaft, sondern auch in Naturschutzgebieten beobachten (Potts et al. 2010; Hallmann et al. 2017; Seibold et al. 2019). Besonders betroffen von diesen negativen Trends sind Hautflügler (Hymenoptera), zu denen auch die Gruppen der Wildbienen (Anthophila) und Wespen (Vespoidea) zählen (Sánchez-Bayo und Wyckhuys 2019). In Deutschland sind 48 % der 557 gelisteten Wildbienenarten in ihrem Bestand gefährdet, weitere 8 % befinden sich auf der Vorwarnliste (Westrich et al. 2011). Eine ähnlich schlechte Situation lässt sich für Wespen in Deutschland feststellen, von denen 46 % von 560 Arten bestandsgefährdet sind, und 4 % auf der Vorwarnliste stehen (Schmid-Egger 2010). Auch in Bayern sind Wildbienen eine überdurchschnittlich bedrohte Tiergruppe: Von 521 etablierten Arten werden 51 % als gefährdet eingestuft und 8 % befinden sich auf der Vorwarnliste (Voith et al. 2021). Für Wespen gibt es keine veröffentlichte Erfassung der Bestände in Bayern.

Die Ursachen für den drastischen Rückgang der Insekten sind eng mit der Intensivierung der menschlichen Landnutzung verknüpft. Der überdurchschnittlich starke Rückgang der Hautflügler wird durch die kontinuierliche Veränderung von Vegetation und Stoffkreisläufen verursacht. Besonders hervorzuheben sind (i) die großflächige landschaftliche Homogenisierung durch die Beseitigung von Habitatstrukturen, verursacht durch intensive Landwirtschaft und bauliche Aktivitäten (Wohnen, Industrie, Infrastruktur); (ii) die großflächige Verarmung und Entfernung eines vielfältigen

Blütenangebots; (iii) der häufige Einsatz hochwirksamer Biozide in der konventionellen Landwirtschaft; (iv) die Eutrophierung und Veränderung stofflicher Prozesse in vormals artenreichen (halb-)natürlichen Magerstandorten durch Nährstoffeinträge aus landwirtschaftlicher Düngung und atmosphärischem Stickstoff aus Massentierhaltung sowie Verbrennungsprozessen (Verkehr, Industrie, Heizen); (v) die Degradation von Insektenlebensräumen durch Übernutzung, Missmanagement und Verbrachung, sowie durch Invasion nicht-heimischer Pflanzenarten (Neophyten); (vi) die Fragmentierung der Landschaft und Isolierung von Lebensräumen durch Infrastrukturbauten; sowie (vii) die Struktur- und Artenverarmung in Kommunen und Städten durch die Verdrängung von Gärten, größeren Grünflächen oder Ruderalfluren durch Nachverdichtungsmaßnahmen und Zersiedelung an Orts- und Stadträndern (Schmid-Egger 2010; Vanbergen 2013; Voith et al. 2021). Darüber hinaus existieren Wechselwirkungen zwischen Klimaveränderungen, Insektengemeinschaften und Ökosystemfunktionen (IPBES 2016).

Unter allen Klimawandelszenarien werden drastische Änderungen in der Zusammensetzung von Bestäubergemeinschaften spätestens für die zweite Hälfte des 21. Jahrhunderts prognostiziert. Wärmere Temperaturen können bei Insekten erhöhte Stoffwechselraten verursachen, die wiederum zu erhöhten physiologischen Kosten führen. Während eine moderate Erwärmung das Wachstum, die Entwicklung und Fortpflanzung bis zu einer bestimmten optimalen Temperatur stimuliert, steigen die Stoffwechselkosten jenseits dieser Temperatur unverhältnismäßig stark an und thermische Schäden häufen sich, was schließlich zu Entwicklungsstörungen, verringerter Fruchtbarkeit, beeinträchtigter Ausbreitungsfähigkeit und letztlich zu einer geringeren Anpassungsfähigkeit und erhöhter Sterblichkeit führt. Jahreszeitliche Aktivitäten vieler Tiere werden sich verändern, was Lebenszyklen und Interaktionen zwischen Tieren oder Tier-Pflanze-Interaktionen stören oder unterbrechen kann. Ein großer Anteil der Bestäuber wird wahrscheinlich lokal unter einem erhöhten Aussterberisiko stehen, besonders da der Klimawandel im Zusammenspiel mit der Degradation von Lebensräumen, Übernutzung und Schadstoffbelastung als negativer Beschleuniger fungiert (IPBES 2016; Harvey et al. 2022).

Hautflügler erfüllen in Ökosystemen wichtige Bestäubungs- und Regulationsfunktionen. Durch ihre Sammelaktivität von Pollen und Nektar steigern Bienen und Wespen nicht nur die Erträge in der landwirtschaftlichen Produktion, sie sorgen darüber hinaus für die Erhaltung der einheimischen Pflanzenvielfalt in natürlichen wie künstlichen Ökosystemen. Wespen mit räuberischen oder parasitären Lebensweisen sorgen zudem für die Reduktion von Schädlingsbefall in der Agrarproduktion und regulieren Arthropodenpopulationen in vielen Ökosystemen. Somit sind Hautflügler sowohl für die Ernährungssicherheit des Menschen von entscheidender Bedeutung, sie sind darüber hinaus jedoch an vielen Prozessen beteiligt, die zur Aufrechterhaltung von Ökosystemen unerlässlich sind, wie der Kohlenstoffbindung sowie dem Fortbestand von Nährstoffkreisläufen (Brock et al. 2021; Ollerton

2017). Die einzigartige Stellung dieser Insektengruppe hängt mit ihrer Vielfalt an Arten und unterschiedlichen Lebensweisen zusammen. Der Rückgang der biologischen Vielfalt in der heutigen Zeit ist daher eine der Hauptursachen für Veränderungen in der Funktionsweise von Ökosystemen (Tilman et al. 2014).

Im Allgemeinen sind Insekten, und Hautflügler im Speziellen, in der heutigen Naturschutzplanung unterrepräsentiert. Momentan werden staatliche Fördermaßnahmen vor allem in der Agrarlandschaft durch Agrarumweltmaßnahmen finanziert. In Bayern unter anderem durch das Kulturlandschaftsprogramm (KULAP), in dem beispielsweise ein- oder mehrjährige Blühflächen auf Äckern angelegt werden. Neben ihrer nicht immer eindeutig positiven Wirkung und naturschutzfachlich diskutablen Pflanzenmischungen und -herkünften existiert zudem keine landes- oder bundesweite Koordination oder ein Erfolgsmonitoring dieser Programme (Dietzel et al. 2019; Fischer-Hüftle 2018). Für Kommunen und Städte gibt es bisher keine äquivalenten Maßnahmen. Darüber hinaus fehlt es an Wissen über urbane Pflanzengemeinschaften und funktionierende Pflanzenmischungen in Wechselwirkung mit urbanen Standortfaktoren und Effekten der Stadtlandschaft auf Pflanzen- und Bestäubergemeinschaften sowie über die räumliche Anordnung und Management artenreicher, klimaresilienter urbaner Grünflächen.

1.3 Straßenränder: Multifunktionales städtisches Grün

Eine angepasste städtische Raumplanung besitzt vor dem Hintergrund des sich ändernden Klimas und deutlichen Biodiversitätsverlusten großes ökologisches Potential. Das städtische Klima kann unter anderem durch ein Netz kleiner Grünflächen wirksam verbessert werden. Ein vernetztes System aus vielen grünen Parzellen, unterstützt durch Kaltluftkorridore aus den Außenbezirken, verbessert das städtische Klima besonders effektiv. Für die Milderung des Stadtklimas noch wichtiger als die schiere Flächengröße sind die Struktur und Zusammensetzung urbaner grüner Infrastruktur. Die Vegetation städtischer Grünflächen kann sich lokal deutlich unterscheiden und zu sehr unterschiedlichem Kühlungspotenzial führen (Mathey et al. 2011). Städte können zudem einen großen Anteil unterschiedlicher Hautflügler beherbergen. Die Vielfalt einheimischer Bienenarten in städtischen Landschaften, die in den umliegenden ländlichen Gebieten nicht vorkommen, belegt die ökologische Bedeutung des Stadtgrüns und eröffnet Handlungsoptionen zur Erhaltung der biologischen Vielfalt (Hall et al. 2017). Daten aus einer groß angelegten Feldstudie zeigen, dass auch in Bayern städtische Insektenpopulationen im Vergleich zu ländlichen Gebieten zwar oft kleiner, aber artenreicher sind und sogar eine höhere Anzahl an gefährdeten Arten aufweisen (Uhler et al. 2021). Allerdings liegen urbane Lebensräume wegen ihrer mosaikhaften Verteilung in der Stadt oftmals weit voneinander entfernt. Großflächig versiegelte Bereiche, hohe Gebäude und Straßen können schwer zu überwindende Ausbreitungsbarrieren darstellen (Andersson et al. 2017; Buchholz et al. 2020). Eine fortschreitende

Nachverdichtung wird die Situation im Hinblick auf die Verfügbarkeit und Qualität urbaner Habitate verschärfen (Vergnes et al. 2014). Im Hinblick auf die Stadtplanung müssen daher Funktionen und Ziele im Vorhinein definiert werden. Städtisches Grün bietet eine Vielzahl kleinräumiger Standorte mit unterschiedlichen Boden- und Klimaverhältnissen, von denen artenreiche Pflanzengemeinschaften und die für diese wichtigen Bestäuberinsekten profitieren (Theodorou et al. 2020; Vega und Küffer 2021).

Ein wenig beachteter Typ urbanen Grüns sind Straßenränder, deren multifunktionales Potential in der städtischen Landschaft bisher kaum erforscht wurde. Außerhalb von Städten wurden Straßenränder bereits im Hinblick auf Biodiversität von Vegetation und Insekten untersucht (Phillips et al. 2020b; Vanneste et al. 2020). Außerdem bieten Straßenränder Möglichkeiten bei der Bereitstellung von Ökosystemleistungen und Habitatvernetzung (Phillips et al. 2020a; Fischer et al. 2022). Studien aus dem urbanen Raum hingegen finden sich kaum. Die Optimierung von Grünflächensystemen zur Milderung klimatischer Bedingungen erfordert eine sorgfältige Auswahl von Pflanzen nach ihrer Fähigkeit, mit Trockenheit und hohen Temperaturen zurechtzukommen, sowie ein angepasstes Management der Bestände (Mathey et al. 2011).

2 Projektablauf und Ziele

Das Vorhaben *Bunte Bänder für unsere Städte in Zeiten des Klimawandels: Naturnahe städtische Blühflächen entlang von Verkehrsachsen zur Förderung der ökologischen Funktionalität* ist Teilprojekt 8 innerhalb des Zentrums Stadtnatur und Klimaanpassung (ZSK), unter dessen Dach aktuelle Themen der Stadt- und Landschaftsplanung, Architektur, Ingenieurwissenschaften sowie der Ökologie bearbeitet werden (www.zsk.tum.de). Ziel der interdisziplinären Zusammenarbeit der beteiligten Forschungsgruppen ist es, auf wissenschaftlicher Basis konkrete Handlungsempfehlungen für Städte und Kommunen in Bayern zu erarbeiten, die zeigen, wie mit Hilfe einer grünen Infrastruktur die nachhaltige Stadt der Zukunft an die Folgen des Klimawandels angepasst werden kann. Ein wesentlicher Fokus des ZSK ist damit die Steigerung der funktionalen sowie der Artenvielfalt als mögliche Steuergröße der Klimaanpassung von Städten.

Standardisierte Erhebungen zum Nutzen artenreicher Straßenränder zur Klimaanpassung und zur Förderung von Bestäubern wurden bisher in Städten nicht durchgeführt. Es stellen sich Fragen bezüglich der Bedeutung solcher Flächen für die Biodiversität sowie möglicher negativer Effekte durch Verkehr und Tritt sowie potentieller Synergien mit Nachbarhabitaten in der Stadtlandschaft (Baxter-Gilbert et al. 2015; Muñoz et al. 2015; Keilsohn et al. 2018). Das TUM-Projekt der ‚Bunten Bänder‘ beschäftigt sich daher mit der Untersuchung der Ökosystemfunktionen von Blühflächen des städtischen Straßenbegleitgrüns im Klimawandel.

Um die ökologische Funktionalität in Städten in Zeiten des Klimawandels zu erhöhen und den Austausch von Bestäubern und anderen Nützlingen zwischen verschiedenen Stadtlebensräumen zu fördern, wurden in München neuartige Blühflächen in Seitenstreifen von Verkehrsachsen angelegt. Die bisher artenarmen Grasmischungen wurden an mehreren Ausfallstraßen durch insektenfreundliche, naturnahe Blühmischung aus autochthonen Wildpflanzen ersetzt. Dabei verliefen die Versuchsflächen entlang eines Urbanisierungsgradienten, der sich durch einen Anstieg des Versiegelungsgrades, Anteil an potentiellen Insektenhabitaten wie Parks und Gärten auszeichnete. Außerdem dienten zwei Verkehrsachsen ohne Einsaat der Blühmischung zur Erfassung des Ist-Zustandes der bereits vorhandenen Standardbegrünung und als Vergleichskontrolle mit den eingesäten Flächen. Das Ziel dieses Praxistests einer multifunktionalen Saatmischung für urbane Straßenränder war die großflächige Etablierung entsprechender Blühflächen unter Berücksichtigung von Klimaanpassungs- und Biodiversitätsaspekten. Der stadtweite Ansatz des Projekts ermöglichte es, die Bedeutung der räumlichen Anordnung von Blühflächen für Biodiversität und urbane Klimaanpassung zu untersuchen.

Die Untersuchungen verfolgten die folgenden wissenschaftlichen und praktischen Ziele:

1. Entwicklung und Erprobung der Anlage eines Blühflächenverbundes entlang städtischer Hauptverkehrsachsen zur Förderung von Bestäubern und zur urbanen Klimaanpassung durch verbesserte Kühlung, Befeuchtung und Versickerung;
2. Bewertung der Klimaresilienz und der Attraktivität durch Erhöhung der Pflanzenvielfalt für Bestäuber und andere Nützlinge im Vergleich mit existierender Standardbegrünung an Straßenrändern;
3. Bewertung der Lage der Blühflächen als Nahrungshabitat für Bestäuber und andere Nützlinge entlang eines Stadt-Land-Gradienten;
4. Verbesserung der Lebensqualität der Stadtbewohner durch die mikroklimatischen Wirkungen der Blühflächen; sowie
5. Empfehlung für praktikable Kompromisse zwischen den Anforderungen des Naturschutzes und der Stadtgrünpflege.

3 Methoden

3.1 Untersuchungsgebiet und Versuchsaufbau

Die Stadt München diente als Untersuchungsgebiet für die Durchführung der Aufwertungsmaßnahmen an Straßenrändern. Als drittgrößte Stadt Deutschlands mit rund 1,5 Mio. Einwohner:innen und einer Fläche von gut 310 km² bietet sie eine Vielfältige urbane Landschaft mit unterschiedlichen Nutzungsarten und -intensitäten. In Kooperation mit dem Baureferat der Stadt wurden sieben geeignete Straßen für das Vorhaben ausgewählt (Abb. 1). Die wichtigsten Kriterien für die Auswahl waren Mindestlängen und -breiten von zusammenhängenden Randstreifen und geplante Bauvorhaben im vierjährigen Projektzeitraum an den Straßenrändern: kurze und schmale Randstreifen sowie bevorstehende Baumaßnahmen waren Ausschlusskriterien. Die Straßen sollten außerdem durch eine variierende urbane Landschaft führen, welche durch Industrieflächen und Gewerbe mit hoher

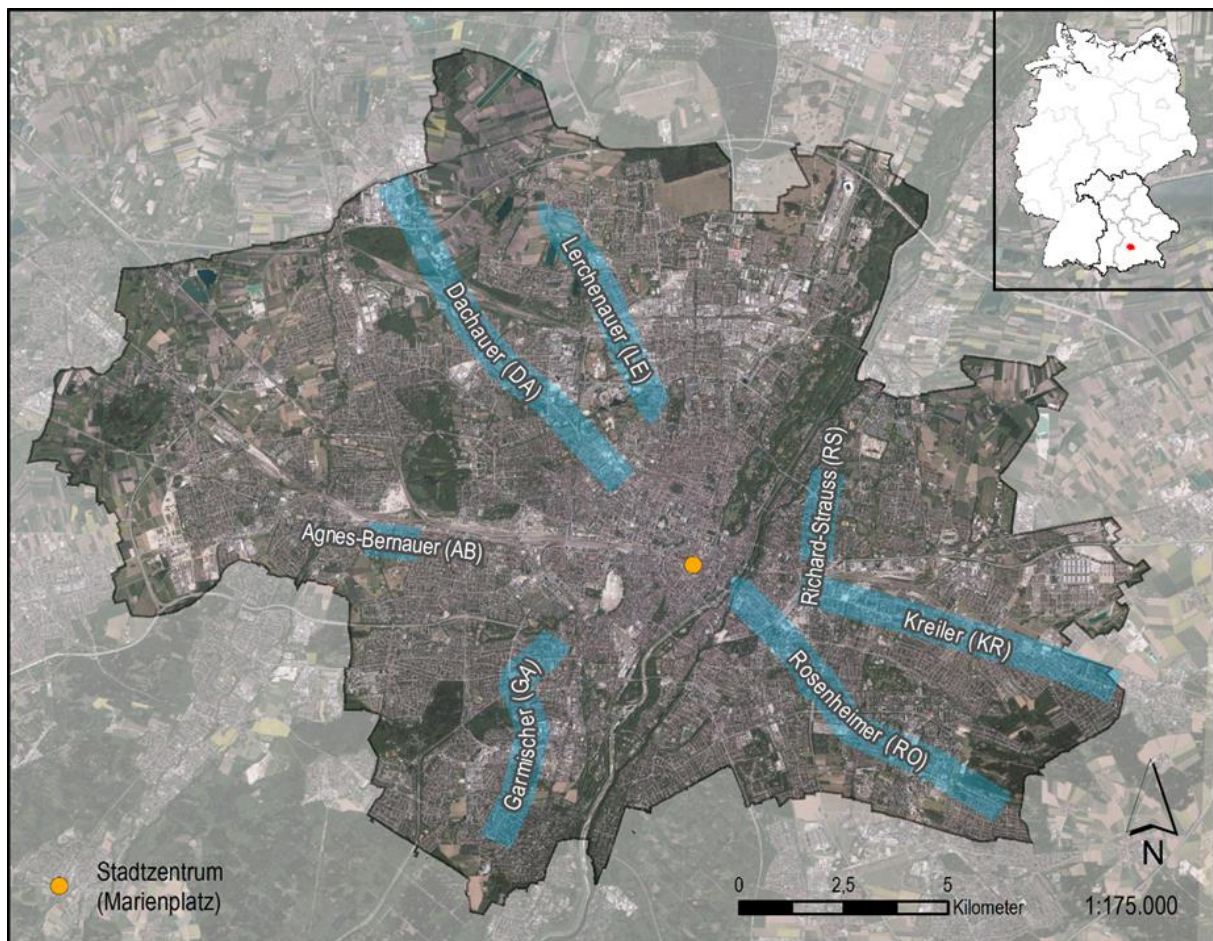


Abb. 1: Übersicht über die Stadt München und die untersuchten Hauptverkehrsachsen, an denen Blühstreifen angelegt wurden. Die Straßen LE, RS, KR, RO und GA waren Blühflächenkorridore, während AB und DA als Vergleichsstraßen ohne Einsaaten zur Kontrolle der Aufwertungsmaßnahmen dienten. Zur Orientierung ist im Stadtzentrum der Marienplatz orange markiert. (DOP80: © Geobasisdaten, Bayerische Vermessungsverwaltung 2018; Anja Dichtl 2019)

und dichter Bebauung, Infrastrukturflächen wie Straßen und Bahnschienen, dichte und lockere Wohnbereiche, Kleingartenanlagen, Parks und weitere städtische Grünflächentypen sowie Flächen mit landwirtschaftlicher Produktion charakterisiert ist. In Tab. 1 sind die Straßenzüge und ihre Längen aufgelistet.

Im Projekt wurden jeweils sieben zusammenhängende Flächen in variierenden Abständen untersucht, die im Verlaufe des Projektes teilweise zu Blühflächen umgewandelt wurden. Dazu wurden entlang der ausgewählten Straßen im ersten Jahr (2019) 25 Blühflächen angelegt. Im darauffolgenden Versuchsjahr (2020) wurde im Abstand von 20 m zu den ersten Blühflächen jeweils eine weitere Fläche umgewandelt. Im dritten Versuchsjahr (2021) betrug der Abstand der neuen zur ersten Blühfläche 75 m. Eine weitere Fläche in 225 m Abstand diente dauerhaft als lokale Kontrolle ohne Einsaat. In entgegengesetzter Straßenrichtung wurden zudem Kontrollflächen in den gleichen Abständen ohne Einsaat für ein Nisthilfeexperiment eingerichtet (Abb. 2). Insgesamt wurden 25 Replikate dieses Versuchsaufbaus entlang der fünf Verkehrsachsen eingerichtet. Der Abstand zwischen den Replikaten betrug jeweils 1,3 km um räumliche Autokorrelation zu vermeiden. Die variierenden Abstände berücksichtigten die maximalen Sammeldistanzen solitärer Wildbienen als wichtigste Zielartengruppe (Gathmann und Tschardt 2002) und dienten als Indikatoren zur Analyse der maximalen Entfernungen, die einzelne Blühflächen zueinander haben sollten, um als ‚Trittsteine‘ Austausch und Bewegungen zwischen städtischen Bestäuberpopulationen zu ermöglichen und die Neubesiedelung von geeigneten Habitaten zu erleichtern. Diese Herangehensweise der ‚Vorher-Nachher‘-Betrachtung ermöglichte es, das Straßenbegleitgrün als Nahrungshabitat für Bestäuber hinsichtlich seiner Attraktivität zu bewerten und die Effekte der Maßnahmen messbar zu machen. Durch die jährliche

Tab. 1: Im Projekt verwendete Straßenzüge, an denen Blühflächen angelegt wurden. Zwei Straßenzüge dienten als Kontrolle ohne Einsaat. Anhand der Kürzel kann die Lage der Straßenzüge in der Stadt in Abb. 1 nachvollzogen werden. Die Längen zwischen den jeweils äußersten Versuchsflächen variierte zwischen 1,5 km bis 9,0 km.

Straßentyp	Kürzel	Straßenzüge (Stadtzentrum – Stadtrand)	Länge [km]
Mit Blühflächen	GA	Zillertalstraße – Garmischer Straße – Murnauer Straße – Aidenbachstraße – Plattlinger Straße	6,5
	LE	Lerchenauer Straße – Schleißheimer Straße	6,5
	KR	Kirchenstraße – Berg-Am-Laim-Straße – Kreillerstraße – Wasserburger Landstraße	7,1
	RO	Lilienstraße – Rosenheimer Straße – Ottobrunner Straße – Putzbrunner Straße	9,0
	RS	Richard-Strauss-Straße – Effnerstraße	2,9
Kontrolle	AB	Agnes-Bernauer-Straße – Gräfstraße	1,5
	DA	Dachauer Straße	5,9

Erweiterung des Blühflächenbestandes unter Einplanung variierender Flächenabstände wird in einem räumlich-zeitlichen Kontext untersucht, inwiefern diese als potentielle Lebensräume und Trittsteine von Insekten genutzt werden (Abb. 2).

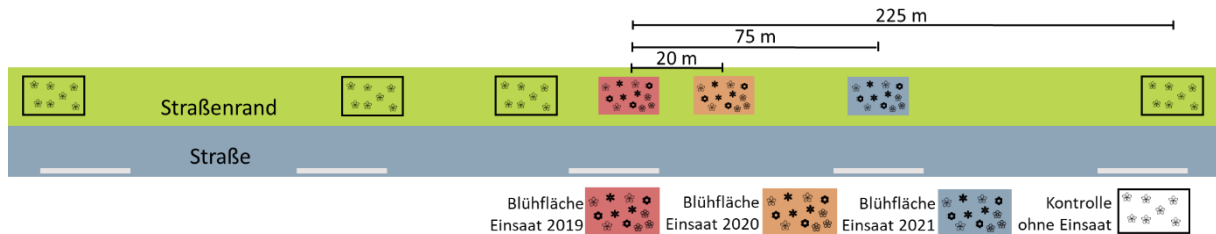


Abb. 2: Schema des Versuchsaufbaus mit wachsenden Abständen der Versuchs- und Kontrollflächen. Artenarme Straßenrandvegetation wurde über mehrere Jahre (2019–2021) in multifunktionelle Blühflächen umgewandelt.

Tab. 2: Funktionale Pflanzeigenschaften und praktische Auswahlkriterien, die bei der Entwicklung der Artenmischung zur Aufwertung der Straßenränder eingesetzt wurden.

CO ₂ -Bindung, Beschattung und Wasserinfiltration	Konkurrenz und Sukzession	Attraktivität für Bestäuber	Verkehrssicherheit	Ästhetik
- Spezifische Blattfläche - Oberirdische Biomasse - Wuchsform (kletternd, kriechend, stehend etc.) - Wurzelstrategie und -biomasse (Pfahl- vs. Flachwurzeln)	- Blattfläche - Maximale Höhe - Wuchsform - Ausbreitungsstrategie (generativ, vegetativ) - Alter bei erster Blüte (einjährig, mehrjährig) - Phylogenetische Vielfalt	- Alter bei erster Blüte - Blütezeitpunkt (Frühling, Sommer, Spätsommer) - Blühdauer - Blütenformen (offen, geschlossen, zygomorph etc.) - Blütenfarbe - Phylogenetische Vielfalt	- Wuchsform - Max. Höhe	- Alter nach erster Blüte - Blütezeitpunkt - Blütenfarbe

3.2 Konzipierung einer Blühmischung für urbane Straßenränder

Neben Stoffeinträgen von Auftausalz, Stickstoff, Phosphor, Mikroplastik und Haustierkot sind die Böden urbaner Straßenränder meist flachgründig und stark verdichtet. Aufgrund dessen sind sie in den Frühlings- und Sommermonaten langen und intensiven Dürreperioden ausgesetzt. Diese Grundbedingungen gilt es bei der Zusammenstellung einer geeigneten Pflanzenmischung zu beachten. Als Grundlage der Artenauswahl diene der autochthone Artenpool der Ursprungsregion 16 (Unterbayerische Hügel- und Plattenregion). Der Zielbestand sollte funktionalen Pflanzeigenschaften entsprechen, die unter Berücksichtigung der lokalen Boden- und Klimabedingungen sowie der wissenschaftlichen Fragestellungen des Projekts definiert wurden. Funktionale Eigenschaften, die Klimaparameter wie CO₂-Bindung oder Wasserinfiltration beeinflussen, wurden dabei ebenso berücksichtigt wie der für Bestäuber relevante Blühzeitpunkt, Blühdauer, Blütenform und -farbe (Fornoff et al. 2017). Neben ökologischen Kriterien wurden praktische Überlegungen für eine angemessene Leistung an Straßenrändern berücksichtigt wie

Verkehrssicherheit, Etablierung und Pflegeaufwand. Auch ästhetische Gesichtspunkte wie eine Schnellbegrünung durch bunte einjährige Pflanzenarten flossen in den Auswahlprozess ein. Verschiedene potenzielle Saatgutmischungen wurden mittels dieser funktionalen Kriterien zusammengestellt und anhand ihrer phylogenetischen Vielfalt bewertet (Tab. 2, 3). Aus einem Pool aus 41 möglichen Arten wurden die Pflanzen anhand einer Clusteranalyse mithilfe des Gower's Similarity Koeffizienten gruppiert (Botta-Dukát 2005). Pflanzen mit ähnlichen Eigenschaften wurden dabei in die gleichen Gruppen eingegliedert. Mögliche Saatgutmischungen wurden aus Arten der insgesamt sieben Gruppen zusammengestellt und anhand ihrer phylogenetischen Vielfalt (Anzahl der Pflanzen aus verschiedenen Pflanzenfamilien) bewertet. Gräser wurden nicht in die Saatgutmischung aufgenommen, da zumindest einige Gräser in der Bodensamenbank vor Ort vorhanden waren. Schlussendlich wurden 26 Pflanzenarten ausgewählt, vor allem Arten der anthropo-zogenen Magerrasen sowie krautiger Ruderalvegetation (Abb. 3). Das autochthone Saatgut wurde von dem Hersteller Johann Krimmer (Pulling) bezogen.

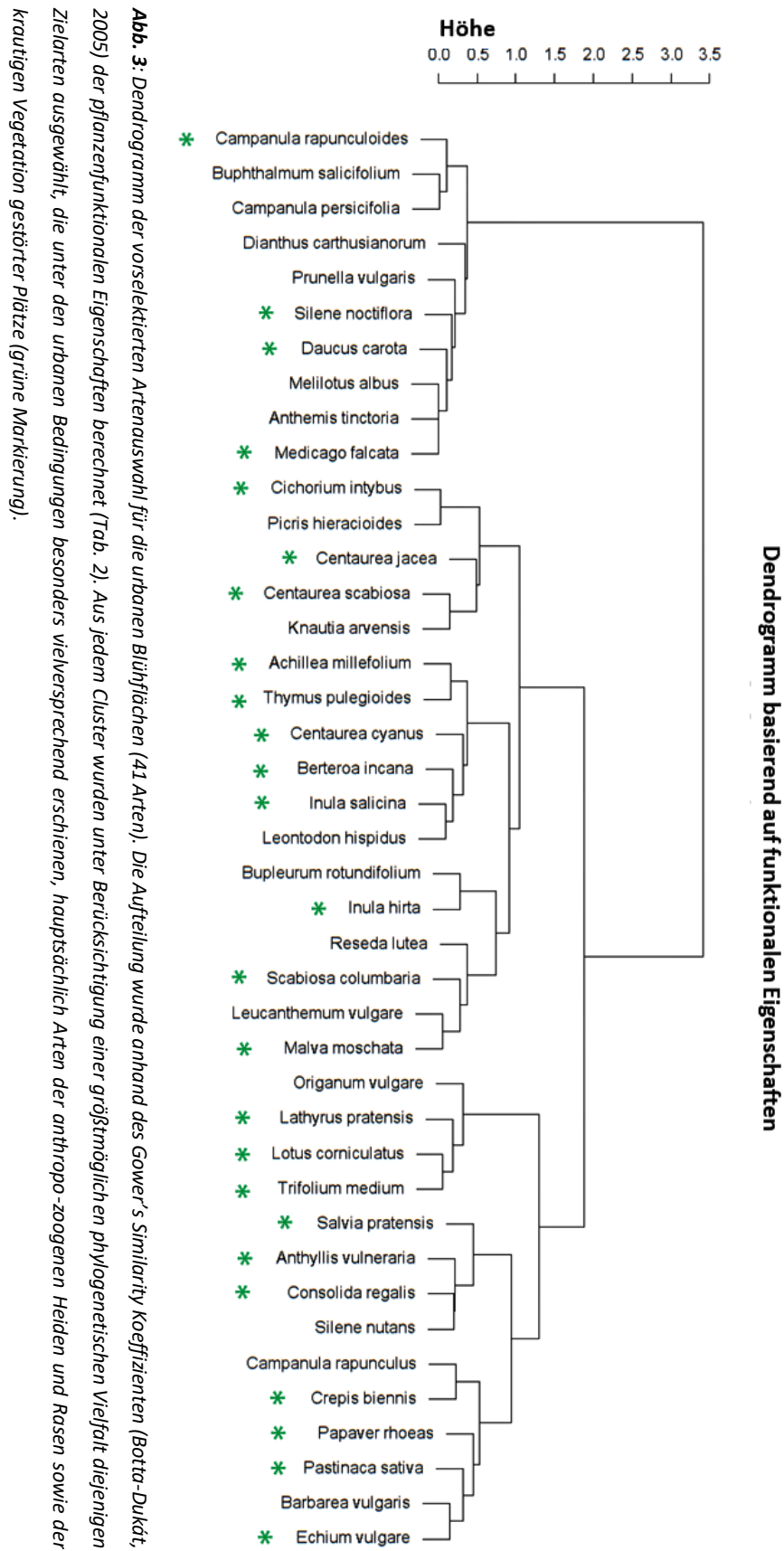


Abb. 3: Dendrogramm der vorselektierten Artenauswahl für die urbanen Blühflächen (41 Arten). Die Aufteilung wurde anhand des Gower's Similarity Koeffizienten (Botta-Dukát, 2005) der pflanzenfunktionalen Eigenschaften berechnet (Tab. 2). Aus jedem Cluster wurden unter Berücksichtigung einer größtmöglichen phylogenetischen Vielfalt diejenigen Zielarten ausgewählt, die unter den urbanen Bedingungen besonders vielversprechend erschienen, hauptsächlich Arten der anthro-po-zoogenen Heiden und Rasen sowie der krautigen Vegetation gestörter Plätze (grüne Markierung).

Tab. 3: Nach der Sortierung der 41 Pflanzenarten in sieben funktional ähnliche Gruppen wurden 26 Pflanzenarten aus zehn Familien für die an städtische Straßenränder angepasste Blümmischung ausgewählt.

Familie	Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname
Apiaceae	<i>Daucus carota</i>	Wilde Möhre
	<i>Pastinaca sativa</i>	Pastinak
Asteraceae	<i>Achillea millefolium</i>	Gewöhnliche Schafgarbe
	<i>Cyanus segetum</i>	Kornblume
	<i>Centaurea jacea</i>	Wiesen-Flockenblume
	<i>Centaurea scabiosa</i>	Skabiosen-Flockenblume
	<i>Cichorium intybus</i>	Gewöhnliche Wegwarte
	<i>Crepis biennis</i>	Wiesenpippau
	<i>Inula hirta</i>	Rauer Alant
	<i>Pentanema salicinum</i>	Weiden-Alant
Boraginaceae	<i>Echium vulgare</i>	Gewöhnlicher Natternkopf
Brassicaceae	<i>Berteroa incana</i>	Graukresse
Campanulaceae	<i>Campanula rapunculooides</i>	Acker-Glockenblume
Caprifoliaceae	<i>Scabiosa columbaria</i>	Tauben-Skabiose
Caryophyllaceae	<i>Silene noctiflora</i>	Acker-Lichtnelke
Fabaceae	<i>Anthyllis vulneraria</i>	Wundklee
	<i>Lathyrus pratensis</i>	Wiesen-Platterbse
	<i>Lotus corniculatus</i>	Hornklee
	<i>Medicago falcata</i>	Sichelklee
	<i>Trifolium medium</i>	Mittelklee
Lamiaceae	<i>Origanum vulgare</i>	Oregano
	<i>Salvia pratensis</i>	Wiesensalbei
	<i>Thymus pulegioides</i>	Breitblättriger Thymian
Malvaceae	<i>Malva moschata</i>	Moschusmalve
Ranunculaceae	<i>Consolida regalis</i>	Acker-Rittersporn
	<i>Papaver rhoeas</i>	Klatschmohn

3.3 Anlage und Pflege der Blühflächen

Die Größe der experimentellen Blühflächen betrug 8 m² (2 m x 4 m). Zunächst wurde die Grasnarbe und 5–10 cm Oberboden entfernt, der Unterboden leicht aufgelockert und mit einem Sand-Substrat-Gemisch aufgefüllt. Anschließend wurde die speziell entwickelte Saatgutmischung mit einer Saatstärke von 4 g/m² per Hand ausgesät. Für eine gleichmäßigere Verteilung der Samen wurde diese mit 31 g/m² Maisschrot vermischt. Danach wurde das Saatgut mithilfe einer Walze oder einer Holzplatte an das Substrat angedrückt (Abb. 4). Die Versuchsflächen wurden während des Projektzeitraumes nicht bewässert. Die Entfernung von Laub und eine Mahd der Versuchsflächen erfolgten im jeweiligen Jahr im Herbst (September/Oktober). Zur Nährstoffregulation wurde das Mähgut von den Flächen entfernt.



Abb. 4: Beispiel der erfolgreichen Etablierung einer Blühfläche an der Putzbrunner Straße in München Waldperlach. a) Zustand vor der Anlage (März 2019); b) Abtrag der Grasnarbe und Lockerung des Untergrunds; c) Blühfläche im ersten Jahr nach der Einsaat (Juni 2020); und d) Blühfläche im zweiten Jahr nach der Einsaat (Juni 2021; Fotos: Sandra Rojas-Botero)

3.4 Erfassung der Vegetation und lokaler Beschattung

Sowohl eingesäte Zielarten als auch spontan auftretende Pflanzen (Gräser und Gefäßpflanzen) wurden in fünf Zählquadraten pro Fläche (50 cm × 50 cm) in drei Durchgängen (Juni, Juli, August) während der zwei Vegetationsperioden bestimmt (2020, 2021) und die Anzahl der Blüteneinheiten gezählt (Abb. 5) (Baldock et al. 2015). Vor allem Licht- und Wasserverfügbarkeit sind limitierende Faktoren an städtischen Straßenrändern. Bäume am Straßenrand können Prozesse wie die Biomasseproduktion und Wasserverfügbarkeit beeinflussen, indem sie Licht und Niederschlagswasser abfangen und dadurch die Bedingungen unterhalb ihrer Kronen verändern. Mithilfe einer Digitalkamera und einer Fisheye-Linse wurden Bilder der Kronenbelaubung oberhalb der Versuchsflächen erfasst (Abb. 6). Mithilfe der Software WinScanopy (Regent Instruments Inc.) wurde später der Blattflächenindex (BFI) der Baumkronen erfasst, der als Maß der Beschattung diente.



Abb. 5: Die Erfassung der Pflanzenarten und die Blütenzählung erfolgte dreimal im Jahr in den Sommermonaten Juni, Juli und August mithilfe von Zählquadraten. Außerdem wurden dabei Wuchshöhe, Deckung und Offenbodenanteil aufgenommen (Fotos: Sandra Rojas-Botero und Simon Dietzel)



Abb. 6: Die Aufnahme der lokalen Beschattungssituation durch Bäume und Gebäude erfolgte mit einer Digitalkamera und einem Fisheye-Objektiv. a) Die Digitalkamera wurde auf einem Stativ in der Mitte der Versuchsflächen platziert. b) Fisheye-Aufnahme mit geringer Beschattung; c) mit dichten Baumkronen; und d) mit Bäumen und Gebäuden (Fotos: Sandra-Rojas-Botero).

3.5 Erfassung von Klimaregulationsparametern im Feld

3.5.1 Wasserinfiltration

Um Klimaregulationsfunktionen der Blühflächen als Anpassungsmaßnahme an den Klimawandel zu erfassen, wurden Daten erhoben, die in Zusammenhang mit der urbanen Wasser- und Mikroklimaregulation stehen und zu einer erhöhten Resilienz der städtischen grünen Infrastruktur beitragen können. Auf den Blüh- und Kontrollflächen wurden Messungen zur Wasserinfiltration in drei Durchgängen (Juni, Juli, August–September, 2020 o. 2021) durchgeführt. Dafür wurde ein Minidisk Infiltrometer (METER Group, Mini Disk Infiltrometer Model S) verwendet, mit dem die ungesättigte, hydraulische Leitfähigkeit und die Infiltrationsraten des Bodens bestimmt wurden (Abb. 7). Zu



Abb. 7: *Infiltrometer zur Messung der Versickerungspotentials der Versuchsflächen (Foto: Sandra Rojas-Botero).*

untersuchen war, ob auf den Blühflächen Wasser effizienter in den Boden infiltrieren kann als auf dem momentan vorherrschenden Straßenbegleitgrün. In der Literatur ist die Infiltrationsfähigkeit von Rasen dokumentiert (Armson et al. 2013), jedoch gibt es bisher keine quantitativen Vergleiche zwischen artenreichen urbanen Grünstreifen und der Standardbegrünung.

3.5.2 Temperatur der Bodenoberflächen

Die kühlende Funktion von Stadtbäumen ist weitläufig bekannt, aber auch krautige Stadtvegetation kann zur Regulation des städtischen Mikroklimas beitragen. Um diese Funktion an Straßenrändern zu erfassen, wurden auf Blühflächen, Kontrollplots und Betonflächen der seitlich angrenzenden Gehwege Thermobilder aufgenommen, die deren Oberflächentemperatur erfassen. Fünf Bilder pro Testfläche wurden an warmen Tagen im August 2020 und 2021 gemacht. Damit konnten Mikroklimaregulationsfunktionen der Blühflächen erfasst und mit Rasen und Beton verglichen werden (Abb. 8). Vor allem stellte sich die Frage, wie die Blühflächen im Vergleich zur Standardbegrünung abschneidet.

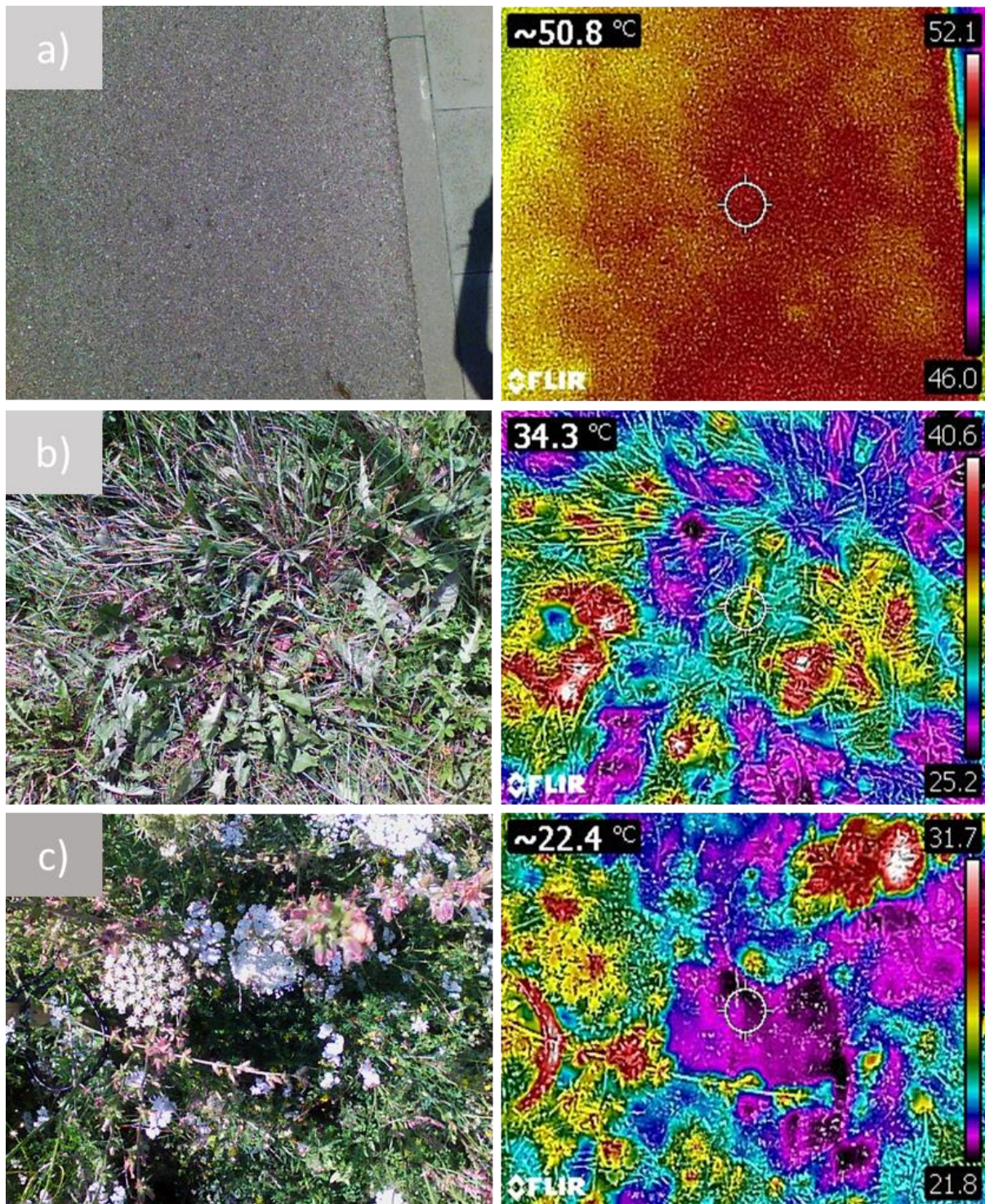


Abb. 8: Beispiel einer Aufnahmesequenz der Oberflächentemperaturen mit einer Thermokamera von a) Betonflächen, b) Standard-Straßenrandvegetation und c) einer experimentellen Blühfläche an der Murnauer Straße in München (Fotos: Sandra Rojas-Botero).

3.6 Klimawandelsimulation TUMmesa

Um die Resilienz und Leistung ökologischer Funktionen der Blühflächen im Hinblick auf Klimawandeleffekte zu evaluieren, wurde ein zehnwöchiger Versuch in den Klimakammern der Forschungseinrichtung TUMmesa (TUM Model EcoSystem Analyser) durchgeführt, in dem vier Pflanzengemeinschaften (Abb. 9) unter zwei möglichen Klimawandelszenarien untersucht wurden. Dafür wurden in zwei Kammern die Klimaszenarien RCP 2.6 und RCP 8.5 (IPCC 2014) simuliert. RCP 2.6 entspricht dem Szenario des Pariser Klimaabkommens, während RCP 8.5 das Worst-Case-Szenario abbildet. Die Bewässerung basierte auf dem Durchschnitt der mittleren Monatssumme der Niederschlagshöhe in München von Mai, Juni und Juli 1981 bis 2010, angepasst an die Länge des Versuchs und die Größe der Versuchseinheiten. Behandlungen, in denen Trockenstress simuliert wurde, erhielten die Wassermenge, die die Monatswerte des Niederschlags in München Mai–Juli der Jahre 2003, 2015 und 2018 entsprechen (ca. die Hälfte der ‚normalen‘ Bewässerung). Die Beleuchtungsdauer betrug 16 Stunden. Die Klimadaten Temperatur, Niederschlag und relative Feuchtigkeit stammen aus den Stationsmessnetzen des Deutschen Wetterdienstes (Station ID 3379 München) (DWD Climate Data Center 2020; 2018). Aktuelle CO₂-Konzentrationsmessungen in der Stadt München wurden von der Professur für Umweltsensorik und Modellierung der TUM zur Verfügung gestellt.

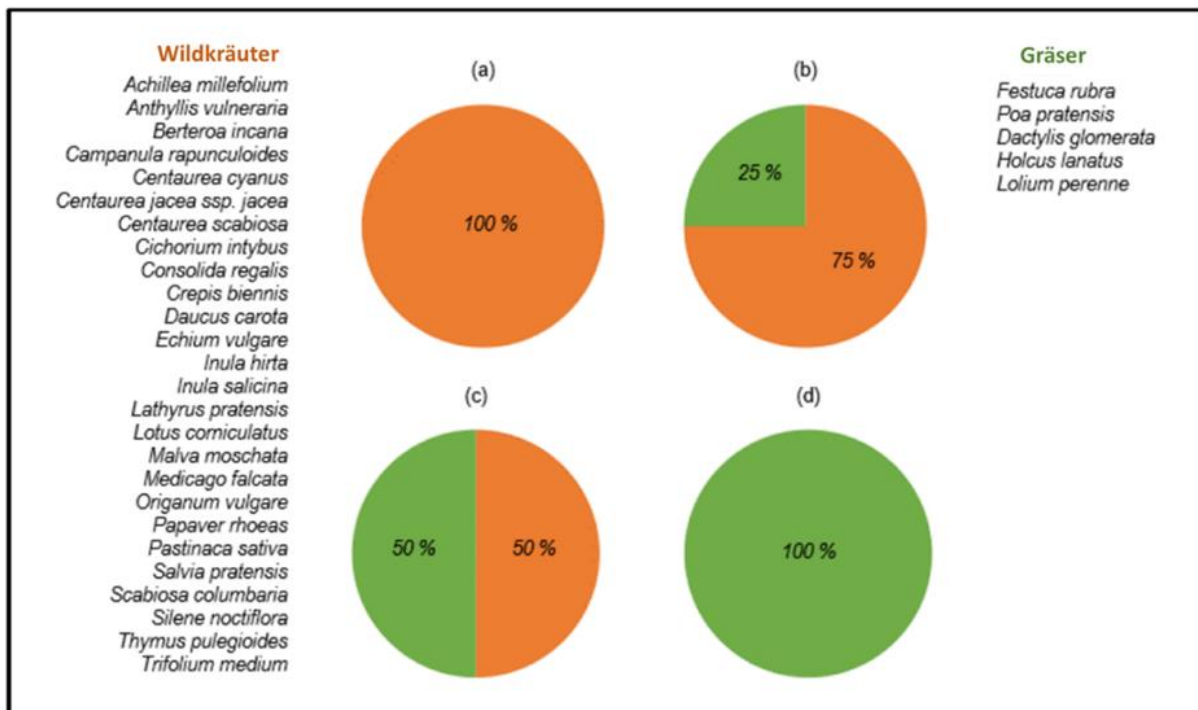


Abb. 9: Die 26 Zweikeimblättrigen (orange) und Grasarten (grün) der experimentellen Blümmischung, die auch im Freiland zum Einsatz kam, wurden in unterschiedlichen Mischungsverhältnissen (a, b, c, d) für den Versuch verwendet (Paula Prucker).

Das Artenspektrum der experimentellen Pflanzengemeinschaften entsprach der Blümmischung, die im Freiland verwendet wurde (Abb. 10). Zusätzlich wurden fünf einheimische Grasarten verwendet, die

in urbanen Gebieten Bayerns häufig vorkommen. Vier Varianten der Pflanzengemeinschaften mit unterschiedlichen Mengenanteilen an Gräsern und krautigen Pflanzen wurden evaluiert, um ein optimales Mischungsverhältnis im Hinblick auf die zu untersuchenden Ökosystemleistungen zu erproben. Als Kontrolle wurde eine Gräsermischung ohne Blütenpflanzen verwendet, die der aktuellen Zusammensetzung des Straßenbegleitgrüns entspricht.

Die Mischungsvarianten wurde in Versuchswannen unter aktuellen Klimabedingungen angesät und bewässert (Abb. 10). Nach drei Wochen wurde die Simulation der Klimaszenarien gestartet. Insgesamt wurden die experimentellen Pflanzengemeinschaften den beiden unterschiedlichen Klimawandelbedingungen bis zur Ernte der Biomasse sechs Wochen ausgesetzt. Folgende

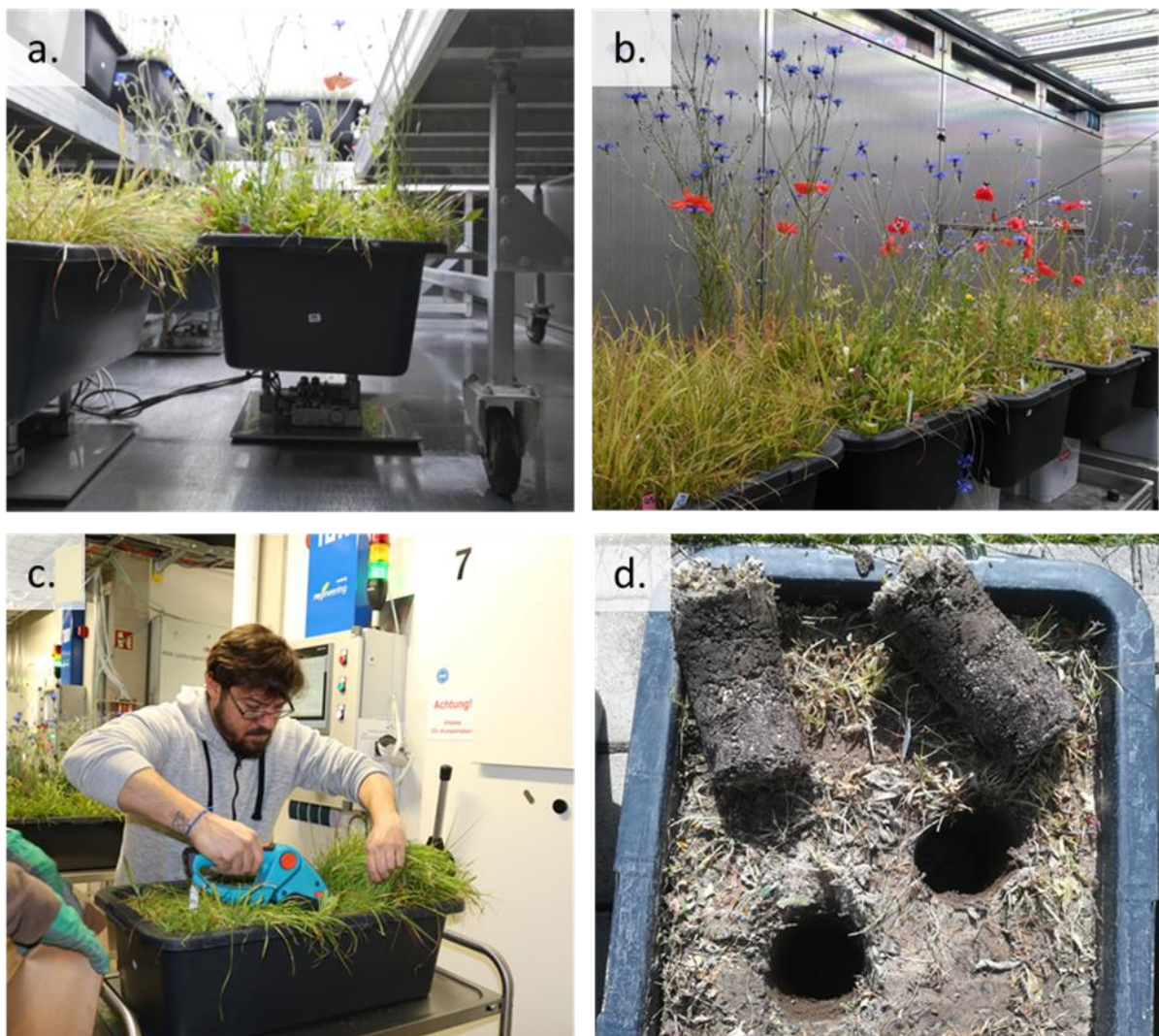


Abb. 10: Proben- und Datenerfassung während des Klimakammer-Versuchs: (a) Wasserinfiltration und -retention, (b) Blütenproduktion, (c) oberirdische Biomasse und (d) unterirdische Biomasse, Boden und Zersetzungszeiger (Fotos: S. Rojas-Botero).

Klimaparameter wurden erfasst: (a) Unter- und oberirdische Biomasse (Kohlenstoff-Speicherung), (b) Daten zur Wasserretention und Infiltration im Boden (Regenwasserregulation), (c) Zersetzung der Biomasse (Kohlenstoffkreislauf), (d) Daten zur Boden-Respiration (Kohlenstoffkreislauf), (e)

infiltriertes Wasser (Qualität des versickernden Wassers) und (f) Blütenproduktion (potenzielles Ressourcenangebot für blütenbesuchende Insekten).

3.6 Insektenerfassung

Zur Insektenerfassung wurden zwei verschiedene Techniken angewendet. Beide Erfassungsmethoden wurden bereits im ersten Jahr der Einsaat (2019) angewendet, in dem der Blühaspekt der ersten eingesäten Flächen, bis auf einige einjährige Pflanzen, noch sehr gering ausfiel. Die Erfassungen im ersten Projektjahr können daher auch im Sinne einer Vorher-Betrachtung verstanden werden, die im Vergleich zu den beiden darauffolgenden Erfassungsjahren als Status-quo-Aufnahmen dienten.

3.6.1 Farbschalen

Farbschalen stellen eine klassische entomologische Erfassungsmethode von blütenbesuchenden Insekten dar (Abb. 11). Im Grunde sind die Schalen als Blütenattrappen zu verstehen, die die Organismen von Interesse durch ihre Lackierung mit einer UV-reflektierenden Farbe (SparVar Leuchtfarbe, SprayColor GmbH) anlocken sollen. Insektengruppen präferieren unterschiedliche Blütenfarbspektren, die durch kontrastierende Farben imitiert werden. Für dieses Projekt wurden jeweils drei Schalen in den Farben Blau, Weiß und Gelb an den Versuchs- und Kontrollflächen in Vegetationshöhe aufgestellt. Als Fangflüssigkeit wurden die Schalen mit 400 ml Wasser und einem Tropfen geruchlosen Spülmittels befüllt, um die Oberflächenspannung zu beseitigen. Die Erhebungen erfolgten dreimal jährlich in den Sommermonaten Juni, Juli und August, in denen das Blütenangebot und Insektenaktivität am höchsten war. Die Schalen wurden jeweils für 48 h an sonnigen, warmen Tagen mit mindesten 20 °C aufgestellt (Westphal et al. 2008). Nach dem Einsammeln der Falleninhalte wurden die gefangenen Insekten auf Ordnungsebene sortiert und gezählt. Folgende Insektenordnungen wurden aufgenommen: Wild- und Honigbienen inklusive Hummeln (Anthophila), Schwebfliegen (Syrphidae), Blatt- und Tailenwespen (Symphyta, Apocrita), Zweiflügler (Diptera), Käfer



Abb. 11: Farbschalen in Blau, Weiß und Gelb dienten als Fallen für Blütenbesucher. Gefüllt mit einer Fangflüssigkeit wurden die Schalen auf Vegetationshöhe für 48 h aufgestellt. Im Anschluss wurden die gefangenen Insekten im Labor sortiert und präpariert (Fotos: Corinna Lieberth, Simon Dietzel).

(Coleoptera), Wanzen (Heteroptera), Zikaden (Auchenorrhyncha), Fransenflügler (Thysanoptera) und Spinnen (Arachnida).

3.6.2 Nisthilfen

Ein großer Teil der solitären Wildbienen und Wespen Deutschlands nistet in Hohlräumen oder selbstgegrabenen Gängen im Boden. Es gibt innerhalb dieser beiden nah verwandten Gruppen jedoch auch Arten, die in oberirdischen Hohlräumen wie Käferfraßgängen in (Tot-)Holz, Schilfhalmen oder Pflanzenstängeln nisten, und ebenso werden Hohlräume in menschlich errichtete Strukturen wie Mauern, Löcher in Ziegeln oder Holzbohrlöcher in Balken oder Brettern als Niststrukturen verwendet. Mithilfe sogenannter Nisthilfen lassen sich diese oberirdisch nistenden Arten erfassen, ihre Bruttätigkeit und ihr Reproduktionserfolg beobachten. Außerdem existiert eine Reihe von räuberisch oder parasitär (als ‚parasitär‘ sind in diesem Bericht auch Parasitoide gemeint, die ihre Wirte durch Befall abtöten) lebende Antagonisten aus unterschiedlichen Insektengruppen (z.B. Kuckucksbienen, Wespen, Fliegen, Milben), deren Interaktionen mit ihren Wirten als Artengemeinschaften anhand der Nisthilfen untersucht werden können (Staab et al. 2018).

Eine Nisthilfe bestand in diesem Experiment aus handelsüblichen Plastik-HT-Rohren mit einem Durchmesser von 110 mm (Abb. 13). In diese Rohre wurden Halme des Gemeinen Schilfrohes (*Phragmites australis*) in 20 cm Abschnitten mit variierenden Durchmessern (3–12 mm) gesteckt, die als Nistmaterial von Wildbienen und Wespen genutzt werden. Dabei präferieren Tiere je nach ihrer artspezifischen Körpergröße und Reproduktionsstrategie Halme mit unterschiedlichen Eingangsdurchmessern und Halmlängen. Beide Seiten der Halme konnten von den Tieren besiedelt werden. Jeweils vier dieser Nistrohre wurden an einem Holzpfehl befestigt und an den Versuchs- und Kontrollflächen im Frühjahr (März–April) aufgestellt. Nach Beendigung der Vegetationsperiode wurden die Nester im Oktober eingesammelt, die besiedelten Schilfhalme identifiziert und im Labor untersucht.

Dafür wurden die Nester der Länge nach aufgehebelt (Abb. 12). Die Bestimmung auf Gattungs- oder Artebene der nistenden Tiere und ihrer Antagonisten erfolgte zunächst mit dem Bestimmungsschlüssel für Nisthilfen von Gathmann und Tschardt (1999). Dabei wurden die Anzahl der angelegten Brutzellen, ihr mögliches Absterben durch Fressfeinde, Parasitierung oder Pathogene (z.B. Verpilzung) erfasst. Anschließend wurden die Nester wieder geschlossen, einzeln in Reagenzgläser gelegt, diese luftdurchlässig mit Baumwollwatte verschlossen und bei gradueller Temperaturabsenkung bis 4 °C in Klimaschränken für eine Diapause von mindestens vier Monate aufbewahrt. Nach dem Schlupf im Reagenzglas konnten die Tiere gezählt und für die Artbestimmung präpariert werden. Die Artbestimmung der Bienen erfolgte mithilfe der Schlüssel von Amiet et al. (1999), Amiet et al. (2004),

Scheuchl (2006), Dathe et al. (2016) und der Wespen mit van Achterberg und Talebi (2014), Amiet (2008), Kunz (1994), Neumeyer (2019) und Wolf (1972).



Abb. 12: Für die Erfassung der Reproduktionsaktivität oberirdisch nistender Wildbienen, Wespen und deren Antagonisten wurden Nisthilfen eingesetzt. a) Je vier Nisthilfen wurden auf einem Pfahl pro Fläche aufgestellt; b) Schilfröhren mit variierenden Durchmessern dienten als Nistmaterial; c) ein geöffnetes Nest mit zwei Larven der Gemeinen Löcherbiene (*Heriades truncorum*); d) drei mit Lehm verputzte Brutzellen mit Larven der Natternkopf-Mauerbiene (*Hoplitis adunca*); e) eine Larve der Gemeinen Maskenbiene (*Hylaeus communis*) befallen von einer endoparasitoiden Erzwespe (*Coelopenyrtus arenarius*); f) die Nester wurden in mit Watte verschlossenen Glasröhren in Klimaschränken bei 4 °C überwintert und der anschließende Schlupf im folgenden Jahr dokumentiert (Fotos: Simon Dietzel).

3.7 Urbane Landschaftserfassung

Urbane Landschaftsparameter beeinflussen Pflanzen- und Bestäubergemeinschaften in ihrer Zusammensetzung und Vielfalt (Fortel et al. 2014; Ruas et al. 2022; Theodorou et al. 2020). Um ein Bild über die landschaftlichen Einflussfaktoren um die Untersuchungsflächen zu erhalten, wurden Landschaftsbestandteile und -eigenschaften auf mehreren maßstäblichen Ebenen erfasst. Dazu wurden in Umkreisen von 200, 500 und 1000 m um jede Versuchsfläche Landschaftselemente und Landnutzungstypen kartiert (Theodorou et al. 2020). Diese Gliederung richtet sich nach den Flugdistanzen verschiedener Bestäuberarten, die je nach Lebensweise und Körpergröße deutlich variieren können. Innerhalb eines 200-m Radius wurden manuelle Kartierungen vorgenommen; dafür wurde der Biotopkartierungsschlüssel von Drachenfels (2004) verwendet. Im Umkreis von 500 m wurden Open-Street-Map Daten verwendet (Open Street Map Contributors 2020), während im 1000-m Umkreis Corine-Land-Cover-Daten genutzt wurden (Umweltbundesamt 2019). Innerhalb aller Radien wurde ein Abgleich der Daten mit digitalen Orthofotos (DOP80) durchgeführt (Bayerische Vermessungsverwaltung 2019). Wir berechneten den Anteil jedes Landnutzungstyps innerhalb der drei Radien um jede Parzelle. Aufgrund der unterschiedlichen Datengrundlagen variierten die gewonnenen Geoinformationen in ihren Kategorien und Detailschärfe. Für eine statistische Analyse wurden vergleichbare Flächennutzungstypen in Kategorien zusammengefasst und somit auswertbar gemacht (Tab. 4). Zudem wurde eine Kategorisierung der Versuchsflächen in drei Urbanisierungsintensitäten vorgenommen. Die Unterteilung erfolgte anhand einer Clusteranalyse, in der die Flächenanteile der erhobenen Landschaftskategorien aus den beiden Umkreisen von 200 und 500 m herangezogen wurden, vergleichbar mit der Ähnlichkeitsanalyse, die bereits für die Blühhmischung herangezogen wurde (Bray-Curtis-Unähnlichkeit, Oksanen et al. (2019)). Anhand der Analyse konnten die Untersuchungsflächen in die Kategorien ‚hoch‘, ‚mittel‘ und ‚niedrig‘ unterteilt werden. Maßgeblich spielte hier der Versiegelungsgrad und der prozentuale Anteil von Grünflächen und Privatgärten eine Rolle.

Die Heterogenität der Landschaft wurde als ein für Bestäuber beeinflussender Faktor identifiziert, der Nischenvielfalt in Bezug auf potenzielle Nistplätze und Nahrungsressourcen beschreibt (Winfree et al., 2011). Um dies zu berücksichtigen, berechneten wir die Gesamttranddichte um jede Versuchsfläche, indem wir die Gesamttrandlänge jeder identifizierten Nutzungsfläche durch die Gesamtfläche der Untersuchungsradien dividierten (Godefroid und Koedam, 2007). Um Ausbreitungseffekte von Bestäubern aus der städtischen Peripherie in die Stadt oder Filtereffekte in der stark urbanisierten Innenstadt zu untersuchen, bezogen wir zudem die Entfernung der Parzellen zum Stadtzentrum in die Analysen mit ein (Mody et al., 2020).

Tab. 4: Die aufgenommenen Landnutzungstypen wurden zur Auswertung vier Kategorien zugeordnet: Landwirtschaftliche Flächen, versiegelte Flächen, urbane Grünflächen und Gewässer.

Kategorie	Landnutzungsart
Landwirtschaft	Getreideanbau
	Maisanbau
	Rapsanbau
	Grünland
	Gemüseanbau
	Andere landwirtschaftliche Fläche
Versiegelte Fläche	Gebäude
	Baustelle
	Befestigte Fläche
	Verkehrsfläche
	Spiel-/Sport-/Freizeitanlage
	Schienenverkehr
Urbanes Grün	Pionier- und Sukzessionswald
	Hecke/Gebüsch
	Gehölz des Siedlungsbereichs
	Kleingartenanlage
	Friedhof
	Scherrasen mit Bäumen
	Scherrasen ohne Bäume
	Baumallee
	Offenbodenbereich
	Sonstige Grünanlagen
	Parkanlage
	Hausgarten
	Ruderalflur
	Ruderalgebüsch
	Böschung
	Artenreiche Grünfläche
	Baumallee
Gewässer	Bach
	Ausgebauter Bach
	Fluss
	Naturnahes Kleingewässer

3.8 Erfassung der Bestäubungsleistung anhand von Phytometerpflanzen

Innerhalb ihrer physiologischen Eigenschaften reagieren Pflanzen auf unterschiedliche Umweltbedingungen, indem sie z.B. ihr Wachstum oder die Frucht- und Samenproduktion an die äußeren Umstände anpassen. Frucht- und Samengewichte bestimmen die Fähigkeit der Pflanzen, neue Gebiete zu besiedeln oder sich langfristig zu etablieren; sie sind relativ einfach zu erfassen. Um Effekte

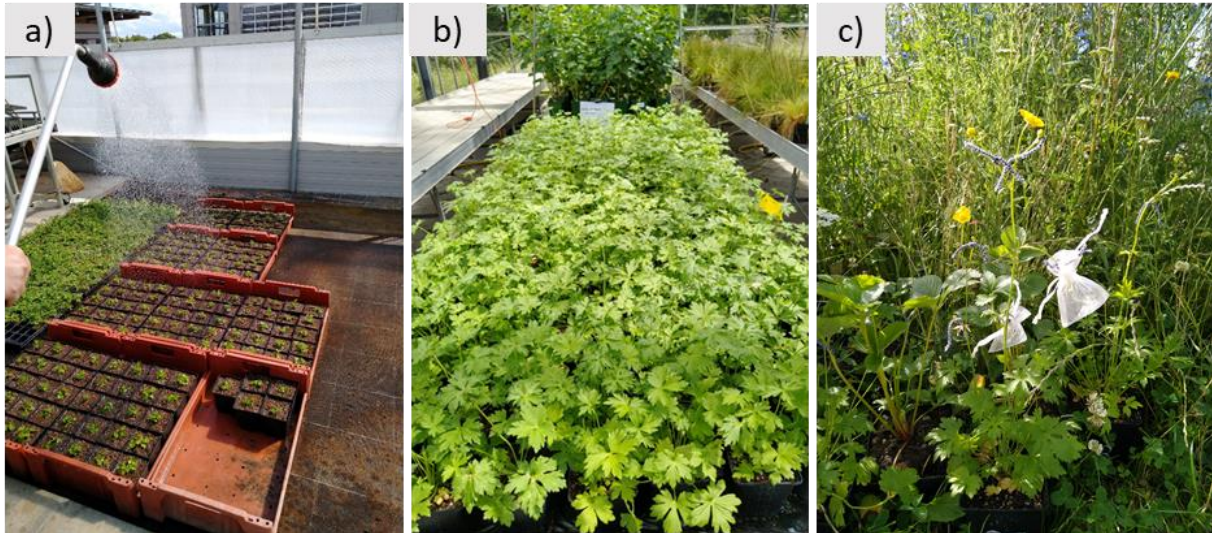


Abb. 13: Die Phytometerpflanzen des Scharfen Hahnenfuß (*Ranunculus acris*) im Experiment. a) Gleichmäßige Bewässerung der Keimlinge; b) Aufzucht bis zur Produktion von Blütenständen; c) Pflanzen im Feld an einer Blühfläche und umhüllten Nylon-Säckchen zum Ausschluss von Bestäuber-Insekten (Fotos: Joana Czermin, Nadja Berger).

der Blühflächen und urbanen Landschaft auf die Ökosystemfunktion Bestäubung zu messen, wurden ab Juni 2020 sogenannte Phytometerpflanzen verwendet. Die Auswahl an möglichen Pflanzen beschränkte sich auf diejenigen Arten, die direkt von bestäubenden Insekten abhängig sind. Mit solchen Pflanzen war es möglich eine standardisierte Messung der Bestäubungsleistung auf den Versuchs- und Kontrollflächen durchzuführen (Woodcock et al. 2014).

Dafür wurden im Sommer 2020 und 2021 die Gartenerdbeere (*Fragaria ananassa*) und der Scharfe Hahnenfuß (*Ranunculus acris*) verwendet, und der Wiesenklees (*Trifolium pratense*) im Jahr 2021 (Abb. 13). Die Gartenerdbeere fand bereits in vielen Phytometerstudien Anwendung (Andersson et al. 2012; Klatt et al. 2014; Theodorou et al. 2016) und gilt als weit verbreitete und günstige Kulturpflanze als Standardorganismus für die Messung von Bestäubungsleistung (Abb. 14). Selbstbefruchtung sowie Windbestäubung sind bei Erdbeeren zwar möglich, der Bestäubungserfolg ist aber bei Fremdbestäubung durch Insekten weitaus höher (Kunin 1994). Die Früchte sind schwerer, weisen weniger Fehlbildungen auf und erreichen eine höhere Handelsgüte, wenn sie von Insekten bestäubt werden (Klatt et al. 2014).

Die Erdbeerpflanzen wurden als gefrorene Setzlinge (Frigopflanzen) von einem kommerziellen Anbieter bezogen. Die spätblühende Sorte Malwina wurde ausgewählt, um sie zeitlich an die Blütephase der Blühflächen anzupassen. Die Sämlinge von Scharfem Hahnenfuß und Wiesenklees

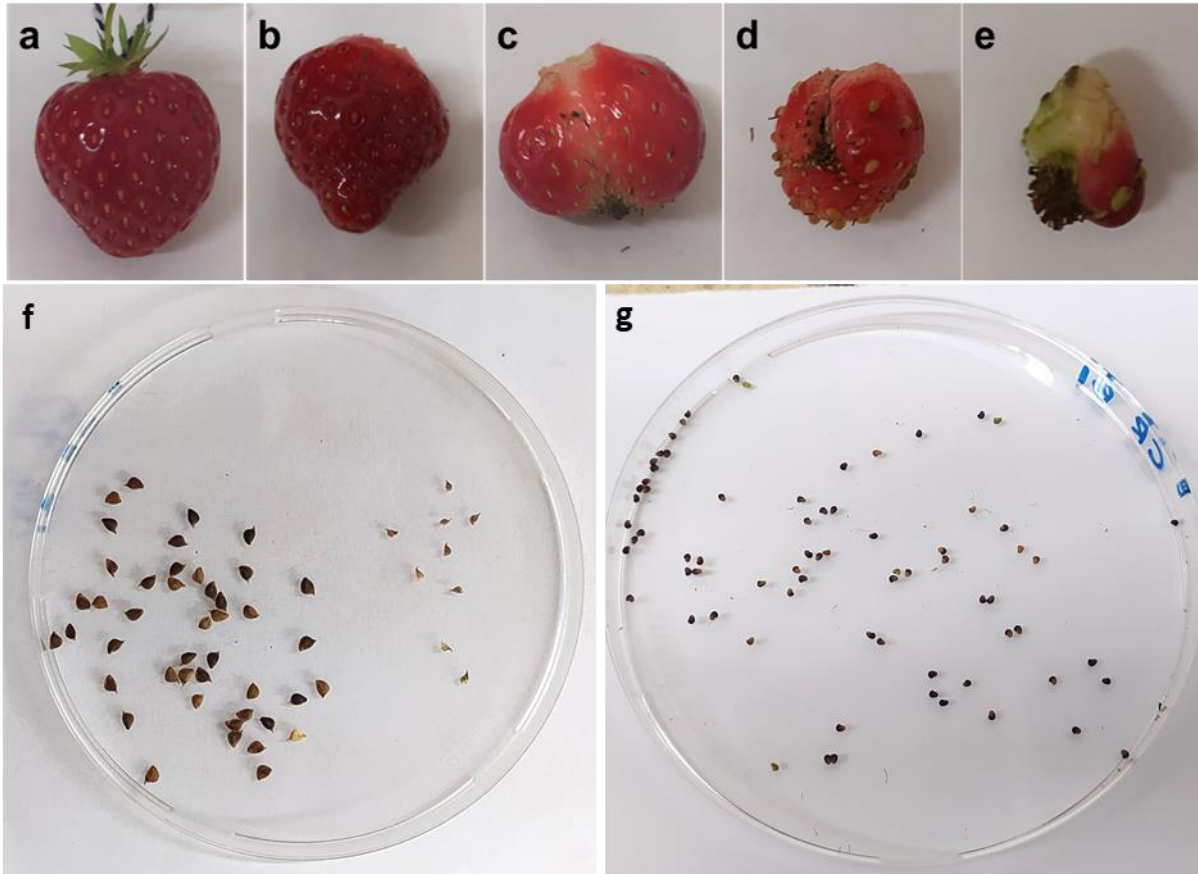


Abb. 14: Bestäubungsmessung an drei unterschiedlichen Phytometerpflanzen. a) Optimal bestäubte Erdbeerblüten produzieren schwerere Früchte ohne Deformationen; b–e) Je schlechter die Insektenbestäubung verläuft, desto leichter und werden die Früchte und ihr Deformationsgrad nimmt zu; f) Zählung der Einzelfrüchte des Scharfen Hahnenfuß und e) des Wiesenklees (Fotos: Nadja Berger).

wurden aus regionalem Saatgut (J. Krimmer, Pulling) gezogen. Im Frühjahr wurden alle Pflanzen in einem Gewächshaus (TUM GHL Dürnast) unter standardisierten Bedingungen (Substrat, Wasser, Licht, Temperatur) vorgezogen bis Blütenknospen sichtbar waren. Geschlossene Blütenstände wurden mit farbigen Schnüren markiert, bevor sie auf die Versuchsflächen transportiert wurden um sicherzustellen, dass nur Daten von Blüten, die der städtischen Umgebung ausgesetzt waren, einbezogen wurden. Blütenknospen, die während der Feldexposition entstanden, wurden nachmarkiert und in die Datenanalyse einbezogen. Je Phytometerart wurden drei Pflanzen pro Versuchsfläche aufgestellt; die Bewässerung richtete sich nach den Wetterbedingungen (1–3 Mal pro Woche). Über einzelne Blütenstände jeder Versuchspflanze wurden feine Nylonnetze gestülpt. Diese hinderten blütenbesuchende Insekten am direkten Kontakt mit den Blüten und schlossen so eine Bestäubung durch die Insekten aus. So konnte der Einfluss der bestäubenden Insekten auf die Fruchtentwicklung direkt erfasst werden. Kurze Zeit nach dem Abblühen aller für den Versuch markierten Blütenstände wurden die Pflanzen zurück in eine Vegetationshalle gebracht und dort unter standardisierten Bedingungen bis zur Fruchtreife gehalten. Die Früchte wurden unter Berücksichtigung

ihres Reifegrades (Farbe und/oder Trockenheitsgrad) geerntet. Die Erdbeeren wurden nach der Ernte gewogen und vermessen (Länge, Breite) und der Deformationsgrad der Frucht bestimmt: Immer dann, wenn ein Fruchtknoten der Erdbeerblüte nicht bestäubt wurde, entsteht eine Missbildung, da der Bereich des Blütenbodens an dieser Stelle nicht anschwillt (Andersson et al. 2012). Die Samenanzahl von Hahnenfuß und Wiesenklees wurden ermittelt und ihr Gewicht mittels Feinwagen bestimmt. Insbesondere bei den Erdbeerpflanzen mussten in beiden Jahren einige Verluste von Phytometern durch Diebstahl und Vandalismus hingenommen werden, was zu einer geringeren Stichprobengröße als bei den Wildarten führte.

3.9 Datenanalyse

Alle statistischen Analysen wurden mit der Software R, Version 4.1.2 (R Core Team 2021) und RStudio, Version 22.07.2 (RStudio Team 2021) durchgeführt und mit dem R-Paket ggplot2 (Wickham 2016) grafisch erstellt.

3.9.1 Analyse der Vegetationsentwicklung

Die Artenvielfalt der Versuchsflächen wurde mit Hilfe von generalisierten linearen gemischten Modellen (engl. *Generalized Linear Mixed Models*, GLMM) mit einer negativen Binomialfehlerverteilung analysiert (R-Paket glmmTMB, Version 1.1.2.3, Brooks et al. 2017). Es wurden dabei verschiedene Umweltvariablen integriert, um die Beziehung zwischen Artenreichtum und Umweltbedingungen auf lokaler und landschaftlicher Ebene zu bestimmen. Verwandte Bodenprädiktoren aus PCA-Analysen wurden zusammengefasst, darunter die Variablen Verdichtung, Sand-, Schluff- und Tonanteil, Anteil der organischen Substanz, C/N-Verhältnis, pH-Wert, Salzgehalt, Phosphor, Magnesium und Kalium.

Die Auswirkung lokaler und landschaftlicher Variablen auf die Blütenproduktion wurde mithilfe von GLMs mit einer negativen Binomialverteilung modelliert. Folgende erklärende Variablen wurden berücksichtigt: Entfernung zum Stadtzentrum, Blattflächenindex (LAI) der umgebenden Bäume, Boden-pH, Kaliumkonzentration im Boden, modellierte Tag-Nacht-Temperaturschwankungen im Sommer, Dichte der durchfahrenden Fahrzeuge in der nächstgelegenen Straße, Prozentsatz des Trampelns und Bevölkerungsdichte pro km². Alle möglichen Modelle wurden miteinander verglichen, und wir wählten die einfachsten unter den Modellen mit einer AICc-Differenz < 2 aus.

3.9.2 Oberflächentemperaturen und Wasserinfiltration

Um die Rolle der Art der Bodenbedeckung auf die aufgezeichneten Oberflächentemperaturen zu testen, wurden die mittleren Temperaturwerte auf beschatteten bzw. sonnenexponierten Flächen der Versuchsflächen, des Standardrasengrases und des Asphalts mit einfachen linearen Modellen verglichen. Ebenso verglichen wir die Wasserinfiltrationsrate auf zwei Vegetationstypen

(Versuchsfläche vs. Rasen), indem wir die Durchschnittswerte von drei Wiederholungen einer bestimmten Fläche ermittelten und diesen Wert mit linearen Modellen analysierten.

3.9.3 Multifunktionalitätsanalyse der Klimawandelsimulation (TUMmesa)

Vor der Bewertung der einzelnen Indikatorvariablen wurden die ober- und unterirdische Biomasse und die Blütendichte pro Fläche berechnet. Die mehrfach gemessenen Werte wurden gemittelt (z.B. die Bodenatmung), so dass jede Variable nur einmal in die Analysen einbezogen wurde. Wasserretention und -verlust wurden als zurückgehaltener oder verllorener Wasseranteil angegeben (Werte zwischen 0 und 1). Wir berechneten einen Index der Ökosystem-Multifunktionalität mit den acht Indikatormessungen, indem alle standardisierten Werte der gewichteten Indikatorvariablen gemittelt wurden. Dieses Maß der Multifunktionalität wurde später mit den Komponenten des Klimawandels und dem Anteil blühender Arten in der Samenmischung modelliert. Wir testeten die Auswirkungen des Gräser-/Blütenpflanzenverhältnisses, des simulierten Niederschlags und des Klimawandelszenarios auf einzelne Indikatorvariablen und die durchschnittliche Multifunktionalität. Es wurden vollständige Modelle mit allen möglichen zweiseitigen Interaktionen berücksichtigt. Für kontinuierliche Daten wurden lineare gemischte Modelle aus dem R-Paket *lme4* verwendet (Bates et al. 2015). Daten zur Wasserregulation wurden mithilfe der Beta-Regression aus dem Paket *glmmTMB* analysiert.

3.9.4 Analyse der Insektenabundanz und -vielfalt

Artenzahlen und Abundanzen der Insekten aus den Nisthilfen und Farbschalen sind Zähldaten und weisen daher (meist) keine Normalverteilung auf. Deshalb wurden für die Auswertung dieser Daten generalisierte lineare gemischte Modelle (GLMM) mit einer negativen Binomialverteilung erstellt. Die erklärenden Variablen der Vegetations- und Landschaftserfassungen sowie die Versuchsjahre wurden in die Modelle integriert und schrittweise, unter Berücksichtigung des Akaike Information Criterion (AIC) und der p-Werte, bis zu dem Minimal Adäquaten Modell optimiert. Um räumliche Autokorrelation bei der Analyse zu vermeiden, wurden die Versuchsflächenverbünde mit ihren verschiedenen Abstandsflächen (0, 20, 75, 225 m) als Zufallsfaktor (*random factor*) in die Modelle einbezogen. Die Residuenanalyse der Modelle erfolgte mit dem R-Paket DHARMA, Version 0.4.4 (Hartig 2022).

3.9.5 Analyse der Bestäubungsmessungen

Um die Auswirkungen lokaler und landschaftlicher Parameter auf die Bestäuberdichte und die Fruchtproduktion der Phytometerpflanzen zu untersuchen, berechneten wir lineare Modelle mit dem R-Paket *nlme* (Pinheiro und Bates 2022). Um die räumliche Autokorrelation von Untersuchungsstandorten und Phytometern zu berücksichtigen, verwendeten wir erneut die Versuchsflächenverbünde und die in den Parzellen verschachtelten Pflanzen-ID als Zufallsfaktoren (*random factor*). Die abhängigen Variablen wurden mit der Quadratwurzel (Fruchtmasse der

Erdbeeren, Anzahl der Früchte der Hahnenfußpflanzen) oder logarithmisch transformiert (Anzahl der Früchte von Wiesenkee, $\log(x + 1)$), um die Annahme zur Normalverteilung zu erfüllen. Die Daten zur Blütendichte wurden logarithmisch transformiert, da ihre Spannweite zwischen den Kontroll- und Blühflächen beträchtlich variierte (Minimum: 0, Maximum 584 pro m²). Wir folgten einem automatischen schrittweisen Modellreduktionsansatz unter Berücksichtigung von $p > 0,05$ und abnehmendem AIC. Anschließend führten wir eine Pfadanalyse durch, um die kausalen Beziehungen zwischen lokaler Blütenverfügbarkeit, städtischen Landschaftsmustern, der Abundanz von Bestäubern und dem Bestäubungserfolg zu entschlüsseln, der durch den Fruchtansatz jeder Phytometerpflanze separat angegeben wurde. Für die Pfadanalyse erstellten wir Strukturgleichungsmodelle (SEM) für jede Phytometerart gesondert (R-Paket *piecewiseSEM*; Lefcheck 2016). Auf der Grundlage der Literatur wurde ein konzeptionelles Modell erstellt, das die Erwartungen der Studie bestimmte. Wir gingen davon aus, dass die lokale Ressourcenverfügbarkeit und die Variablen der städtischen Landschaft sich direkt auf die Bestäuberdichte auswirken würden, jedoch mit unterschiedlicher Richtung und Stärke. Bei den Phytometern hingegen war anzunehmen, dass die Bestäuberdichte einen starken Einfluss auf den Fruchtansatz haben würde, mit indirekten Auswirkungen der lokalen und landschaftlichen Merkmale. Die vollständigen SEM-Modelle mit allen relevanten Faktoren wurden manuell reduziert, wobei die Variablen mit den höchsten p-Werten und abnehmendem AIC berücksichtigt wurden.

3.10 Öffentlichkeitsarbeit und Wissensvermittlung

Der Green City e.V. München war mit Öffentlichkeitsarbeit, Wissenskommunikation und Bürger:innenbeteiligung als Projektpartnerin beteiligt. Schwerpunkt der Arbeit von Green City e.V. war die Bewusstseinsbildung für städtische Grünflächenfunktionen bei Anwohner:innen und Interessierten durch Workshops, Vorträge und Onlineinhalte. Ziel war außerdem die Vermittlung von Forschungsergebnissen aus dem Projekt an die Öffentlichkeit, um Menschen dazu zu motivieren, einen Beitrag für mehr Artenvielfalt in ihren Alltag zu integrieren und aufzuzeigen, wie man für mehr Biodiversität in der persönlichen städtischen Umgebung aktiv werden kann.

Ein wichtiger Baustein des Projektes war daher die Kommunikation und Öffentlichkeitsarbeit. Im Zuge der Corona-Pandemie ab März 2020 spielte die Projekt-Kommunikation über verschiedene Online-Kanäle eine unerwartet große Rolle und erwies sich als gute Alternative in Zeiten, die keine Präsenzveranstaltungen zuließen. Regelmäßig stattfindende Workshops und ein Exkursionsangebot sollten den Teilnehmenden Wissen und Maßnahmen vermitteln und Handlungsraum aufzeigen, selbst zum Schutz von bestäubenden Insekten beizutragen und die Biodiversität in der Stadt zu erhöhen. Dabei konnte für die Teilnahme an einem *Citizen-Science*-Projekt der Masterstudentin Joana Czermin geworben werden. Inhalte dieser Veranstaltungen waren Tipps zu Anlage von Blühflächen, die richtige Auswahl von Wildpflanzen in Privatgärten sowie Nisthilfenbau oder Balkonworkshops.

Die Kommunikationsarbeit erfüllte hauptsächlich vier Zwecke:

- Artenvielfalt und ihr drohender Verlust gehören zu den wichtigsten Themen, mit denen sich die Bevölkerung in den kommenden Jahrzehnten beschäftigen muss. Ziel der Kommunikationsarbeit innerhalb der „Blühenden Bänder“ war auch, durch umfangreiche Informationen das Bewusstsein für die Thematik weiter zu stärken.
- In Form der vielen Versuchsflächen auf Straßen verteilt im gesamten Stadtgebiet fand der zentrale Bestandteil des Forschungsprojekts sichtbar im öffentlichen Raum statt. Um Akzeptanz zu schaffen und möglichen Vandalismus zu verhindern, war es wichtig, Informationen vor Ort (Schilder) und online zur Verfügung zu stellen.
- Ziel war es auch, nach dem „Citizen-Science-Ansatz“ Bürger:innen für die Teilnahme und Unterstützung des Projekts zu gewinnen. Sie konnten sowohl Informationsveranstaltungen und Exkursionen besuchen als auch kleine, konkrete Beiträge zur wissenschaftlichen Arbeit innerhalb der „Blühenden Bänder“ leisten. Die Werbung um Teilnehmer:innen war wichtiges Ziel der Kommunikationsarbeit.
- Nicht zuletzt diente die Kommunikationsarbeit (z.B. in Form von fotografischer Begleitung von Terminen) auch der Dokumentation des Projekts.

4 Ergebnisse

4.1 Vegetationsentwicklung der Blühflächen



Abb. 15: Die Vegetationsentwicklung der experimentellen Blühflächen entlang städtischer Straßenränder in München verlief sehr unterschiedlich. a) Ausfall einer Fläche aufgrund menschlicher Störung durch Tritt mit Bodenverdichtung in stark urbanisierten Umgebungen; b) sehr langsamer Schluss der Vegetation mit reduziertem Artenspektrum aufgrund starker Trockenheit, Autoverkehr und Tritt; c–e) hohe Beschattung durch Gebäude und Häuser beeinflusste die Blütenproduktion negativ, die Artenvielfalt war auf solchen Flächen jedoch bereits erhöht; f) erhöhte Nährstoffwerte im Boden führten zu größeren Pflanzen und reduzierter Artenvielfalt; g) Jahreseffekte wie starke Regenfälle im Frühjahr 2020 begünstigte blütenreiche, aber artenarme Leguminosenbestände; h) an hellen Standorten mit günstigen Bodenbedingungen entwickelte sich auf kleinstem Raum eine ökologisch und funktional hochwertige Straßenrandbegrünung (Fotos: Sandra Rojas-Botero und Simon Dietzel).

Die Vegetationsentwicklung auf den experimentellen Blühflächen entlang der fünf Verkehrsachsen in München verlief sehr unterschiedlich. Um diese Heterogenität erklären zu können, wurden unterschiedliche Messungen der Bodenverhältnisse, Beschattung und Urbanität vorgenommen. Durch die Einsaat in drei aufeinanderfolgenden Jahren konnten zudem Jahreseffekte der Flächenentwicklung untersucht werden (Beispiele aus den drei Erfassungsjahren in Abb. 15). Trotz dieser Heterogenität trugen die Einsaaten deutlich zur Steigerung der Artenvielfalt entlang der Straßen bei. Die am häufigsten auftretenden Arten waren alle in der Blütmischung enthalten. Dazu gehörten die Gewöhnliche Schafgarbe (*Achillea millefolium*), Gewöhnlicher Hornklee (*Lotus corniculatus*), Wiesen-Flockenblume (*Centaurea jacea*), Wiesen-Pippau (*Crepis biennis*), Sichelklee (*Medicago falcata*) und

die Wilde Möhre (*Daucus carota*). Gräser waren in der Blütmischung nicht enthalten, traten aber spontan auf den Flächen auf und besiedelten rasch die Flächen. Die häufigsten waren das Deutsche Weidelgras (*Lolium perenne*), Wiesen-Rispengras (*Poa pratensis*) und Gewöhnliches Knäuelgras (*Dactylis glomerata*). Die häufigsten Arten sind in Abb. 16 gelistet.

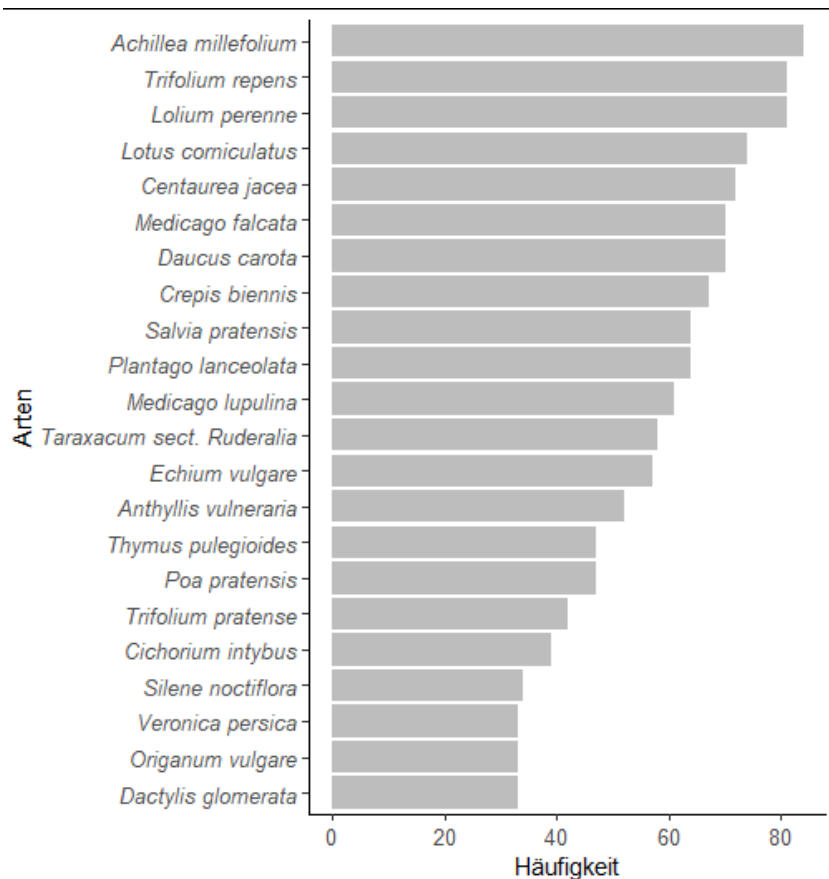


Abb. 16: Liste der 22 häufigsten Pflanzenarten, die in den 75 Blühflächen von 2019 bis 2021 erfasst wurden; 13 (60 %) waren in der Blütmischung enthalten.

Um die Komplexität der Beziehungen zwischen den Bodeneigenschaften und dem Artenreichtum zu verstehen, führten wir eine PCA-Analyse durch, die die Komplexität der Bodenvariablen reduzieren sollte. 52 % der Varianz des Bodens wurden in dieser Analyse durch die ersten beiden Komponenten (PC1 und PC2) erklärt, die dann zur Modellierung des in den Versuchspartzellen erfassten Artenreichtums verwendet wurden. Es zeigte sich, dass PC2 negativ mit dem Artenreichtum der Wildblumenbeete zusammenhing. Diese Komponente der Bodeneigenschaften korrelierte mit dem Salzgehalt und der Konzentration von K, P und Mg im Boden. Ein hoher Gehalt an diesen Elementen wirkte sich also negativ auf den Artenreichtum der Pflanzen aus. Ausgehend davon, dass die Bäume am Straßenrand die Etablierung der Blühflächen beeinträchtigen könnten, wurde ihr Belaubungsgrad (Blattflächenindex, LAI) mittels Fisheye-Aufnahmen ermittelt. Diese Messungen dienten als Indikator

für die Beschattungsintensität der Versuchsflächen. Ein erhöhter LAI der umgebenden Bäume bewirkte eine reduzierte Produktion von Blüteneinheiten in den Blühflächen (Abb. 17).

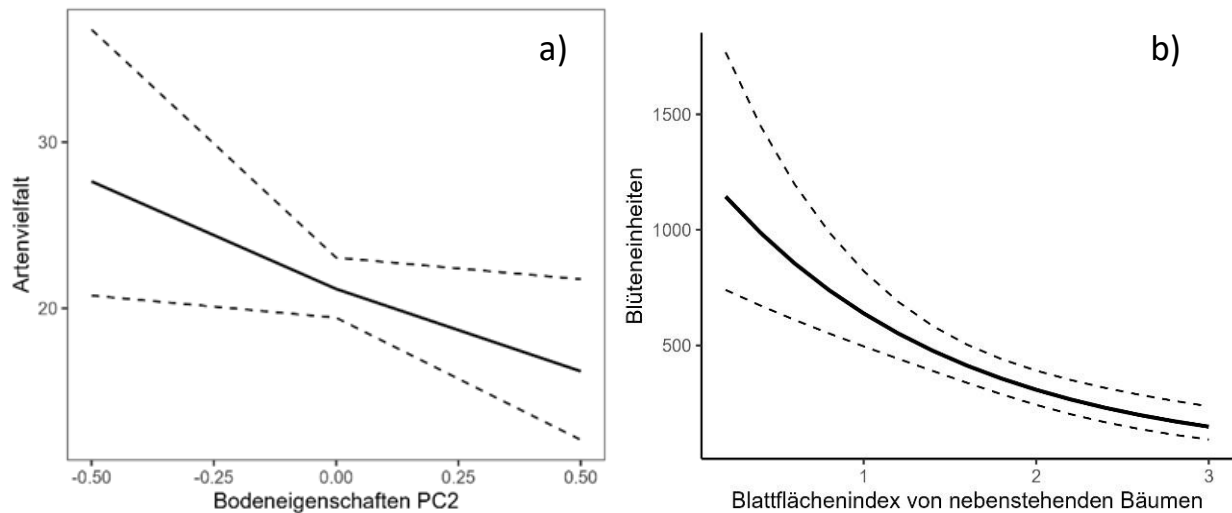


Abb. 17: Die Pflanzenvielfalt und Blütenproduktion auf den experimentellen Blühflächen wurde maßgeblich durch Bodeneigenschaften und Beschattung beeinflusst. a) Nährstoffreiche Böden mit hohen Gehalten von K, P und Mg im Boden (PC2) beeinflussten die Pflanzenvielfalt negativ ($p = 0,019$, $R^2 = 0,27$); und b) ein hoher Beschattungsgrad durch dichte Baumkronenbelaubung (Blattflächenindex) reduzierte die Blütenproduktion der Pflanzen ($p < 0,001$, $R^2 = 0,95$).

Die Analyse der Zusammensetzung der Pflanzenarten zeigte signifikante Unterschiede zwischen den Blühflächen und der Standard-Rasenvegetation der städtischen Straßenränder. Obwohl die Gemeinschaften der Blüh- und Kontrollflächen heterogen waren, wurden deutliche Unterschiede in der Zusammensetzung zwischen Blühflächen und herkömmlicher Rasenbegrünung der Straßenränder festgestellt. Darüber hinaus zeigte sich, dass sich die Vegetationszusammensetzung in den Jahren 2019–2021 in dem von der Versuchsfläche abgedeckten städtischen Gradienten nicht veränderte. Dies bedeutet, dass die Verstädterung die Vegetationszusammensetzung bisher nicht beeinflusste. Im Gegensatz dazu beeinflusste das Jahr der Einsaat die Zusammensetzung der Pflanzenarten. Obwohl die Behandlung (verwendete Arten, Abundanzen und Aussaatverfahren) der Parzellen 2019 und 2020 gleich war, unterschied sich die Zusammensetzung der Versuchsflächen ein Jahr später signifikant (Abb. 18).

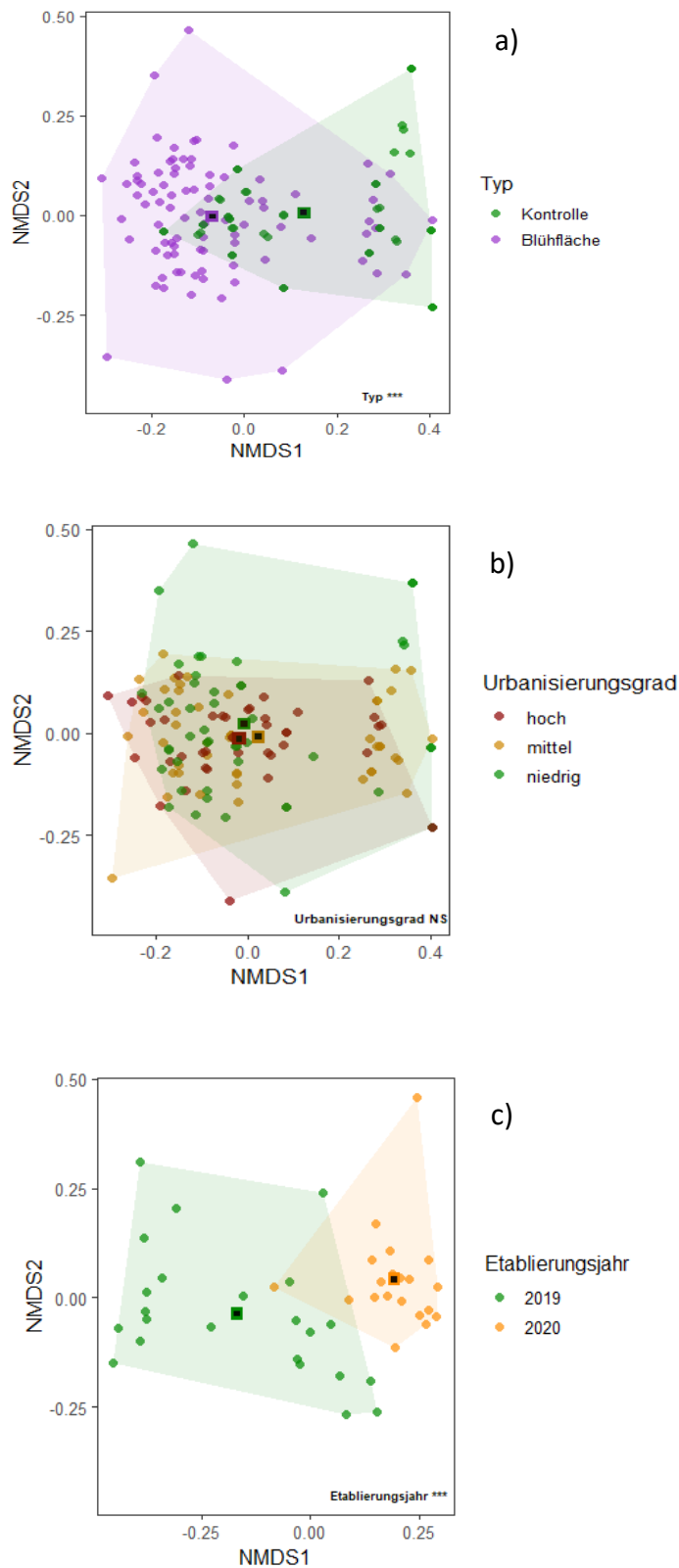


Abb. 18: Vergleich der experimentellen Blühflächen mit herkömmlicher Begrünung von Straßenrändern, ihrer Entwicklung entlang des Urbanisierungsgradienten und die Effekte des Einsaat-Zeitpunktes. Die Zusammensetzung der Vegetation wird in einem Ordinationsplot (NMDS) dargestellt und wurde auf der Grundlage von Bray's Dissimilaritätsmatrizen berechnet. Jeder Punkt steht für eine Blühfläche. Je näher die Punkte beieinanderliegen, desto ähnlicher ist die Zusammensetzung der Arten. Farbige Polygone grenzen den NMDS-Raum ab, der von Parzellen desselben Typs eingenommen wird. Die Quadrate stellen den Flächenschwerpunkt (Durchschnitt) für jeden Parzellentyp dar. a) Grüne Punkte zeigen Parzellen mit Standardrasen an Straßenrändern, während lilafarbene Punkte experimentelle Parzellen mit Wildpflanzen darstellen. Die Pflanzengemeinschaften der Blühflächen (lila) unterschieden sich hoch signifikant von denen der Rasenbegrünung ($p < 0,001$); b) grüne Punkte zeigen Flächen in Gebieten mit geringem Urbanisierungsgrad, gelbe Punkte stehen für Flächen in Gebieten mit mittlerem Urbanisierungsgrad und rote Punkte für Flächen in stark urbanisierten Gebieten. Eine Überlappung zwischen den drei Urbanisierungstypen deutet darauf hin, dass die Umgebung der Parzellen keine wesentlichen Unterschiede in der Zusammensetzung der Vegetation verursacht hat; c) Grüne Punkte zeigen Flächen, die 2019 eingesät und 2020 untersucht wurden; gelbe Punkte zeigen Flächen, die 2020 eingesät und 2021 untersucht wurden. Die geringe Überlappung zwischen den beiden Bereichen zeigt, dass das Jahr der Anlage die Zusammensetzung der Pflanzen ein Jahr später erheblich beeinflusste ($p < 0,001$).

4.2 Klimaanpassung

4.2.1 Oberflächentemperaturen

Um die Rolle von Blühflächen bei der Klimaanpassung in städtischen Gebieten zu verstehen, wurde ihre Wirkung auf die Regulierung der Oberflächentemperaturen während sommerlicher Hitzewellen untersucht. Die frisch angelegten Blühflächen hatten dabei einen negativen Effekt auf die Oberflächentemperatur des Bodens. Die Oberflächentemperatur auf den Blühflächen war in Bereichen ohne oder mit jungem Baumbestand deutlich niedriger als auf benachbarten Rasenflächen und asphaltiertem Boden. An Plätzen, die zumindest zeitweise von den umliegenden Bäumen beschattet wurden, war die Oberflächentemperatur auf den Blühflächen niedriger als auf dem asphaltierten Boden, während die Temperaturen auf Rasen und Wildblumenbeeten ähnlich blieben. Darüber hinaus beobachteten wir eine viel geringere Variabilität der Oberflächentemperaturen in Bereichen, die von Bäumen beschattet werden, was die zentrale Rolle von Straßenbäumen bei der Kühlung an heißen Sommertagen in Städten unterstreicht (Abb. 19).

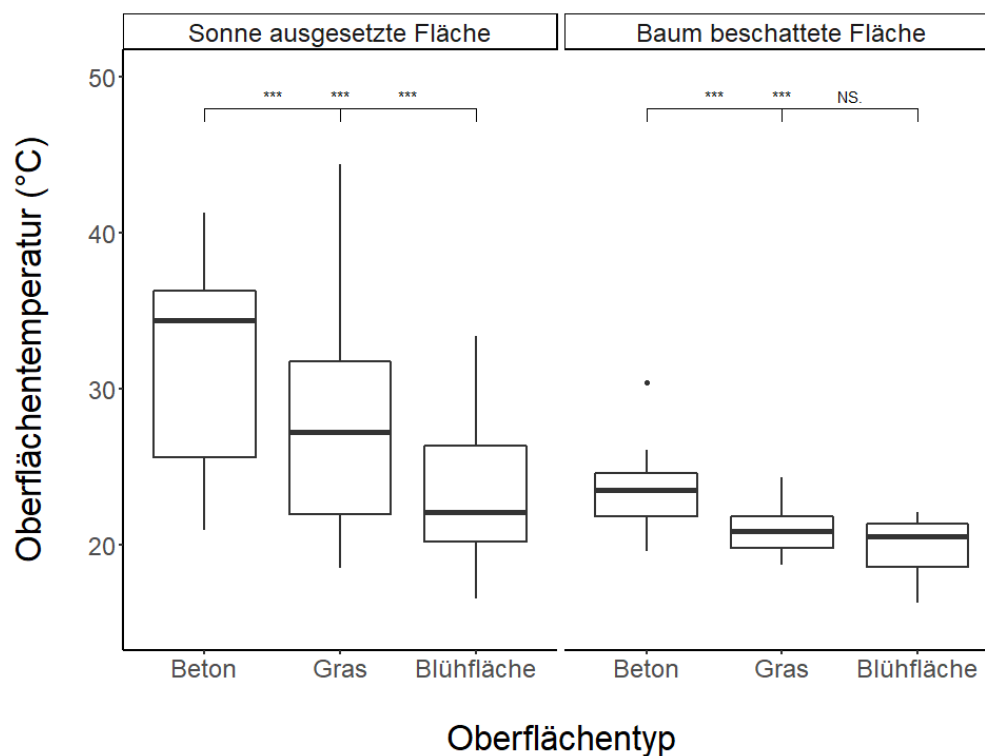


Abb. 19: Oberflächentemperaturen, die an heißen Sommertagen (August 2021) auf den Oberflächen von Straßenrändern gemessen wurden. Die Auswertung der Wärmebilder zeigte signifikante Unterschiede zwischen asphaltierten Flächen und der Straßenrandvegetation. Die Blühflächen trugen am meisten in Offenbereichen ohne Beschattung zur Temperaturabsenkung bei. Unter dem Einfluss von Baumschatten zeigen Blühflächen und Rasenflächen keinen Unterschied (***) signifikanter Effekt; NS. nicht signifikant, $R^2 = 0,45$).

4.2.2 Wasserinfiltration

In Anbetracht der Bedeutung städtischer Grünflächen für die Wasserregulation, besonders bei Starkregenereignissen, wurde die Infiltrationsfähigkeit auf den Blühflächen im Vergleich zu herkömmlicher Straßenrandbegrünung untersucht. Es wurden keine signifikanten Unterschiede in der Wasserinfiltration zwischen Rasen- und Blühflächen festgestellt, unabhängig vom Grad der Verstädterung in der Umgebung der untersuchten Parzellen. Im Allgemeinen variierte die Infiltration von Wasser in den Boden auf den Parzellen sehr stark und war bei Rasen tendenziell größer, insbesondere im Vergleich zu einjährigen Blühflächen. Dennoch wurden keine signifikanten Unterschiede zwischen den beiden Vegetationstypen auch im zweiten Jahr der Etablierung festgestellt (Abb. 20).

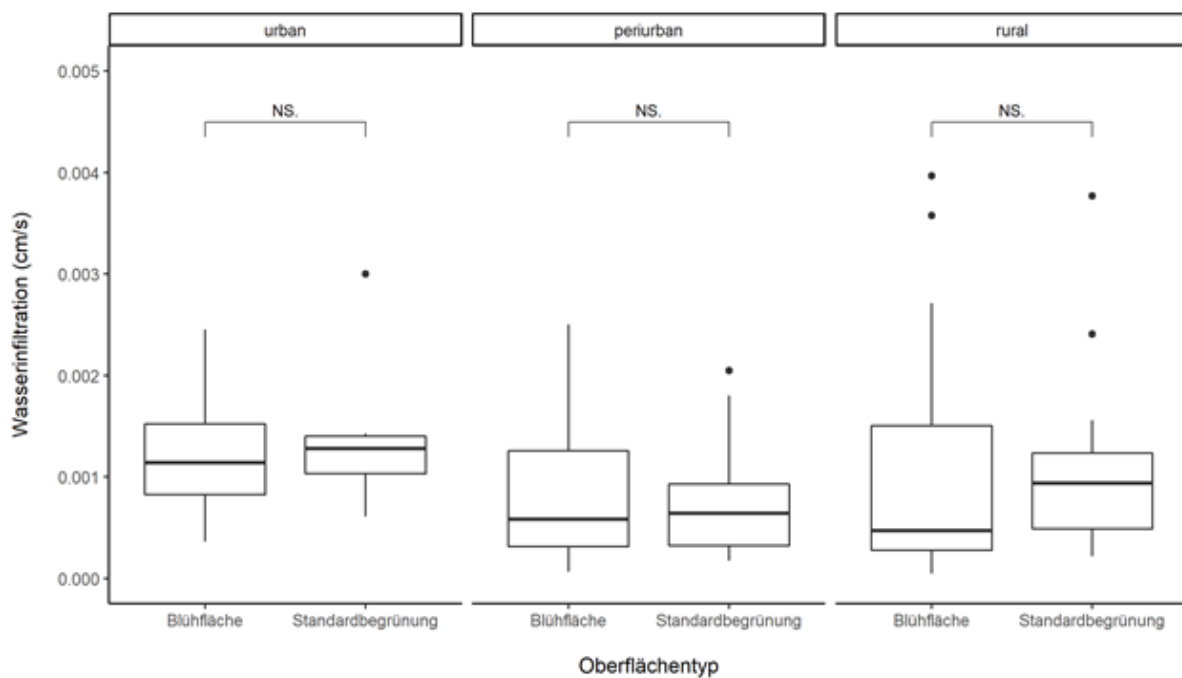


Abb. 20: Messung der Wasserinfiltrationsrate von begrünten städtischen Straßenrändern zwischen Juli und August 2021. Verglichen wurden gut etablierte Standardrasenflächen und zwei Jahre alte Blühflächen. Eine größere Variabilität der Wasserinfiltration wurde in Wildblumenbeeten mit einer heterogeneren Artenzusammensetzung beobachtet, während die Infiltration in Rasenflächen tendenziell homogener war. Dennoch wurden keine signifikanten Unterschiede in der Infiltrationsrate festgestellt ($R^2 = 0,49$).

4.2.3 Klimawandelsimulation TUMmesa

Die Simulation des Klimawandels wurde in einem Experiment in den technologisch sehr aufwendigen Klimakammern von TUMmesa durchgeführt. Dabei konnte sichergestellt werden, dass die nachgebildeten Bedingungen in den Kammern, unter denen die Blühparzellen ausgesät und kultiviert wurden, genau den städtischen Freilandbedingungen in Bezug auf die Artenauswahl und physikalischen Parameter entsprachen (z.B. Temperatur, Intensität und Länge des (Tages-)Lichts,

atmosphärischer CO₂-Gehalt). Es wurden eine Reihe von Ökosystemfunktionen in den Versuchsbehältern untersucht, die zur Unterstützung der biologischen Vielfalt und zur Anpassung an den Klimawandel erforderlich sind. Die Anfangsphase der Pflanzenentwicklung wurde durch wärmere und CO₂-reichere Bedingungen positiv beeinflusst. Nach zehn Wochen war unter dem Klimawandelszenario (RCP 8.5) eine höhere Deckung, Vegetationshöhe und Blütenproduktion zu beobachten. Auch die Bodenatmung nahm infolge des erhöhten CO₂-Gehalts in der Atmosphäre und der höheren Temperatur zu. Im Gegensatz dazu hatten verringerte Niederschläge weitreichend negative Auswirkungen auf die Funktionalität der Versuchsgemeinschaften, was die tragende Rolle von Wasserverfügbarkeit für städtische Grünflächen im Klimawandel unterstreicht (Abb. 21).

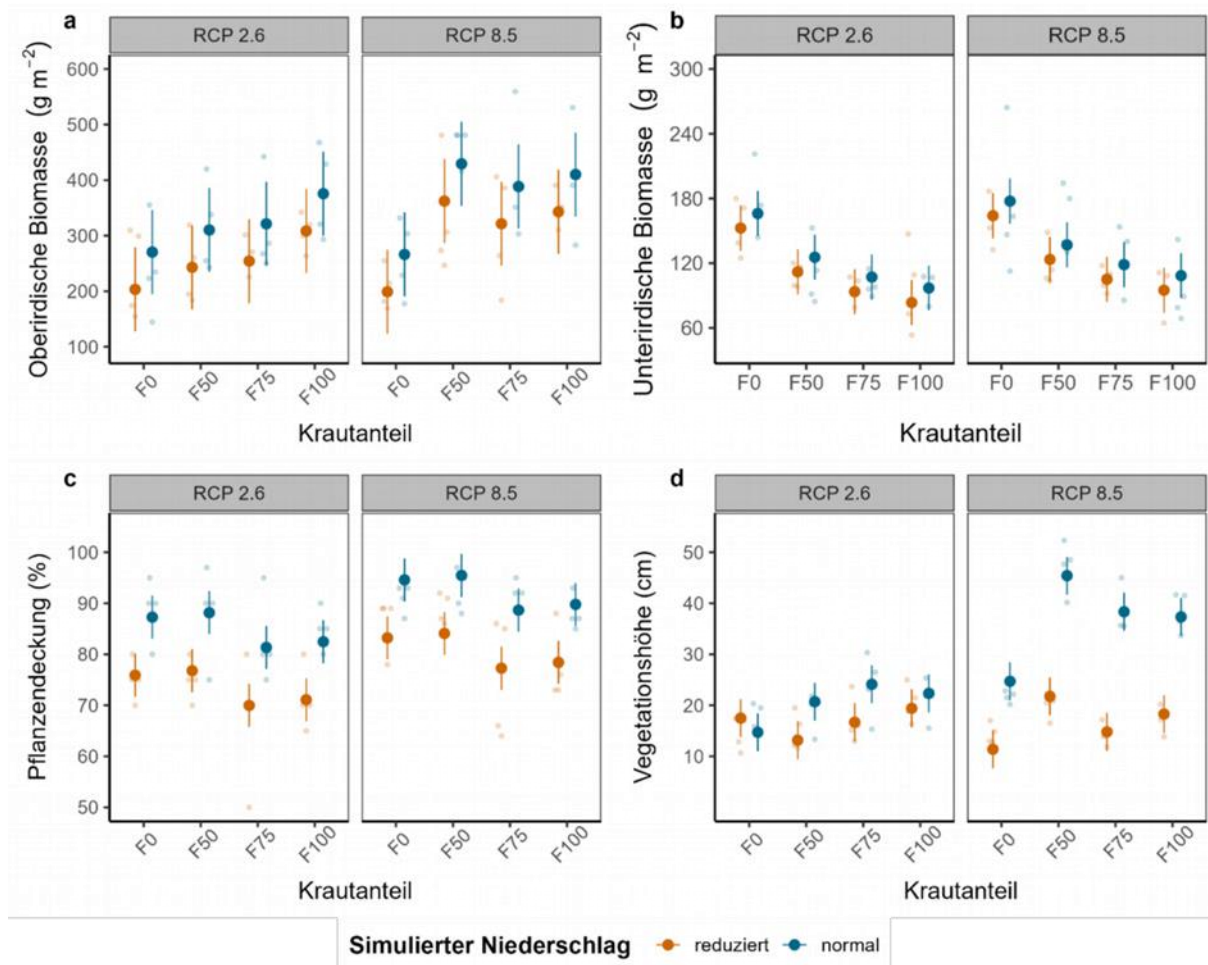


Abb. 21: Bewertung einzelner Funktionen städtischer Grünflächen anhand experimenteller Pflanzengemeinschaften unter simuliertem Klimawandel. Es wurden zwei Klimawandelszenarien simuliert: RCP 2.6 und RCP 8.5. Zusätzlich erhielten die Versuchspartzen entweder normale oder reduzierte Niederschläge. Die Leistung einzelner Funktionen im Zusammenhang mit der Pflanzenproduktivität wurde bewertet: a) oberirdische Biomasse ($R^2_m = 0,27$, $R^2_c = 0,27$); b) unterirdische Biomasse ($R^2_m = 0,48$, $R^2_c = 0,54$); c) Pflanzendecke ($R^2_m = 0,55$, $R^2_c = 0,57$); d) Vegetationshöhe ($R^2_m = 0,84$, $R^2_c = 0,84$). Dargestellt sind Mittelwerte $\pm$ SD. Die hellen Punkte sind Rohdaten. F0 – F100 zeigt den prozentualen Anteil blühender Pflanzen im Verhältnis zu Gräsern in der Samenmischung.

Die Fähigkeit der experimentellen Parzellen, Regenwasser zu regulieren, hing von der Niederschlagsmenge ab, die mit dem Klimawandelszenario interagierte. Da die Wassernutzungseffizienz bei erhöhtem CO_2 -Gehalt in der Atmosphäre höher ist, neigten die unter RCP 8.5 wachsenden Versuchsgemeinschaften dazu, unabhängig von der Niederschlagsmenge ähnliche Wassermengen zurückzuhalten. Graslandparzellen unter RCP 8.5 – Bedingungen verloren sogar weniger Wasser; die Wasserrückhaltekapazität dürfte im System Pflanze-Boden nach einem Starkregenereignis daher weitgehend von der Zeit zwischen den Niederschlagsereignissen abhängen (Abb. 22).

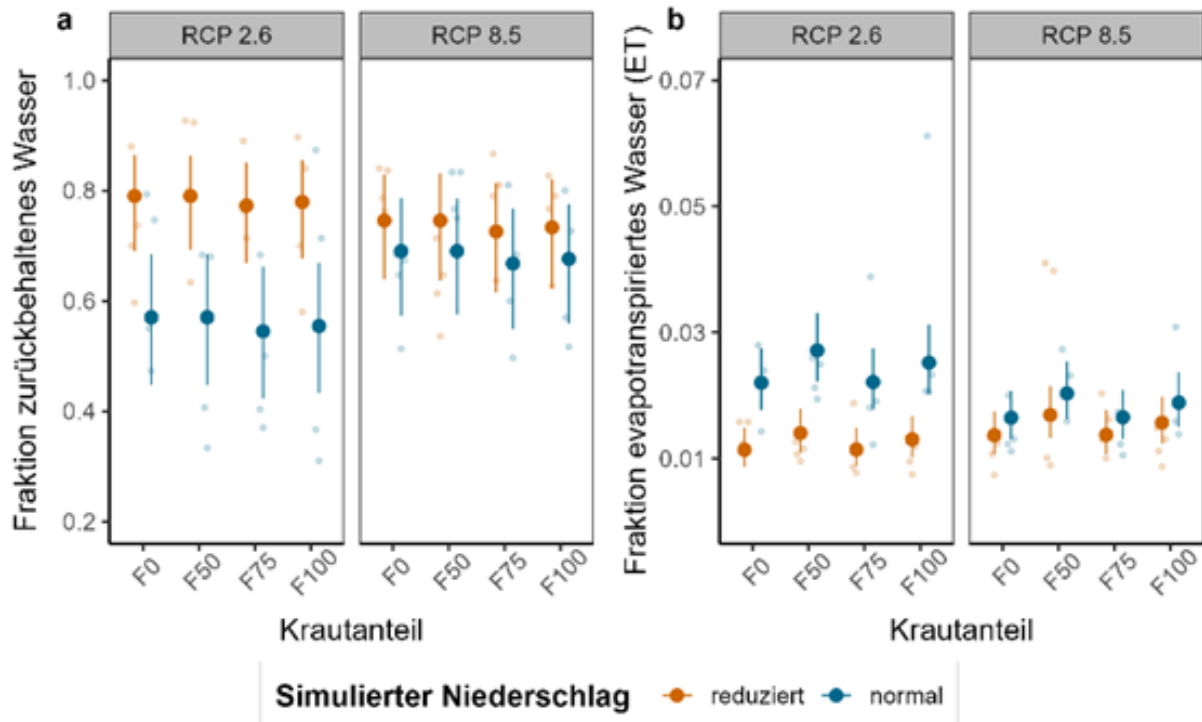


Abb. 22: Funktionen des experimentellen städtischen Parzellen in Bezug auf die Wasserregulierung: a) Anteil des zurückgehaltenen Wassers ($R^2_m = 0,81$, $R^2_c = 0,85$); b) Anteil des durch Evapotranspiration (ET) verlorenen Wassers ($R^2_m = 0,36$, $R^2_c = 0,36$). Dargestellt sind Mittelwerte $\pm$ SE; die hellen Punkte sind Rohdaten.

Die gemeinsame Analyse von Funktionsbündeln mithilfe eines Multifunktionalitätsindex zeigte, dass Grünland mit einem gleichmäßigen Mischverhältnis zwischen Gräsern und Kräutern für die Verbesserung der Multifunktionalität der Versuchspartellen unter Klimawandelbedingungen von zentraler Bedeutung ist. Im Allgemeinen wirkt sich der Rückgang der Niederschläge im Frühsommer negativ auf die Multifunktionalität von Versuchsgrasland aus. Nichtsdestotrotz können Grünlandflächen mit einem gleichmäßigen Anteil an Gräsern und Kräutern unter schwierigen Bedingungen, einschließlich Niederschlagsknappheit, bessere Ökosystemfunktionen erfüllen, die in städtischen Gebieten von Bedeutung sind (Abb. 23).

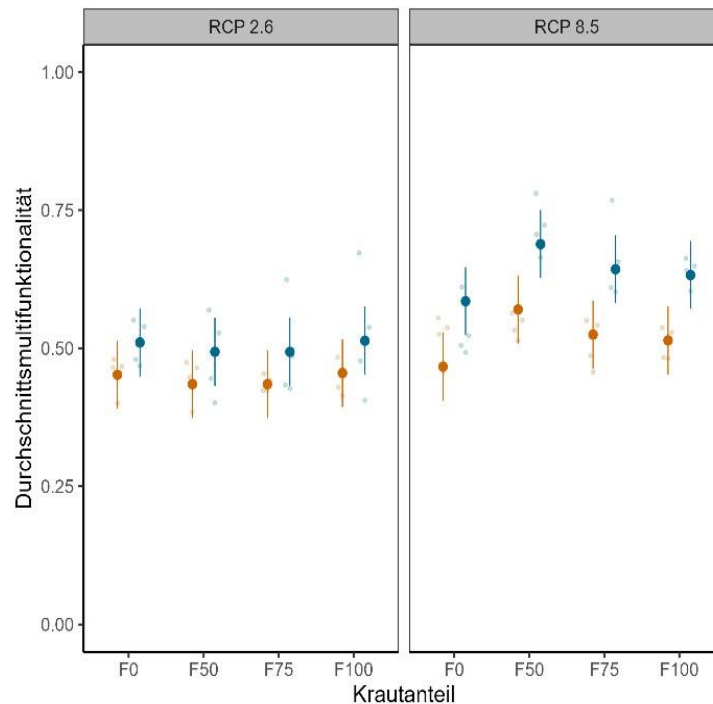


Abb. 23: Berechnung der durchschnittlichen Multifunktionalität für experimentelle städtische Grünflächen, die unter simulierten Klimawandelbedingungen gehalten wurden. Die durchschnittliche Multifunktionalität von jungem Grasland an Straßenrändern wird durch Saatgutmischungen mit gleichmäßigen Anteilen von Gräsern und Kräutern begünstigt ($R^2_m = 0,60$, $R^2_c = 0,72$). Dargestellt sind Mittelwerte $\pm$ SD. Die hellen Punkte sind Rohdaten.

4.3 Insektenerfassung

4.3.1 Farbschalen

Insgesamt wurden in den drei Versuchsjahren je drei Durchgänge während der Vegetationsperioden (Juni, Juli, August) 22.203 Bestäuberinsekten erfasst. Davon waren 5,8 % (1288) Bienen (Honigbienen, Hummeln, Wildbienen) und 27,3 % (6058) Wespen. Honigbienen machten mit rund 10 % pro Jahr nur einen kleinen Teil aller erfassten Bienenarten aus. Für diese Auswertung werden die ebenfalls als Bestäuber angesehenen Zweiflügler herangezogen. Ihr Anteil machte den Großteil der Erfassungen von 67,9 % (14.857) aus.

Bienen und Wespen zeigten deutliche Parallelen in ihrem Auftreten entlang der städtischen Straßenränder. Dabei spielt vor allem das Flächenalter eine Rolle. Generell galt, je länger eine Fläche

bereits am Straßenrand vorhanden war, desto mehr Tiere wurden von beiden Gruppen gefunden. Wobei die Anzahl der Bienen bereits im Jahr der Einsaat einen positiven Trend zeigte, während die Wespenanzahl erst nach einer Verzögerung von einem Jahr anstieg. Beide Gruppen zeigten dabei eine starke Bindung zur Blütenverfügbarkeit am Straßenrand (Abb. 24, 25). Die blütenbesuchenden Zweiflügler zeigten dagegen keine Präferenz für das Alter und die reine Blütenanzahl der Flächen, jedoch wurden signifikant mehr Tiere am Stadtrand gefunden, und auch die Pflanzenvielfalt beeinflusste die Zahl der Zweiflügler positiv (Abb. 26).

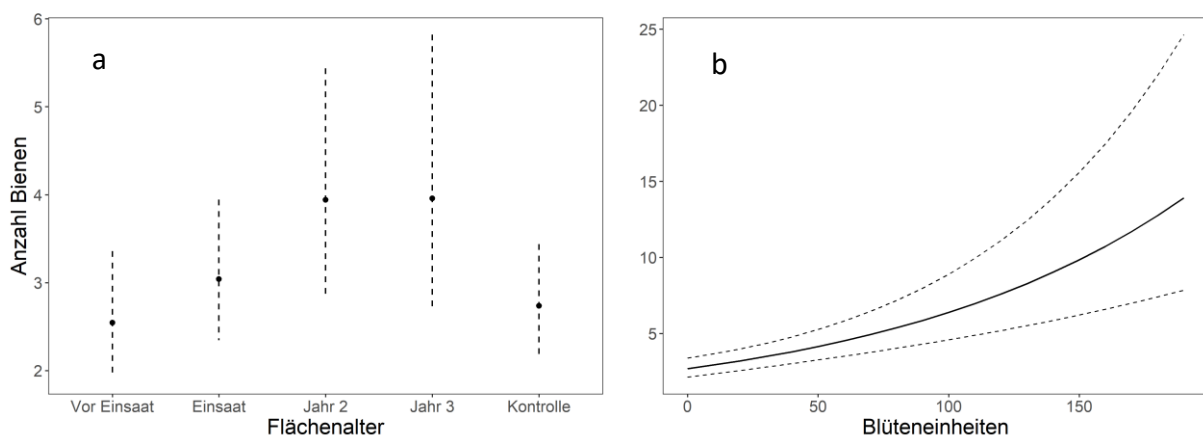


Abb. 24: Die Anzahl der Bienen wurde maßgeblich durch das Alter der Fläche und die Blütenanzahl bestimmt. a) Bereits im Jahr nach der Einsaat (Jahr 2) waren signifikant mehr Bienen auf den Blühflächen zu finden als auf Flächen ohne Einsaat. Dieser Effekt verstetigte sich im Folgejahr (Jahr 2: $p < 0,01$, Jahr 3: $p < 0,05$). b) Besonders positiven Einfluss hatte die Zahl der Blüteneinheiten auf die Bienenanzahl ($p < 0,001$). $R^2_c = 0,28$, $R^2_m = 0,15$.

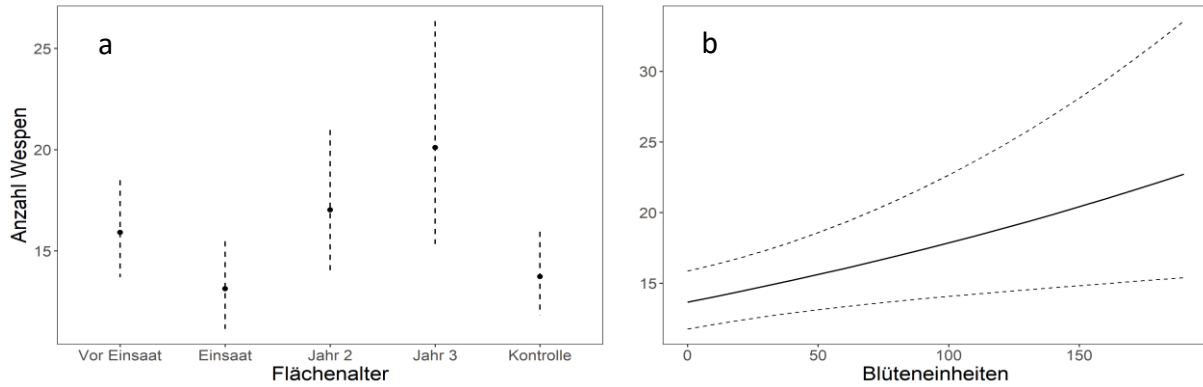


Abb. 25: Die Anzahl der Wespen wurde durch das Alter der Blühfläche und die Anzahl der Blüteneinheiten bestimmt. a) Im dritten Jahr ergibt sich bei der Wespenanzahl ein signifikanter Unterschied im Vergleich zum Flächen-Ursprungszustand oder der Kontrolle ($p < 0,05$). b) Je mehr Blüteneinheiten auf den Flächen erfasst wurden, desto mehr Wespen wurden in den Farbschalen gezählt ($p < 0,001$). $R^2c = 0,26$, $R^2m = 0,12$.

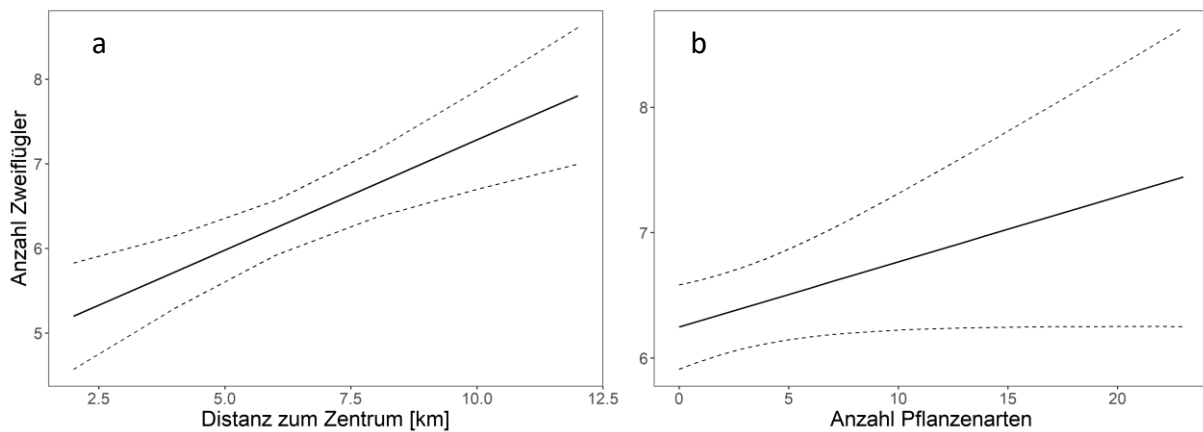


Abb. 26: Die Anzahl der gefundenen Zweiflügler wurde durch den Abstand zum Stadtzentrum und durch die lokale Pflanzenvielfalt bestimmt. a) Je näher die Versuchsflächen am Stadtrand gelegen waren, desto mehr Zweiflügler wurden gezählt ($p < 0,001$). b) Eine höhere Pflanzenvielfalt beeinflusste die Anzahl der gefundenen Zweiflügler positiv ($p = 0,05$). $R^2c = 0,26$, $R^2m = 0,15$.

4.3.2 Nisthilfen

Die Effekte lokaler Blütenressourcen und der urbanen Landschaft spiegeln sich auf unterschiedliche Weise bei Bienen und Wespen in ihrem Reproduktionserfolg wider. Insgesamt wurden 10.860 Brutzellen gezählt, wovon 71 % (7661 Zellen) von Bienen, und 29 % (3199 Zellen) von Wespen angelegt wurden. Davon wurden insgesamt 20 % (2196 Zellen) von Antagonisten durch Parasitierung oder Fraß abgetötet. In den Schilfhalmern fanden sich insgesamt elf Wildbienenarten aus sechs Gattungen, während es bei den Wespen 24 Arten aus zehn Gattungen waren. Die 19 Arten der Antagonisten stammen aus vier sehr unterschiedlichen Ordnungen (Tab. 5). Besonders häufige Bienenarten waren die Rote Mauerbiene (*Osmia bicornis*) und die Gewöhnliche Maskenbiene (*Hylaeus communis*). Beide führen polylektische Lebensweisen, d.h. sie sammeln generalistisch an vielen unterschiedlichen Pflanzenarten aus verschiedenen Familien. Dagegen waren auf einzelne Pflanzenfamilien oder -arten spezialisierte (oligolektische) Bienenarten in sehr geringem Ausmaß in den Nisthilfen zu finden, wie zum Beispiel die Natternkopf-Mauerbiene (*Hoplitis adunca*) oder die Gemeine Löcherbiene (*Heriades*

Tab. 5: Familien und Gattungen der Bienen und Wespen, die in den Nisthilfen auftraten. Insgesamt wurden 54 Arten in den Nestern gefunden, davon 11 Wildbienen- und 24 Wespenarten. Weitere 19 Arten aus vier Ordnungen und verschiedenen Gattungen, die sich in den Nestern als (Klepto-)Parasiten, Parasitoide oder als Räuber befanden, wurden ebenfalls dokumentiert.

Gruppe	Familie	Gattung (deutsch)	Wiss. Name
Bienen	Bauchsammlerbienen (Megachilidae)	Wollbienen	<i>Anthidium</i>
		Scherenbienen	<i>Chelostoma</i>
		Löcherbienen	<i>Heriades</i>
		Blattschneiderbienen	<i>Megachile</i>
	Kropfsammlerbienen (Colletidae)	Mauerbienen	<i>Osmia</i>
		Maskenbienen	<i>Hylaeus</i>
Wespen	Solitäre Faltenwespen (Eumeninae)	Lehmwespen	<i>Ancistrocerus</i>
			<i>Microdynerus</i>
			<i>Symmorphus</i>
	Wegwespen (Pompilidae)	Tönnchenwespen	<i>Auplopus</i>
		---	<i>Deuteraenia</i>
		Töpfergrabwespen	<i>Trypoxylon</i>
	Grabwespen Crabronidae	---	<i>Passaloecus</i>
		---	<i>Spilomena</i>
	Sphecidae	---	<i>Isodontia</i>
Antagonisten	Ordnung		
	Käfer		Coleoptera
	Zweiflügler		Diptera
	Wespen		Hymenoptera
	Milben		Oribatida

truncorum). Besonders häufig fanden sich außerdem Dickfühler-Lehmwespen (*Symmorphus crassicornis*), die paralysierte Blattkäferlarven als Larvenfutter in ihre Nester tragen, und Wespenarten der Gattung *Passaloecus*, die ihre Brut mit Blattläusen versorgen.

Die Anzahl der Bienenarten war in Bereichen mittlerer Urbanisierung signifikant höher als in sehr stark oder gering urbanisierter Umgebung. Zudem wurden weniger Bienenarten gefunden, je näher die Versuchsfläche am Stadtzentrum gelegen war. Anders als bei den Wespen variierte die Brutaktivität mit dem Alter der Blühflächen nicht besonders stark, lediglich im Jahr der Einsaat wurden mehr Brutzellen gefunden als in den anderen Versuchsjahren. Einen stärkeren Einfluss hatte die Landschaftsheterogenität, gemessen als Randdichte, um die Versuchsflächen. Je höher die Dichte der Ränder, desto mehr Brutzellen wurden in den Nestern gefunden (Abb. 27).

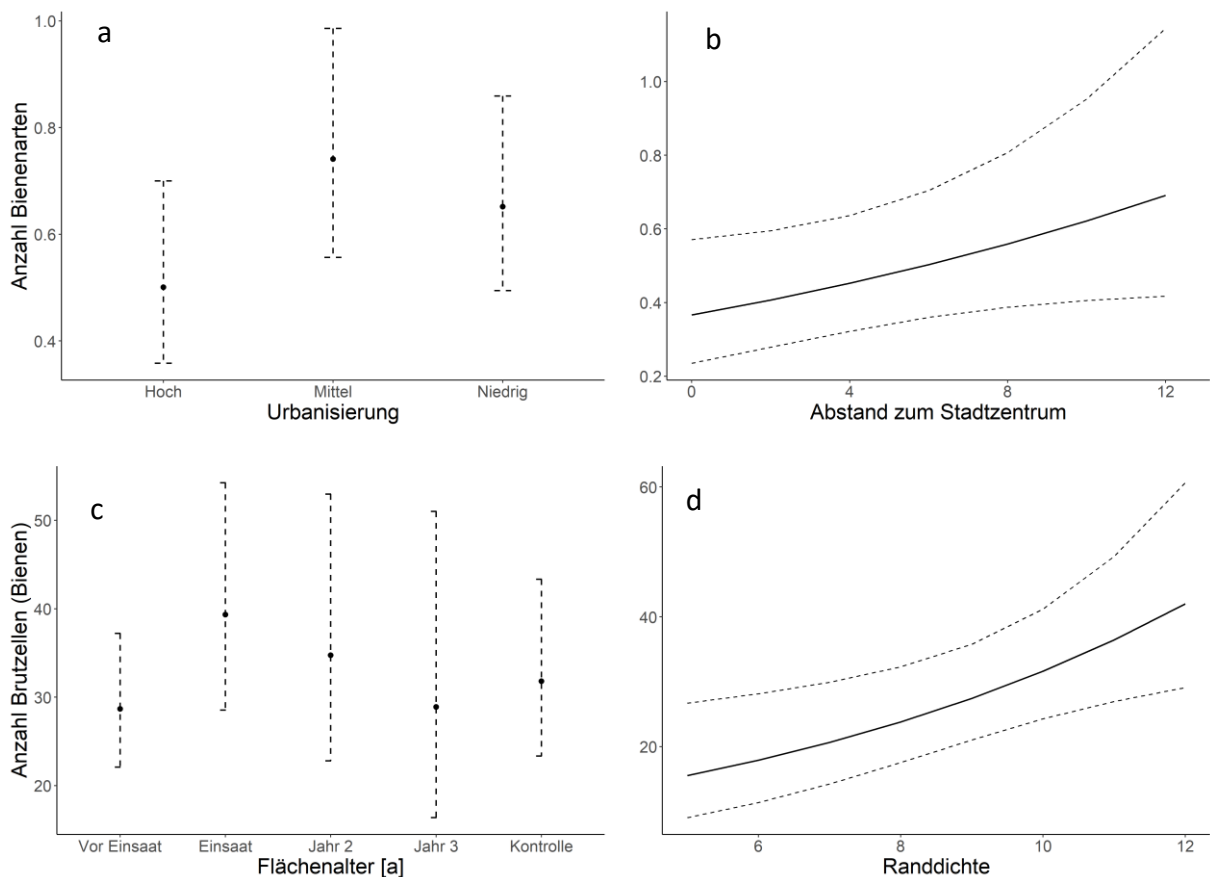


Abb. 27: Die Anzahl der Bienenarten und ihrer angelegten Brutzellen war von landschaftlichen Faktoren beeinflusst und dem Flächenalter beeinflusst. a) In Bereichen mit mittlerer Urbanisierungsintensität war die Vielfalt solitärer Wildbienen am höchsten ($p < 0,005$); b) Je näher am Stadtzentrum, desto weniger Bienenarten wurden in den Nestern beobachtet. Der Effekt war statistisch marginal signifikant ($p = 0,06$); c) Im Jahr der Einsaat war die Brutaktivität der Bienen höher als in den anderen Jahren ($p = 0,05$); d) Die Randdichte hatte einen positiven Einfluss auf die Anzahl der angelegten Brutzellen der Bienen ($p < 0,01$); GLMM Artenzahl: $R^2_c = 0,26$; $R^2_m = 0,07$; GLMM Brutzellen: $R^2_c = 0,27$; $R^2_m = 0,08$.

Die Wespenvielfalt in den Nestern stieg dagegen mit dem Alter der Blühflächen an und im dritten Jahr konnte ein signifikanter Unterschied zum Ursprungszustand und den Kontrollen festgestellt werden. Die Anzahl der Wespenbrutzellen nahm einen vergleichbaren Verlauf, nur dass bereits ein statistisch signifikanter Unterschied ab dem Jahr der Einsaat festgestellt wurde. Die Brutzellenaktivität wurde durch die Urbanisierungsintensität beeinflusst und war in stark urbanen Bereichen signifikant niedriger als wenig urbanen Gebieten (Abb. 28).

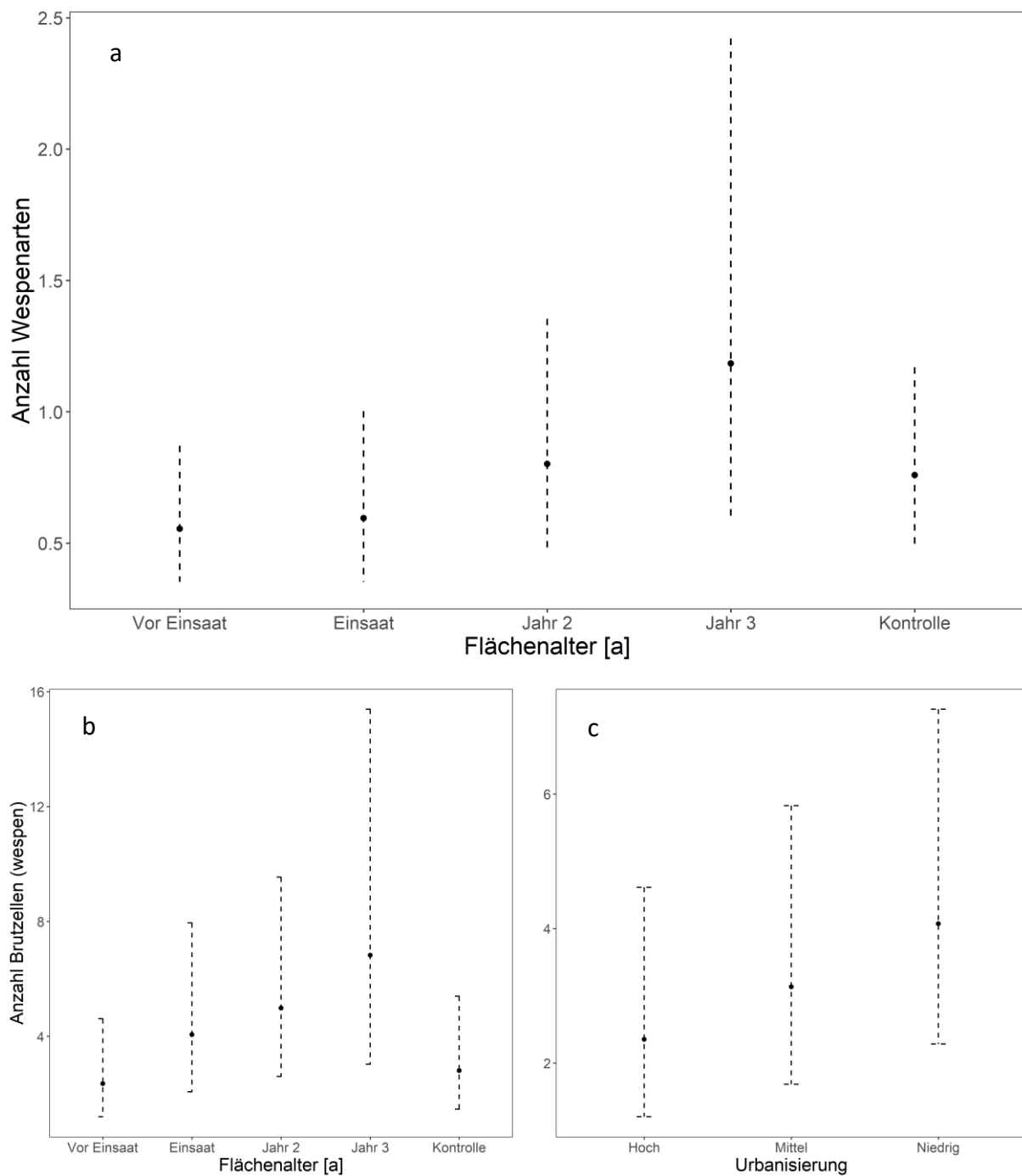


Abb. 28: Die Anzahl der Wespenarten stieg mit dem Alter der Blühfläche an und war im dritten Jahr signifikant höher als vor ihrer Umwandlung oder in der Kontrolle ($p < 0,05$); b) Die Anzahl der Wespenbrutzellen stieg im Verlauf der Flächenentwicklung immer weiter an und war stetig höher als vor der Umwandlung oder der Kontrolle ($p < 0,05$); c) In Bereichen mit niedriger Urbanisierungsintensität waren signifikant mehr Brutzellen zu finden ($p < 0,05$). GLMM Artenzahl: $R^2_c = 0,30$; $R^2_m = 0,02$; GLMM Brutzellen: $R^2_c = 0,16$; $R^2_m = 0,03$.

Der Anteil durch Antagonisten abgetöteter Brutzellen blieb in allen Versuchsjahren nahezu konstant; auf den am frühesten eingesäten Flächen im letzten Versuchsjahr zeigte sich zuletzt ein Rückgang. In Bereichen mit besonders hoher oder geringer Urbanisierungsintensität war der Anteil abgetöteter Zellen signifikant höher als in mittleren Bereichen. Bei steigender Randdichte und lokalem Blütenangebot stieg die Anzahl der abgetöteten Zellen an (Abb. 29).

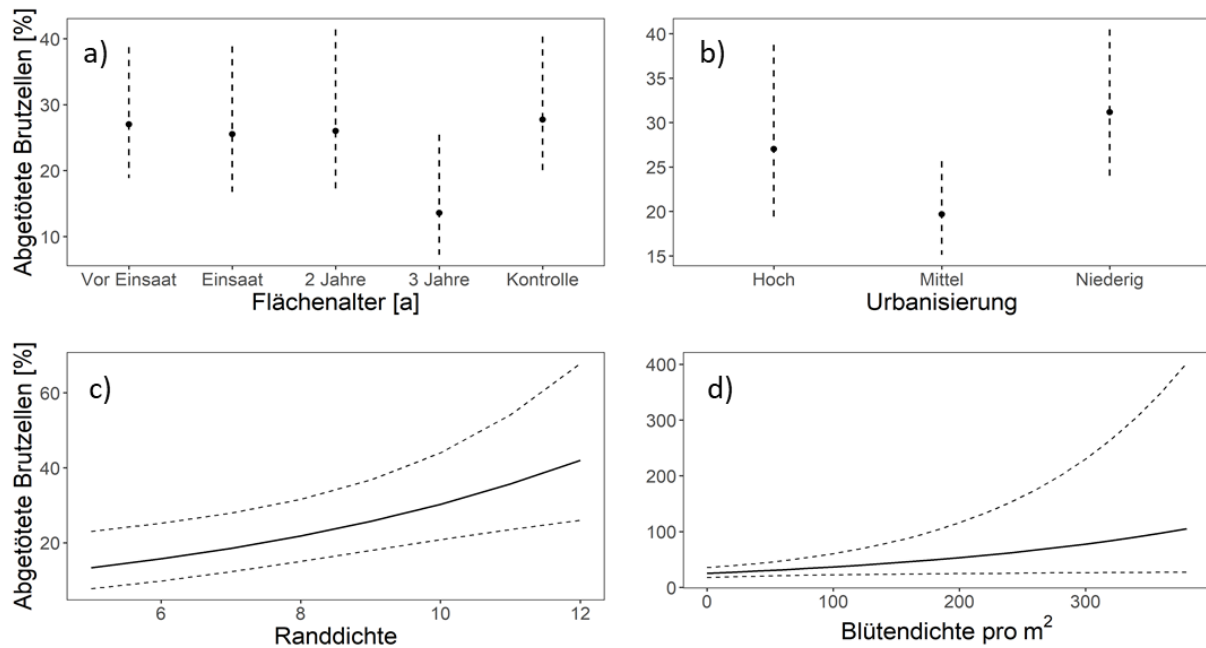


Abb. 29: Abgetötete Brutzellen durch Antagonisten solitärer Wildbienen und Wespen in den Nisthilfen. a) Im dritten Jahr der Aufnahmen waren signifikant weniger Brutzellen parasitiert als in den anderen Versuchsjahren ($p < 0,05$); b) In Bereichen mit mittlerer Urbanisierungsintensität waren signifikant weniger Zellen parasitiert ($p < 0,05$); c) Der Anteil abgetöteter Brutzellen stieg mit erhöhter Randdichte an ($p < 0,01$); d) Je höher die lokale Blütendichte, desto höher war die Ausfallrate der Brutzellen durch Antagonisten ($p < 0,05$); $R^2_c = 0,09$; $R^2_m = 0,03$.

4.3.3 Phytometerexperiment

Insgesamt wurden auf den Versuchsflächen, an denen Phytometerpflanzen aufgestellt wurden, in zwei Versuchsjahren (Juni, Juli, August 2020 und 2021) 1114 Bestäuberinsekten erfasst, davon 1017 Bienen und 97 Schwebfliegen, mit einem Mittelwert von $13,0 \pm 11,8$ Individuen pro Versuchsfläche (0–52). Die durchschnittliche Bestäuberdichte auf den Blühflächen betrug $17,9 \pm 12,5$ Individuen und war damit doppelt so hoch wie auf den Kontrollflächen mit $8,2 \pm 7,8$ Individuen. Honigbienen (*Apis mellifera*) war in den Proben nicht besonders häufig zu finden. Im Jahr 2020 lag die mittlere Anzahl bei 10,9 % und im Jahr 2021 bei 12,2 %.

Alle markierten Blüten der Erdbeerpflanzen produzierten Früchte, im Durchschnitt $2,0 \pm 1,2$ Früchte pro Pflanze (1–7), mit einem mittleren Fruchtgewicht von $5,4 \pm 2,8$ g (0,05–13,4 g). Das Fruchtgewicht

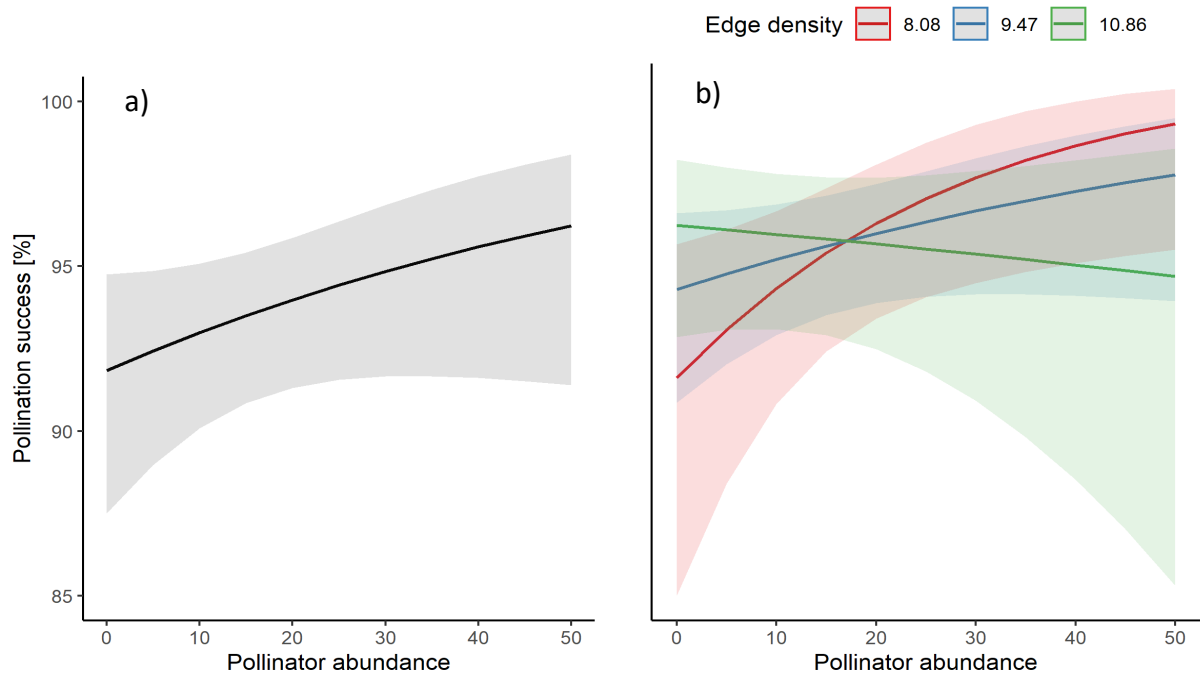


Abb. 30: Faktoren, die die Wahrscheinlichkeit der Fruchtbildung (Pollination success) an den drei Phytometerpflanzenarten beeinflussen. a) Je mehr Bestäuber vor Ort gezählt wurden (Pollinator abundance), desto höher war die Wahrscheinlichkeit der Fruchtbildung an den Phytometerpflanzen. b) Der grundlegende Effekt aus a) war in Gebieten mit geringer bis mittlerer Randdichte (Edge density) zu finden, jedoch nicht mehr in Bereichen mit hoher Randdichte. (Dietzel et al., im Druck).

von 36,9 % der Früchte war gleich oder geringer als die durchschnittliche Masse der Früchte von Blüten mit Bestäuber-Ausschlussnetze und wurde daher als unzureichend bestäubt angesehen. Beim Hahnenfuß betrug die durchschnittliche Blütenzahl $6,0 \pm 4,7$ pro Pflanze, die durchschnittlich $13,6 \pm 10,8$ Früchte pro Blüte (0–59) hervorbrachte, und 10,9 % aller Blüten trugen überhaupt keine Früchte. Beim Wiesenklees wurden $4,6 \pm 0,8$ Blütenköpfe pro Pflanze gezählt und $40,3 \pm 24,4$ Früchte pro Blütenkopf (0–111), und nur 6,5 % aller Blütenköpfe trugen keine Früchte.

Die Anzahl der Bestäuber beeinflusste die Bestäubungswahrscheinlichkeit signifikant. Ebenso wurde eine Wechselwirkung zwischen der Abundanz der Bestäuber und der Randdichte beobachtet, was auf einen insgesamt positiven Effekt auf den Bestäubungserfolg bei niedrigen und mittleren Werten der Randdichte hinweist, der in Gebieten mit hoher Randdichte nicht mehr auftrat (Abb. 30).

Mithilfe einer Pfadanalyse (Strukturgleichungsmodell, SEM) wurden die Zusammenhänge zwischen der Bestäuberhäufigkeit und dem lokalen Ressourcenangebot sowie den urbanen landschaftlichen Bedingungen analysiert. Die Verfügbarkeit lokaler Nahrungsressourcen, d.h. eine steigende Anzahl an Pflanzenarten und Blütendichte, wirkten sich positiv auf die Bestäuber aus. Ihre Zahl nahm mit dem Anteil versiegelter Fläche zu. In Gebieten mit einer hohen Randdichte wurden dagegen weniger Bestäuber beobachtet. Jedoch ergab die Analyse keinen direkten Zusammenhang zwischen der

Bestäuberhäufigkeit und der Fruchtproduktion der Phytometer (Abb. 31), auch nicht bei einer Einteilung der Bestäuber in die für die Phytometer relevanten funktionalen Bestäubergruppen (soziale Bienen, andere Wildbienen, Schwebfliegen, andere Zweiflügler).

Eine Zunahme des Anteils an versiegelter Fläche wirkte sich beim Wiesenklees negativ auf die Samenproduktion aus. Im Gegensatz dazu reagierte die Fruchtproduktion der Erdbeerpflanzen und des Hahnenfußes nicht auf den Anteil der Versiegelung. Die Randdichte zeigte je nach Phytometerart keine eindeutige Wirkungsrichtung auf die Bestäubung; sie beeinflusste die Fruchtanzahl des Hahnenfußes negativ und die des Wiesenklees positiv. Die Entfernung der Versuchsflächen zum Stadtzentrum beeinflusste die Fruchtproduktion bei den Erdbeerpflanzen, mit zunehmender Entfernung zum Stadtzentrum wurden die Erdbeeren leichter.

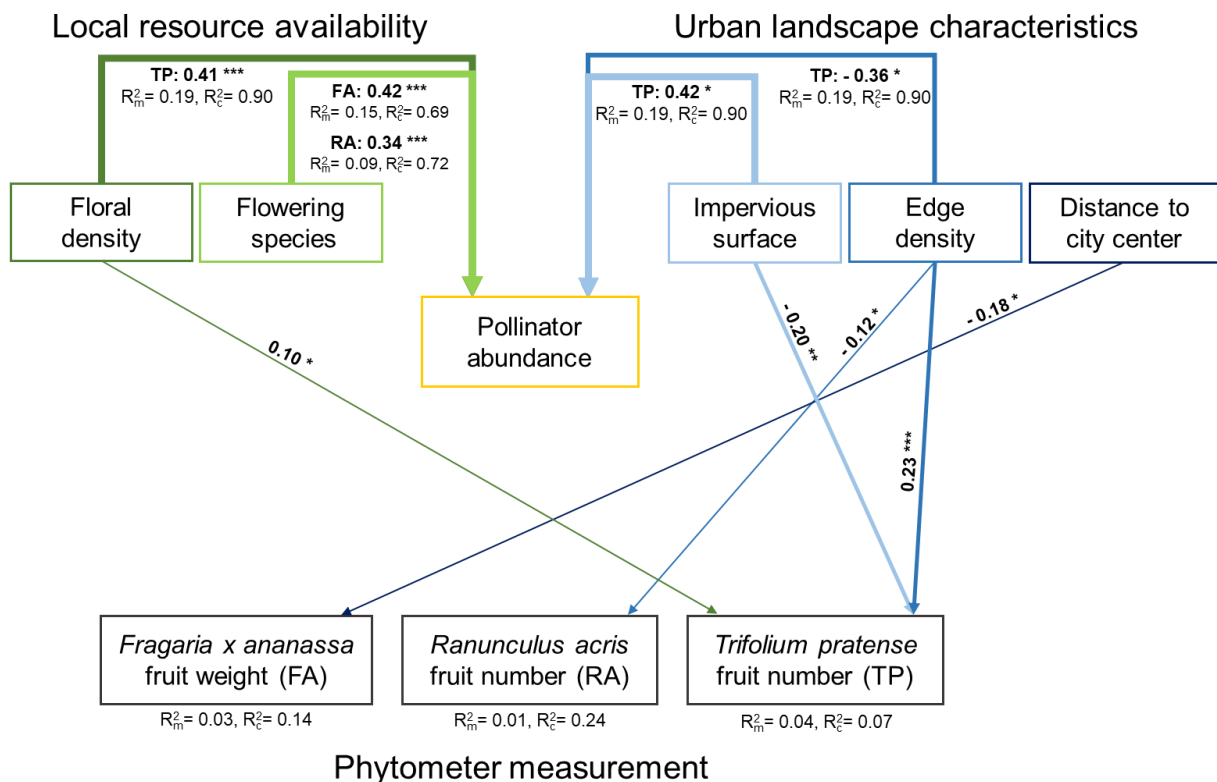


Abb. 31: Ergebnisse der Pfadanalyse der Fruchtproduktion von drei Phytometerpflanzen: Gartenerdbeere (*Fragaria x ananassa*, FA), Scharfer Hahnenfuß (*Ranunculus acris*, RA) und Wiesenklees (*Trifolium pratense*, TP). Die Pfeildicke und Zahlen zeigen den statistischen Schätzwert und die Effektrichtung (+, -), die Sternchen das Signifikanzniveau. Das lokal erhöhte Pflanzenangebot (Local resource availability) führte zur einer Steigerung der Bestäuberanzahl (Pollinator abundance). Dieser Effekt zeigte jedoch keine Wirkung bei der Bestäubung der Phytometerpflanzen. Landschaftliche Faktoren beeinflussten die Bestäuberanzahl, überwogen aber auch bei der Fruchtproduktion, wobei die Phytometer artspezifisch auf Versiegelungsgrad (Impervious surface), Randdichte (Edge density) und Abstand zum Stadtzentrum (Distance to city center) reagierten. (Dietzel et al., in press).

4.4 Öffentlichkeitsarbeit

4.4.1. Webseite

Ein zentraler Baustein der Kommunikation war eine Projektseite, die über die Green-City-Domain gehostet wurde: www.greencity.de/bluehende-baender (Abb. 32). Sie war Plattform für Informationen zum Projekt und bot Möglichkeiten zur Anmeldung zu Veranstaltungen, die im Rahmen der „Blühenden Bänder“ stattgefunden hatten. Interessierte konnten sich dort in eine Mailing-Liste eintragen, um über den Fortgang des Projekts und Veranstaltungstermine auf dem Laufenden zu bleiben. Im Laufe der Zeit wuchs die Zahl der Abonnent:innen auf 1362 Personen. Bestandteil der Webpräsenz war außerdem eine Karte, auf der alle Forschungsstandorte verzeichnet sind. Eines der wichtigen Tools, um Transparenz im und Akzeptanz für das Projekt zu erreichen.

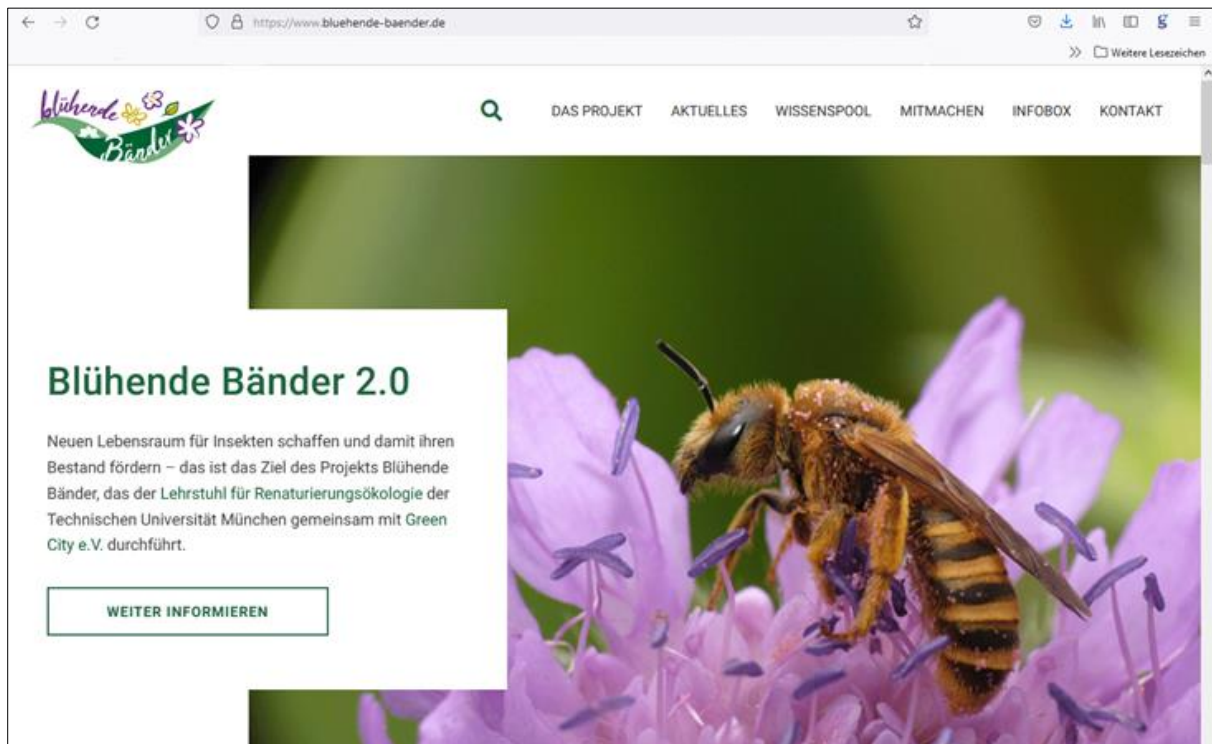


Abb. 32: Screenshot der Startseite der Projekt-Webseite, auf der man auf ein vielfältiges Informationsangebot zu Veranstaltungen und städtischer Biodiversität zugreifen kann (Bild: Green City).

Dank eines zusätzlichen Förderers konnte außerdem eine eigenständige Website unabhängig von der Green-City-Domain realisiert werden: www.bluehende-baender.de. Interessierte finden hier nach wie vor weiterführende Informationen zum Forschungsprojekt (Abb. 33). Ein aufwändig gestalteter Wissenspool bietet interessante Fakten zu Wildbienen und den verschiedenen Pflanzen, die auf den Projektflächen ausgesät wurden, sowie den unterschiedlichen Arten von Nisthilfen. Zu finden sind darüber hinaus Projektbeschreibungen von vergangenen und aktuellen Veranstaltungen sowie Anregungen und Informationen, wie Bürger:innen selbst aktiv werden können, um zum Schutz der

Insekten beitragen zu können. Dazu gehören beispielsweise Artikel zur bestäuberfreundlichen Balkongestaltung, dem bienenfreundlichen Einkaufskorb und Bastelanleitungen für Nisthilfen. Die Online-Seminare und Tutorials, die insbesondere in der Pandemie-Phase wesentlicher Bestandteil der Projekt-Kommunikation waren, sind für Interessierte in einer umfassenden Mediathek hinterlegt und jederzeit abrufbar. Insgesamt ermöglicht die umfangreiche Website anhand anschaulichen Bild- und Filmmaterials, Interessierten sich ein fundiertes Bild zu machen – nicht nur vom Forschungsprojekt, sondern auch von der Biodiversität der Insekten in München.

4.4.2 Social Media und Green City Magazin

Social Media-Arbeit gehört längst zum Standard-Repertoire bei ausführlicher Projektkommunikation. Die Kanäle bieten die unmittelbarste Möglichkeit zu Interaktion, Diskussionen und Rückfragen. Gute technische Möglichkeiten sind gegeben, um Inhalte zu vermitteln (bsp. kurze Erklärvideos). Green City e.V. nutzte die vereinseigenen Kanäle (hauptsächlich Facebook, Instagram und Youtube), um



Abb. 33: Screenshot der Projekt-Webseite. Die Lage der Blühflächen wurde mithilfe einer Online-Karte veröffentlicht, hier die Flächen im Südosten Von München (Bild: Green City).

Aktivitäten im Projekt zu dokumentieren, auf Veranstaltungen hinzuweisen, Teilnehmer:innen für (Forschungs-)Aktivitäten zu akquirieren und Wissen zu transportieren. Das Projekt „Blühende Bänder für Bienen“ fand zudem in Form eines zweiseitigen Berichts Eingang in das jährlich erscheinende Mitglieder magazin von Green City e.V. (Auflage 3500 Exemplare, Abb. 34).



Abb. 34: Aufruf zur Teilnahme an einem Workshop über Social-Media-Kanäle und Informationen zum Forschungsprojekt im Mitgliedermagazin von Green City (Bild: Green City).

4.4.3 Informationsschilder

Die Versuchsflächen entlang der städtischen Straßen wurden mit kleinen Informationstafeln in ansprechendem Design gestaltet. Zweck war die Information über das Forschungsvorhaben. Dadurch sollte Transparenz und Akzeptanz bei den Anliegern geschaffen werden. Gestaltung und Auszeichnung als Teil eines Forschungsprojekts sollten die Flächen zudem vor Vandalismus durch Passant:innen schützen (Abb. 35).



Abb. 35: Informationstafeln mit Inhalten und Zweck des Forschungsprojekts wurden gestaltet und auf ansprechende Holztafeln gedruckt (Bilder: Green City).

4.5 Wissensvermittlung

4.5.1 Kick-Off Veranstaltung

Am 28.05.2019 organisierte Green City e.V. eine erste Informationsveranstaltung, um die Münchner:innen auf das Forschungsprojekt aufmerksam zu machen. Hierbei wurde das Projekt von Simon Dietzel (TUM) und Sebastian Gardt (Green City) den 30 Teilnehmenden detailliert vorgestellt. Das Forschungsvorhaben sowie die geplanten Veranstaltungen fanden großen Anklang bei den Teilnehmer:innen. Eine erste Mailing-Liste für einen projekteigenen Newsletter wurde erstellt.

4.5.2 Vorträge, Exkursionen und Workshops

Im Juli 2019 veranstaltete Green City e.V. zusammen mit Dr. Andreas Fleischmann (Botanischer Garten München) eine Exkursion zum Gleisbett zwischen Hirschgarten und Richelstraße in München. Hier wurden bei einem Rundgang durch die Schotterflächen für Wildbienen geeignete Pflanzen und Nistmöglichkeiten erkundet. Die 30 Teilnehmer:innen waren sehr begeistert von den vielfältigen Funden (Abb. 36).



Abb. 36: Dr. Andreas Fleischmann während der Exkursion zur Münchner Gleisbettflora und deren Bestäuber mit Teilnehmenden im Juli 2019 (Bild: Green City).

Im November 2019 konnten Interessierte an einem Workshop zum Bau von Nisthilfen teilnehmen. Hierbei wurden Dosennisthilfen aus Konservendosen und Schilfrohrstängeln gebastelt. Die 15 Teilnehmer:innen sollten erfahren, wie für Insekten in der Stadt, mit Hilfe von einfachsten Mitteln, ein Lebensraum geschaffen werden kann. Zudem wurde auf die Qualitätsunterschiede bezüglich der



Abb. 37: Workshop zum Bau von „Insektenhotels“ für solitäre Wildbienen und Wespen in den Räumen des Ökologischen Bildungszentrums in München.

gekauften Nisthilfen aus Baumarkt und Gartencenter hingewiesen. Der Workshop fand im Ökologischen Bildungszentrum München (ÖBZ) statt und wurde fachlich von Simon Dietzel (TUM) begleitet (Abb. 37). Außerdem konnten erste Filmaufnahmen für die mehrteilige Kurzfilmreihe „Blühende Bänder“ mit dem Filmproduzent Max Thylmann aufgenommen werden.

Im März 2020 wurde ein Vortrag mit dem Titel „Hummeln, schützenswerte Wildbienen“ angeboten. Zu Gast war der Referent Andreas Schmitt (LBV München) und informierte im Green City-Büro über die Artenvielfalt unter den Hummeln und ihre wichtige Rolle als Pflanzenbestäuber. Ca. 25 Zuhörer:innen kamen ins Büro, um Wissenswertes und Kurioses über die Hummeln zu erfahren.

Geplante Workshops an der Theresa-Giehse-Realschule im März und zum Thema heimische Wildpflanzen im April 2020 konnten wegen der eingetretenen Corona-Pandemie nicht mehr durchgeführt werden. Das dafür besorgte Wildpflanzensaatgut wurde stattdessen in Tütchen abgefüllt und an Interessenten verteilt.

Im September 2020 fand eine Exkursion mit dem Titel „Die wundersame Reise der Pflanzen, Windstreuer, Kletthafter und Regenballisten“ statt. Inhaltlich ging es um Pflanzen, die sich in vielen Fällen Tiere zunutze machen, damit ihre Samen verbreitet werden. Über diese Strategien und Tricks erfuhren Teilnehmende (ca. 20 Personen) während einer Exkursion in den Münchner Rosengarten spannende Details (Abb. 38).

Green City e.V. unterstützte (via Aufruf über Online-Kanäle) die TU München bei einem Citizen-Science-Projekt der Masterstudentin Joana Czermin. Es sollten 5–10 Haushalte in München gefunden



Abb. 38: Exkursion in den Münchner Rosengarten zum Thema Ausbreitungsstrategien von Samenpflanzen mit Brigitte Gans-Müller vom Ökologischen Bildungszentrum (ÖBZ) im September 2020 (Bild: Green City).

werden, die an einem Forschungsvorhaben über Bestäubung in der Stadt teilnehmen wollten und dazu ihre privaten Gärten zur Verfügung stellten. Ziel war es, anhand der Größe, Gewicht und Samenzahl gereifter Früchte die Qualität der Ökosystemfunktion Bestäubung in der Stadt zu messen. Die Bürger:innen wurden im Rahmen dieses Citizen-Scienes-Ansatzes zusätzlich gebeten, in ihren eigenen Gärten Bestäuber zu dokumentieren und so ihre Anzahl festzuhalten. Das Experiment lief folgendermaßen ab: Den Gartenbesitzer:innen wurden im Mai 2020 getopfte Erdbeeren und Ackerbohnen gebracht (als sogenannte Phytometer), die sie in ihren Gärten aufstellen, pflegen und gießen sollten.

Nach einem bestimmten Protokoll wurden die Zeitpunkte der Entwicklung von Blütenständen, Blütenöffnung, Abblühen und Fruchtentwicklung dokumentiert und an die TU München übermittelt. Die Teilnehmenden wurden bei den Aktionen selbst zu Forschenden und erfuhren mehr über die Artenvielfalt in ihrer unmittelbaren Umgebung. Die Maßnahme war ein Teilversuch des gesamten Vorhabens – zu verstehen als Positiv-Kontrolle, um zu sehen, welche Ergebnisse eine gute Bestäubung durch Insekten liefert und wie stark sich der Bestäubungserfolg zwischen Gärten und Verkehrsachsen in den Städten unterscheidet (siehe auch die Masterarbeit von Joana Czermin (2021): Ökologisches



Abb. 39: Online-Werbeflyer für das Citizen-Science-Projekt zur Bestäubung in Stadtgärten im Rahmen der Masterarbeit von Joana Czermin.

Aufwertungspotenzial im Straßenbegleitgrün: Auswirkungen urbaner Blühflächen auf Bestäuber und deren Bestäubungsleistung). Der Teilversuch wurde im Rahmen der Blühenden Bänder auch mit einem Webinar von Joana Czermin begleitet (Abb. 39).



Abb. 40: Anlage einer Blühfläche mit Anwohner:innen des Prinz-Eugen-Parks. Die Anlage erfolgte unter Anleitung von Simon Dietzel (TUM) und Sebastian Gardt (Green City). Den Teilnehmenden wurde Wissen über heimische Wildpflanzen, Anlage und Pflege naturnaher Blühflächen vermittelt. Die Bilder sind von links nach rechts chronologisch von der Vorbereitung über die Einsaat bis zur ersten Mahd im Herbst 2021 angeordnet (Bilder: Green City).

Auf Vorschlag von einer Gruppe von Anwohner:innen wurde im Mai 2021 eine ca. 50 m² große Blühfläche im Prinz-Eugen-Park angelegt. Die Fläche wurde auf einer Kiesfläche eingerichtet. Die Fläche wurde von ca. 10 Bewohner:innen und Kindern mit Holz eingerahmt und mit Münchner Komposterde aufgeschüttet. Danach wurden je 7,5 g der insgesamt 26 unterschiedlichen Saatgute zusammengemixt verteilt. Die Anwohner:innen haben sich seitdem um die Bepflanzung gekümmert, insbesondere um die Kommunikation und Aufklärung in der Nachbarschaft. Seitdem wurde die Fläche schon mehrfach gemäht (Abb. 40).

Die projektbegleitende Kommunikation setze einen Schwerpunkt auf Bewegtbilder. Ohne solche Formate kommt eine professionelle Projekt-Berichterstattung kaum noch aus. Nicht zuletzt in der akuten Phase der Corona-Pandemie erwiesen sich kleine Lehr- bzw. Infoclips als ein sehr passendes Format. Eine sehr erfreuliche Besonderheit war, dass die Projektarbeit im Rahmen der „Blühenden Bänder“ elementarer Bestandteil des Dokumentar- und Kinofilms „Ein Himmel voller Bienen“ (Herz Film Productions) wurde: <https://www.einhimmelvollerbienen.com/>. Neben einer gut besuchten Premierenfeier im Münchner Kino Gloria-Palast am 20. Mai 2022, folgten weitere öffentliche Vorstellungen, beispielsweise beim „Better World Filmfestival“ in der ASTOR Film Lounge / ARRI München. Die Produktion und Distribution des Films war auch aus kommunikativer Sicht sehr begrüßenswerte, weil so Filmschaffende und Kulturinteressierte erreicht wurden, die ansonsten mit dem Thema Biodiversität womöglich weniger Berührungspunkte haben.



Abb. 41: Abschlussveranstaltung mit allen Projektbeteiligten von StMUV, Regina Bauer Stiftung, ZSK, TUM und Green City im Mai 2022.

Die Fachtagung „Naturnaher Siedlungsraum Naturgartenprofis und Naturgärtner“ fand im März 2022 im Grünberg in der Bildungsstätte Gartenbau statt. Durch Green City wurde das Forschungsprojekt in einem Online-Vortrag präsentiert und somit eine bundesweite Ausstrahlung bei den ca. 100 Zuhörer:innen aus ganz Deutschland erzielt. Am 21. Oktober 2022 fand das 15. Weihenstephaner

Forum statt. Als Abschlussveranstaltung des Forschungsprojektes konnte Green City als Projektpartnerin ihren Projektteil vorstellen.

Vertreter:innen aller fördernden und operativ tätigen Institutionen (Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz, Regina Bauer Stiftung, Technische Universität München, Zentrum Stadtnatur und Klimaanpassung, Green City e.V.) trafen sich im Mai 2022 zu einem intensiven Austausch. Dabei wurde der bisherige Ablauf des Projekts präsentiert. Highlights aus Forschung, Anwendung und Vermittlung wurden aufgezeigt. Erste Forschungsergebnisse wurden diskutiert. Im Anschluss einer Abschlussdiskussion erfolgte ein Ausblick auf die letzte Phase des Projekts sowie die Ortsbesichtigung einer der Versuchs- und Praxisflächen Abb. 41).



Abb. 42: Teilnehmende der Informationsveranstaltung zur Erhaltung der im Forschungszeitraum angelegten Blühflächen im Stadtgebiet und eine von Ehrenamtlichen wiederhergestellte Blühfläche im Frühjahr 2022 (Fotos: Green City).

Mit Hinblick auf die Verstetigung des Projektes wurde im Sommer 2022 ein Aufruf nach ehrenamtlich Mitwirkenden gestartet. Daraufhin haben sich Bürger:innen bei Green City gemeldet, um die experimentellen Blühflächen über die Projektlaufzeit hinaus zu erhalten und zu pflegen. Dazu wurden sie angehalten, die Flächen im Blick zu behalten, um diese von Müll befreien, mit Fotos zur Dokumentation beizutragen und einen möglichen Ausfall von Flächen (z.B. durch Baustellen) zu melden. Nach einer Informationsveranstaltung vom Stand des Projekts und der Flächen mit Christian Grundmann (Green City) und Simon Dietzel (TUM), haben die ca. 20 Teilnehmenden Materialien mitgenommen, um die Flächenmarkierungen und Informationsschilder in deren Wohnungsnähe wiederherzurichten (Abb. 42). Dieses Engagement war von hohem Wert, da so mögliche Ausfallflächen früher erkannt und neu eingerichtet werden konnten. Im Nachgang des Workshops kommunizierte Green City e.V. mit vielen der Teilnehmenden sowie einigen anderen Interessierten, die am Workshop

nicht teilnehmen konnten über die Pflege und Instandhaltung der Flächen. Es ist festzustellen, dass ein persönlicher Kontakt enorm wichtig ist, um das Engagement über längere Zeit aufrecht zu erhalten.

4.6 Auszeichnungen

Nach Bewerbung von TUM und Green City wurde das Projekt 2020 als „Projekt der UN-Dekade Biologische Vielfalt“ ausgezeichnet. Damit werden Projekte und Beiträge prämiert, die sich in besonderer Weise für die Erhaltung, nachhaltige Nutzung und Vermittlung der biologischen Vielfalt einsetzen. Mit solch einer Auszeichnung wurde dem Projekt und dem Thema urbane Biodiversität weitere Sichtbarkeit zu verliehen (Abb. 43).



Abb. 43: Die Auszeichnung als offizielles Projekt der UN-Dekade Biologische Vielfalt wurde wegen der Corona Pandemie online verliehen. Sebastian Gardt (Green City, links) und Simon Dietzel (TUM, rechts) nahmen den Preis entgegen (Bild: Green City).

4.7 Reaktionen und Rückmeldungen

Besonders nennenswert waren die zahlreichen positiven Reaktionen zu den angebotenen Informationsmöglichkeiten und Veranstaltungen. Es muss festgestellt werden, die Thematik der Biodiversitätskrise ist bei der Bevölkerung angekommen und viele sind motiviert, mehr darüber zu erfahren und vor allem, selbst aktiv zu werden. Jedoch fehlt es oft an fachlichem Wissen und ökologischen Grundkenntnissen. Diese konnten zwar innerhalb dieses Projektes vielfältig vermittelt werden, es bedarf aber nach wie vor eines breit gefächerten Informations- und Veranstaltungsangebotes, um in den letzten Jahren oftmals auftretenden Aktionismus der Menschen

in Bahnen zu lenken, die dem Umwelt- und Naturschutz tatsächlich förderlich sind. Folgend einige Reaktionen zu Veranstaltungen, die bei Green City während des Projektzeitraumes angekommen sind:

- *„Danke. Es hat mich gepackt ... immer noch ... und immer wieder“*
- *„Toll gegliedert – sehr interessant – kurzweilig – Neues erfahren: Vielen, vielen Dank. Dann warte ich jetzt auf besseres Wetter, um loszulegen“*
- *„Vielen Dank – ich freue mich MEINE Hände am Wochenende einzusetzen :-!“*
- *„Ich habe Biogeographie und Gartenbauwissenschaften studiert und bin mittlerweile als Gartenberaterin im Privatgartenbereich unterwegs und es war mir eine riesengroße Freude, diesem Vortrag zu lauschen. Danke für die neuen Zusammenhänge. Danke fürs „heiß-machen“ auf mehr kreative, vielfältige Kreislauf-Gärten für eine lebendige Landschaft!“*
- *„Vielen tausend Dank. Ich habe viel gelernt und gehe mit viel Inspiration in den Frühling.“*
- *„Super, vielen lieben Dank für die interessanten Infos! Das hilft mir im Garten und auch für unsere Arbeit als Naturschutzgruppe an unserer öffentlichen Fläche.“*

4.8 Studentische Arbeiten

Im Projektzeitraum wurden 13 Themen von Studierenden in Abschluss- und Projektarbeiten bearbeitet und erfolgreich abgeschlossen (Tab. 6).

Tab. 6: Studentische Arbeiten am Lehrstuhl für Renaturierungsökologie im Rahmen des Projekts ‚Bunte Bänder‘, sortiert nach Fertigstellung

Name	Modul	Titel	Fertigstellung
Corinna Lieberth	Masterarbeit	Auswirkungen von Landschaftsstrukturen auf das Vorkommen von Bestäubern entlang von Verkehrswegen im urbanen Raum	07.01.2020
Anja Dichtl	Masterarbeit	Einfluss der Landnutzung auf Wildbienen im Straßenbegleitgrün städtischer Verkehrsachsen	27.01.2020
Carmen Meyer	Masterarbeit	Urbanes Straßenbegleitgrün als Nisthabitat für hohlraumbrütende Hymenopteren im Landschaftskontext	31.01.2020
Joana Czermin	Masterarbeit	Ökologisches Aufwertungspotential im Straßenbegleitgrün Auswirkungen urbaner Blühflächen auf Bestäuber und deren Bestäubungsleistung	28.02.2021
Hongyu Chu	Projektarbeit	The effects of different wildflower mixtures on the decomposition function in the soil based on climate change	31.03.2021
Veronika Kloska	Projektarbeit	Urban wildflower patches, ecosystem belowground functions and climate change	31.03.2021
Phoebe Koppendorfer	Forschungspraktikum	Laboratory methods for the study of belowground properties and processes in experimental wildflower mixtures	31.03.2021
Julia Neumair	Masterarbeit	Assessing the contribution of insect-friendly urban wildflower patches along roads to ecosystem service provision based on the example of Munich, Germany	01.06.2021
Paula Prucker	Masterarbeit	How does climate change affect root trait characteristics of urban wildflower patches? A comparison of four species mixtures	28.06.2021
Julia Hiller	Bachelorarbeit	Einfluss von urbanen Blühstreifen auf Hautflügler (Hymenoptera) in München mit Fokus auf die Wespenfauna (Symphyta/Apocrita)	21.01.2022
Marco Giardano	Masterarbeit	The streets of Munich in bloom - Analysis of multiscale effects on the establishment and flowering of experimental roadside vegetation in urban areas	01.02.2022
Nadja Berger	Masterarbeit	Auswirkung von Blühflächen auf Ökosystemfunktionen in urbanen Räumen: Pollinometer als Indikatoren für die Bestäubungsleistung in Städten	24.03.2022
Krishna Choletti	Masterarbeit	Monitoring der Münchner ‚Blühende Bänder‘ und Handlungsempfehlungen für artenreiches Straßenbegleitgrün	06.2023

4.9 Veröffentlichungen

4.9.1 Wissenschaftliche Publikationen

- Dietzel, S., Rojas-Botero, R., Kollmann, J., Fischer, C. (2023): Enhanced urban roadside vegetation increases pollinator abundance whereas landscape characteristics drive pollination. *Ecological Indicators* 147, 109980.
- Dietzel, S., Rojas-Botero, R., Kollmann, J., Fischer, C. (in preparation): Varying responds of wild bee functional diversity and community structure along urban roads to floral resources across an urbanization gradient. *Conservation Biology*.
- Rojas-Botero, S., Teixeira, L.H., Kollmann, J. (2023): Low precipitation due to climate change reduces multifunctionality of urban grasslands. *PLOSone* 18, e0275044
- Rojas Botero, S., Teixeira, L.H., Prucker, P., Kloska, V., Kollmann, J., Le Stradic, S. (in press): Root traits of grasslands rapidly respond to climate change, while community biomass mainly depends on functional composition. *Functional Ecology*.

4.9.2 Weitere Publikationen

- Dietzel, S., Fischer, C. (2020): Ausbreitungsbewegung von *Isodontia mexicana* (SAUSSURE, 1867), der Stahlblaue Grillenjäger in Bayern: Weitere Nachweise aus dem Stadtgebiet von München (Hymenoptera: Sphecidae). *Nachrichtenblatt der Bayerischen Entomologen* 69 (3/4), 98-99.
- Dietzel, S., Rojas-Botero, S., Fischer, C., Kollmann, J. (2022): Aufwertung urbaner Straßenränder als Anpassung an den Klimawandel und zur Förderung bestäubender Insekten. *ANLiegen Natur* 44, 31-42. Laufen.
- Dietzel, S., Kollmann, J. (2023): On the road again – Solitäre Wildbienen und Wespen an städtischen Straßenrändern. *Nodium* 15, 46–49.
- Gonzalez, S., Fuchs, E. (2023): Was ist eigentlich ein Beet? Bildung und Kommunikation als wichtige Brücke zwischen Forschung und Mensch. *Nodium* 15, 80–83.
- Kollmann, J. (2023): Grüne Finger und bunte Bänder für unsere Städte. *Nodium* 15, 44–45.
- Rojas-Botero, S. (2020): Restoration of biodiversity and ecosystem services. Improve climatic resilience and invasion resistance in urban landscapes. *Nodium*, 12, 97-98.

4.9.3 Vorträge und Poster

- Dietzel, S., Kollmann, J., Albrecht, H., Fischer, C. (2019): Wildflower patches as urban green infrastructure and habitat for pollinators. Poster, GfÖ Conference, 09.-13.09.2019, Münster.
- Rojas-Botero, S., Dietzel, S., Kollmann, J., (2021): Restored urban road vegetation offers floral resources for insect pollinators and contributes to climate regulation. Poster, 9th World Conference on Ecological Restoration. June 21.-24 2021.
- Dietzel, S., Rojas-Botero, S., Fischer, C., Kollmann, J. (2021): Möglichkeiten ökologischer Aufwertungsmaßnahmen urbaner Straßenränder – Vorgehen und Fortschritte im ZSK-Projekt "Bunte Bänder". Vortrag, ZSK-Symposium "Grüne Klimaarchitektur". Workshopleitung „Erhaltung von Biodiversität in der Stadt“. 22.9.2021.

Dietzel, S., Rojas-Botero, S., Fischer, C., Kollmann, J. (2021): Bunte Bänder für unsere Städte in Zeiten des Klimawandels: Naturnahe städtische Blühflächen entlang von Verkehrsachsen zur Förderung der ökologischen Funktionalität. Poster, ZSK-Symposium "Grüne Klimaarchitektur". 22.9.2021.

Dietzel, S., Rojas-Botero, R., Kollmann, J., Fischer, C. (2022): Bunte Bänder. Bestäuberdiversität und Bestäubung an aufgewerteten Straßenrändern. Vortrag. Weihenstephaner Forum. Freising. 21.10.2022.

Berger, N., Dietzel, S., Kollmann, J. (2022): Impact of enhanced roadside vegetation and urban landscape on pollinators and pollination. Vortrag, GfÖ Conference. Metz, FRA. 21.-25.11.2022,

6 Diskussion

In dicht besiedelten Gebieten, in denen wie in Bayern zudem in den letzten Jahren ein starker Nachverdichtungsprozess stattfand (LfU, 2017), rückt die Aufwertung bestehender Grünflächen in den Fokus. Straßenränder sind in dieser Hinsicht unterschätzte Flächen und bieten Möglichkeiten der ökologischen Aufwertung, da der Nutzungsdruck, z.B. durch bauliche Maßnahmen, im Vergleich zu anderen städtischen Flächen sehr viel geringer ausfällt. Aufwertungsmaßnahmen entlang großer Straßen können bereits durch eine verringerte Mahdfrequenz im Vergleich zur gängigen Praxis und Abtrag des Mähguts zum Erfolg führen (Bauer 2021). In großen Städten unterliegen viele Flächen jedoch seit Jahrzehnten einem intensiven Mahdregime, was das Samenbankpotential von blühenden Wildpflanzen im Boden negativ beeinflusst. Entlang hoch frequentierter Verkehrswege können invasive Pflanzenarten die Entwicklung artenreicher Bestände unterdrücken. Vielerlei Störungen erschweren zudem eine erfolgreiche Etablierung heimischer Wildpflanzen. Die Einsaat einer angepassten Wildpflanzenmischung, vor allem bei der Neuanlage von Straßenbegleitgrün, bietet daher eine vielversprechende Aufwertungsmöglichkeit. Praktische Gesichtspunkte wie die Verkehrssicherheit müssen bei der Wahl der Pflanzen ebenso berücksichtigt werden wie die meist trockenen Standortbedingungen und die Funktion der Begrünung. Hilfreich ist dabei die Betrachtung pflanzenfunktionaler Eigenschaften, wie es für die Auswahl der Blühmischung für die Versuchsflächen dieses Projekts beschrieben wurde.

6.1 Erfolg von Aufwertungsmaßnahmen an urbanen Straßenrändern

Das Angebot an Ressourcen für Bestäuber erwies sich in unseren Versuchsflächen als verbessert. Eine höhere Vielfalt (d.h. Artenreichtum) an blühenden Kräutern und Blütenressourcen wirkte sich positiv auf die Insektengemeinschaft aus (Baldock 2020; Rudolph et al. 2017). Darüber hinaus haben wir Einflussfaktoren für die Pflanzenvielfalt identifiziert, die bei der Wiederherstellung der Vegetation an Straßenrändern berücksichtigt werden müssen. Die nachteiligen Auswirkungen des Salzgehalts und der hohen Nährstoffkonzentration im Boden auf den Artenreichtum und die potenziellen Zielarten verstärken die Notwendigkeit einer ordnungsgemäßen Substratvorbereitung in Bereichen, in denen Blühflächen angelegt werden sollen, vor der Aussaat von geeigneten Saatgutmischungen (Fischer et

al. 2013). Darüber hinaus konnte festgestellt werden, dass sich große und dichte Baumkronen umliegender Bäume nachteilig auf die Produktion von Blüteneinheiten pro Versuchsfläche auswirken. Dies deutet darauf hin, dass Blühflächen eine effizientere Maßnahme zur Förderung der blühenden Vegetation in Gebieten mit geringem Baumbestand an Straßenrändern sind, d.h. in Neubaugebieten, in denen junge Bäume gepflanzt werden oder in denen es keine Bäume in der Umgebung gibt.

In den experimentellen Blühflächen unterschieden sich die Pflanzengemeinschaften signifikant vom gemähten Grünland. Ein hoher Artenreichtum und eine abwechslungsreiche Zusammensetzung können beibehalten werden, wenn die Bewirtschaftungsmaßnahmen nach der Anlage angepasst werden, die eine artenreiche Grünlandflächenentwicklung unterstützen (Norton et al. 2019). Dennoch waren in den frühen Etablierungsphasen der Versuchsflächen nach dem Abtragen des Bodens und dem Aufbringen neuen Substrats reichlich Pflanzenarten mit ruderalen Tendenzen vorhanden, da große Mengen an leicht zu auszubreitenden Samen oder Samen, die in Samenbanken über viele Jahrzehnte lebensfähig blieben, vorhanden waren (Grime 2002; Thompson et al. 1996). Zudem beobachteten wir Veränderungen in der Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaft in Abhängigkeit vom Jahr der Einrichtung der Versuchsflächen. Dies deutet darauf hin, dass die Umweltbedingungen zum Zeitpunkt der Aussaat und der Etablierung Auswirkungen auf die Langlebigkeit und die Zusammensetzung des städtischen Grünlands haben und sich möglicherweise auf die biologische Vielfalt in der Stadt auswirken können. Unsere kurzfristigen Erhebungen zur Zusammensetzung der Pflanzenarten erschweren jedoch langfristige Vorhersagen (Norton et al. 2019). Mögliche Ergebnisse, wie das Verschwinden von Ruderalpflanzen, das Fortbestehen von zweijährigen Pflanzen und die weitere Ansiedlung von mehrjährigen Pflanzen aus dem umgebenden städtischen Grün hängen von mehreren Faktoren ab. Die Umweltbedingungen (Stubble et al. 2017) und vor allem die Bewirtschaftungsregime (Häufigkeit der Mahd und Entfernung von Schnittgut) werden die Entwicklung der Gemeinschaft in Bezug auf die Nährstoffkonzentration im Boden (Hoyle et al. 2017; Ladd 2016) und die potenzielle Dominanz kompetitiver, generalistischer Arten steuern (Sehrt et al. 2020).

6.2 Klimafunktionen artenreicher Straßenränder im Freiland

6.2.1 Regenwasserregulation

Was die Regulation des Regenwassers betrifft, so konnten wir keine signifikanten Unterschiede zwischen den experimentellen Blühflächen und Rasenflächen in Bezug auf die Infiltrationsrate von Wasser im Boden feststellen. Frühere Studien haben bereits die wesentliche Rolle von Grasflächen für die Wasserinfiltration in stark urbanisierten Gebieten gezeigt, in denen die Versiegelung von Böden zu hohen Abflussraten in das Kanalsystem führte. Grasdominierte Grünflächen verhindern diesen Oberflächenabfluss fast vollständig (Armson et al. 2013). Aufgrund ihres reichhaltigen und faserigen Wurzelsystems kann die Grasvegetation Wasser effizient infiltrieren und durch Evapotranspiration und

den Boden zur Speicherung mobilisieren (Beard und Green 1994; Nagase und Dunnett 2012; Zölch et al. 2017), wenn die Böden nicht stark verdichtet sind (Armson et al. 2013). Unsere Messungen der Wasserinfiltration zeigten, dass die Blühflächen die Wasserregulation nicht beeinträchtigten. Dies deutet auf einen ähnlichen Effekt hin, der die Umsetzung von Blühflächen zur Unterstützung der Regenwasserregulierung und zur Verringerung des lokalen Überschwemmungsrisikos weiter unterstützt. Nichtsdestotrotz weisen modellierte Ansätze auf die Notwendigkeit hin, die Bedeckung von Vegetation und durchlässigen Oberflächen zu erhöhen, um einen maximalen Nutzen zu erzielen (Zölch et al. 2017).

6.2.2 Oberflächentemperaturen

Kleine Elemente der städtischen grünen Infrastruktur, wie z.B. artenreiche Grünstreifen entlang städtischer Straßen, sind in Bezug auf die untersuchten Klimafunktionen möglicherweise nicht so wertvoll wie größere Grünflächen (Mexia et al. 2018). Dennoch stellen sie eine Möglichkeit für die Vergrößerung und Verbindung städtischer Ökosysteme dar, wenn größere Grünflächen aus Platzgründen oder logistischen Gründen nicht möglich sind. Darüber hinaus unterstützt die Leistung kleiner Grünflächen städtische Anpassungsmaßnahmen an den Klimawandel (Aronson et al. 2017; Lovell und Taylor 2013) durch die Umsetzung von Wiederherstellungsmaßnahmen, die ihren ökologischen Wert verbessern (Threlfall et al. 2017). Zu den Ökosystemleistungen, die von grüner städtischer Infrastruktur erbracht werden und die für den städtischen Kontext relevant sind, gehören Hitzeschutz, Regenwasserregulation sowie die Bereitstellung von Lebensraum und Ressourcen für die biologische Vielfalt (Norton et al. 2015). Die Vegetation kann das lokale Mikroklima in Abhängigkeit von verschiedenen Faktoren verändern, darunter die Vegetationsstruktur (Sanusi et al. 2017) und die Dichte des Baumbestandes vor Ort (Sanusi et al. 2017). Die Oberflächentemperaturen wurden durch die experimentellen Blühflächen an heißen Sommertagen signifikant reduziert, was darauf hindeutet, dass strukturell komplexere Vegetationsflächen zur Temperaturregulierung beitragen. Obwohl bereits Rasenoberflächen eine kühlende Wirkung auf städtischen Flächen besitzen (Armson et al. 2012), bietet krautige Vegetation sogar noch eine verstärkte Wirkung auf die Temperaturregulierung (Francoeur et al. 2021). Im Vergleich kann es auf Flächen mit kurz gemähtem Gras 5–14 °C wärmer sein als auf komplexen Flächen, auf denen die Pflanzenstruktur, gemessen am Pflanzenvolumen, als wichtiger Faktor für die Oberflächentemperatur ermittelt wurde (Francoeur et al. 2021). Darüber hinaus untermauern unsere vergleichenden Ergebnisse zur Temperaturregulierung in Gebieten mit und ohne Baumbeschattung den überproportionalen Wert von Bäumen bei der Temperaturregulierung durch Beschattung der Sonneneinstrahlung und Evapotranspiration (Dimoudi und Nikolopoulou 2003; Lindén et al. 2016), was effektiv zum menschlichen Wohlbefinden beiträgt (Armson et al. 2012). Insgesamt kann eine für Städte relevante kühlende Wirkung durch komplexere (d.h. höhere)

Vegetationselemente innerhalb städtischer grüner Infrastruktur erzielt werden, die kostengünstig und überall dort zugänglich ist, wo die Anpflanzung von Bäumen nicht realisierbar ist.

6.3 Klimawandelsimulation

Das Experiment mit konzipierten Grünflächen für Straßenränder mit unterschiedlichem Verhältnis von Gräsern und Blütenpflanzen half dabei, ihre Funktionsweise unter den Bedingungen des Klimawandels zu verstehen (Boeck et al. 2015). Neben der Vielfalt und dem Reichtum an funktionalen Arten in städtischen Grünflächen beeinflusst die Dominanz oder das Vorhandensein bestimmter funktionaler Arten die Multifunktionalität des Ökosystems stark (Marquard et al. 2009). Dies zeigt, dass neben dem Ziel einer hohen Pflanzenartenvielfalt auch die Auswirkungen der funktionalen Zusammensetzung und einzelner Arten auf die Ökosystemfunktionen, z.B. die Biomasseproduktion, berücksichtigt werden müssen (Marquard et al. 2009; Mouillot et al. 2011). In den frühen Stadien ihrer Entwicklung können Grünflächen von wärmeren und CO₂-reicheren Bedingungen profitieren, die die Produktivität fördern, wenn die Wasserversorgung ein höheres Pflanzenwachstum unterstützt. Wärmere und CO₂-reichere Bedingungen begünstigten die Pflanzenentwicklung in unserem Experiment (Zavalloni et al. 2012) aufgrund der CO₂-Düngung in jungen Gemeinschaften (Cantarel et al. 2013; Matthews 2007).

Darüber hinaus stellten wir fest, dass reduzierte Niederschläge die Funktion städtischer Grünflächen beeinträchtigten. Wie für die Vegetationsperiode in Mitteleuropa vorhergesagt (IPCC 2021), können sich geringere Niederschläge nachteilig auf die Funktionen des Kohlenstoffkreislaufs und die Multifunktionalität von Ökosystemen auswirken, indem sie die Kohlenstofffixierung in Pflanzengeweben (Triebe, Blüten, Wurzeln) und die Netto-C-Aufnahme in Ökosystemen verringern (Meeran et al. 2021). Frühere Studien berichteten auch über starke Auswirkungen einer Verringerung der Niederschläge auf die Multifunktionalität von Grünflächen (Burri et al. 2018), was den entscheidenden Einfluss veränderter Niederschlagsmuster, insbesondere auf die oberirdische Produktivität von Ökosystemen, unterstreicht (Song et al. 2019). In städtischen Gebieten könnten die Auswirkungen verringerter Niederschläge verstärkt werden, da Bodenversiegelung und Baumaterialien den Wasserverlust und -stress fördern (Li und Bou-Zeid 2013).

Im Hinblick auf die durchschnittliche Multifunktionalität fanden wir, dass die funktionale Zusammensetzung von städtischen Grünflächen von entscheidender Bedeutung ist, um die Reaktionen auf eine sich verändernde Umwelt zu modulieren. Artenreiche Grünflächen mit einer hohen Homogenität von Gräsern und Kräutern eignen sich für ein höheres Maß an Multifunktionalität und sind aufgrund von Komplementaritätseffekten effektiver für den Schutz der biologischen Vielfalt und der Ökosystemdienstleistungen im Klimawandel (Mouillot et al. 2011). Dennoch waren einige Funktionen stark mit der Dominanz von Gräsern oder Kräutern korreliert, was auf ihre herausragende Rolle bei bestimmten Ökosystemprozessen hinweist. Von Gräsern dominierte Flächen sind effizient bei

der Verteilung von Biomasse auf ihre Wurzeln (Thompson und Kao-Kniffin 2019), erhöhen die Vegetationsbedeckung und bedeckten somit schnell kahlen Boden (Thompson und Kao-Kniffin 2016) und unterstützen die Oberflächenkühlung (Armson et al. 2012). Im Gegensatz dazu erhöht die von krautigen Arten dominierte Vegetation die oberirdische Biomasse, die Vegetationshöhe und die Blütenfülle, was sich erheblich auf die Kohlenstofffixierung sowie den Lebensraum und die Ressourcen für Tiere, insbesondere Arthropoden, auswirkt (Norton et al. 2019). Dies spiegelt Kompromisse wider, die bei der Planung der Funktionen, die von städtischen Grünflächen erwartet werden, abgewogen werden müssen. Artenreiche Grünflächen in städtischen Gebieten können bevorzugt angelegt werden, um den Lebensraum und die Ästhetik zu maximieren, während von Gras dominierte Flächen vorteilhaft sein können, um die Abflusskontrolle, die Bodenstabilisierung und die Verfügbarkeit von Erholungsgebieten zu optimieren.

6.4 Insekten und Bestäubung an urbanen Straßenrändern

6.4.1 Abundanz und Artenvielfalt

Städtische Straßenränder in der Form, wie sie in den letzten Jahrzehnten angelegt und gepflegt wurden, sind durch die Auswahl ihrer Begrünung und ein hochfrequentes Mahdregime bisher strukturalten-, arten- und blütenarm und bieten in Kombination mit weiteren negativen Eigenschaften von Straßen kaum Nutzen für Insekten. Dieser Ist-Zustand spiegelt sich deutlich in den Ergebnissen der Erfassungen wider. Kontrollflächen mit der herkömmlichen Begrünung unterschieden sich mit dauerhaft niedrigeren Individuen- und Artenzahlen signifikant von den experimentellen Blühflächen. Die Anzahl der Hautflügler und Zweiflügler, die mithilfe von Farbschalen erfasst wurden, konnte mit dem gesteigerten Blütenangebot entlang der Straßenränder erfolgreich erhöht werden. Die Effekte der Aufwertungsmaßnahmen waren bei den Insekten bereits im Jahr der Einsaat der Blühflächen nachweisbar. Die Zweiflüglerabundanz und die Anzahl der nistenden Bienenarten zeigte einen negativen Zusammenhang mit der Nähe zum Stadtzentrum. Bei der Analyse des Teildatensatzes aus dem Bestäubungsversuch wurde zudem deutlich, dass sich zudem Bienen an hochversiegelten Orten konzentrierten, in landschaftlich heterogeneren Umgebungen mit höherer Randdichte in der Fläche jedoch verteilten und ihre Anzahl in den Fallen dadurch sank. Gruppen- und artspezifische Unterschiede in den Reaktionen auf eine sich dynamisch ändernde urbane Landschaft sind im Allgemeinen zu erwarten. Ein städtischer Filter wirkt auf urbane Bestäuberpopulationen, durch den einzelne Insektengruppen profitieren oder verlieren, je nach ihren Lebensweisen und Grad ihrer Spezialisierung auf Niststrukturen und Futterpflanzen. Grundsätzlich gemeinsam haben die Ergebnisse, dass bei intensiver Urbanisierung die Erreichbarkeit, Habitatqualität und das Angebot an Nahrungsressourcen sank und dadurch auch die Anzahl und Vielfalt der Tiere (Buchholz et al. 2020; Wenzel et al. 2020). Der angesprochene Konzentrationseffekt in stark urbanisierten Bereichen macht

deutlich, dass bereits artenreiche Kleinstflächen von Bienen hochfrequent genutzt werden. Das ökologische Potential einer gezielten Aufwertung von Straßenrändern wird hierbei sehr deutlich. Es veranschaulicht jedoch auch die prekäre Lage, in die urbane Bestäuberpopulationen bei Nachverdichtungsmaßnahmen geraten können, wenn bei der Grünflächenplanung Biodiversitätsaspekte oder naturschutzfachliche Gesichtspunkte nicht ausreichend beachtet wurden.

6.4.2 Reproduktionsaktivität solitärer Wildbienen und Wespen

Der Reproduktionserfolg und die Artenzahl der in den Nisthilfen brütenden Wildbienen und Wespen konnte an den Blühflächen signifikant gesteigert werden. Die Effekte waren bei den Wespen deutlicher als bei den Bienen. Die Aufwertungsmaßnahmen zeigten jedoch oftmals bereits im Jahr der Einsaat erste Erfolge und urbane Hautflüglerpopulationen können grundsätzlich mithilfe artenreiche Straßenränder stabilisiert und vielfältiger werden. Bienen und Wespen zeigten unterschiedliche Reaktionen bei Artenzahlen und Brutaktivität auf den Grad der Urbanisierung und der Landschaftsheterogenität. Zudem gab es bei den Artenzahlen der Bienen einen negativen Zusammenhang mit der Nähe zum Stadtzentrum. Da abhängig vom Urbanisierungsgrad unterschiedliche Gruppen von Hautflüglern und ihre Antagonisten von den Aufwertungsmaßnahmen profitierten, können Aufwertungsmaßnahmen unabhängig von ihrer Umgebung als sinnvoll erachtet werden. Jedoch sind Straßenränder durch ihre exponierte Lage vielfacher Störung ausgesetzt und daher keine besonders hochwertigen Lebensräume. In den Nestern wurden fast ausschließlich Arten mit ausgeprägten generalistischen Lebensweisen gefunden. Das heißt zum Beispiel, dass sie nicht auf das Vorhandensein bestimmter Pflanzenarten als Pollenquellen oder auf andere besondere Habitatstrukturen angewiesen sind. Anhand dieser Beobachtungen wird deutlich, dass artenreiche Straßenränder zwar Funktionen bei der Stabilisierung und Vernetzung von städtischen Lebensräumen einnehmen können, sie sind aber nicht als Ersatz anderer Habitate zu betrachten. Spezialisierte Arten sind durch Landnutzungsintensivierung wie Urbanisierung meist stärker betroffen und auf qualitativ hochwertigere Lebensräume angewiesen, die störungsreiche Stadtstraßen nicht bieten können. Stadtbrachen, nicht mehr genutzte Gleisflächen und Bahndämme, offengelassene Sand- und Kiesflächen sind besonders für Hautflügler bedeutsame Stadthabitate, deren Bestand berücksichtigt werden muss, wenn Städte in Zukunft bei der Abmilderung des Insektenrückgangs beitragen sollen.

6.4.3 Bestäubungswahrscheinlichkeit

Die Ergebnisse des Phytometerexperiments zeigten, dass eine zunehmende Bestäuberanzahl zu einer höheren Wahrscheinlichkeit der Fruchtproduktion der Phytometerpflanzen führte. Dieser Effekt interagierte jedoch mit der Heterogenität der umgebenden Landschaft (gemessen als Randdichte). In besonders heterogenen Bereichen war die Fruchtbildung geringer, da auch weniger Tiere in den Fallen beobachtet werden konnten. In strukturarmen urbanen Bereichen sind Nahrungsressourcen limitiert,

so dass Einzelblüten in höherer Frequenz angefliegen werden als in Umgebungen mit hoher Strukturvielfalt ausreichendem Nahrungsangebot. Blüten bildeten daher mit höherer Wahrscheinlichkeit Früchte aus, wenn sie sich in stark urbanen Standorten befanden. Der Bestäubungserfolg wurde indirekt über die urbane Landschaftsqualität gesteuert, lokale Einflussfaktoren, wie das Vorhandensein einer Blühflächen, spielten keine Rolle. Die in einigen Veröffentlichungen berichteten positiven Wirkungen urbaner Gebiete auf Bestäuber und Fruchtproduktion sind eng mit der Vielfalt des Landschaftsinventars und koexistierenden zusammenhängenden Landnutzungsformen verknüpft (Wenzel et al. 2020).

6.4.4 Bestäubungsqualität

Obwohl an den Blühflächen die Bestäuberanzahl erheblich erhöht war, führte dies nicht zu einer verbesserten Bestäubungsqualität, sichtbar etwa durch gestiegene Fruchtgewichte der Erdbeeren oder die Anzahl der produzierten Samen pro Blüte bei Hahnenfuß und Wiesenklees. Auf der Landschaftsebene dagegen beeinflussten die Entfernung zum Stadtzentrum, der Anteil an versiegelter Fläche und die Randdichte die Bestäubung direkt. Bei den Erdbeeren war ihre Lage innerhalb der Stadt ein signifikanter Einflussfaktor, wobei die schwersten Früchte in der Nähe des Stadtzentrums gefunden wurden, und deren Gewichte zum Stadtrand hin abnahmen. Dies deckt sich mit der Beobachtung der Bestäuberanzahl, die sich an den stark urbanisierten Bereichen auf weniger Blütenressourcen konzentrierten. Die Samenanzahl der Hahnenfußpflanzen reagierte negativ auf eine erhöhte Randdichte, während die Fruchtzahl des Wiesenklees im Gegensatz dazu zunahm.

Unsere Ergebnisse weisen darauf hin, dass bei der Bestäubung von Wild- und Kulturpflanzen die Beschaffenheit der Landschaft eine wesentliche Rolle einnimmt. Für die Erhaltung und Förderung der Biodiversität in Städten ist von entscheidender Bedeutung, gut vernetzte sowie struktur- und artenreiche städtische Habitatelemente in möglichst vielen Stadtlandschaften bereitzustellen. Die bloße Erhöhung lokaler Blütenressourcen reicht jedoch nicht aus, um die Bestäubung in städtischen Gebieten zu fördern. Für die Stadtplanung ist eine funktionale Bewertung der Landschaftsbestandteile und ihrer Anordnung von zentraler Bedeutung, um die Funktionalität grüner Infrastruktur zu verbessern.

6.5 Praxishinweise für die Anlage und Pflege von artenreichen Straßenrändern

Diese folgenden Hinweise für die praktische Anwendung und Anlage artenreicher Straßenränder wurden in einem Artikel in der Fachzeitschrift der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANLiegen Natur) veröffentlicht (Dietzel et al. 2022).

6.5.1 Standortkriterien urbaner Blühflächen

Ein möglichst nährstoffarmer Boden ist für die Etablierung der eingesäten Wildpflanzen erforderlich; bei Neuanlage sollte daher mit Sand, Kies oder Schotter abgemagertes Substrat verwendet werden. Dies verhindert die Einwanderung von invasiven Neophyten, weiterhin wird die Wüchsigkeit des Bestands (auch im Sinne der Verkehrssicherheit) reduziert und konkurrenzschwächere Arten können sich besser etablieren. Je breiter und länger das aufzuwertende Straßenbegleitgrün, desto höher ist der Ansaatserfolg. Schmalere Säume von weniger als 2 m können bereits durch eine verringerte Mahdfrequenz aufgewertet werden. Mittelstreifen sollten wegen der Fallenwirkung für Insekten nicht genutzt werden. Ältere Baumbestände mit dichten Baumkronen können eine starke Beschattung verursachen und Niederschlag an den Kronen auffangen. Durch Transpiration wird dem Boden Wasser entzogen, was zu trockenen Verhältnissen unterhalb der Bäume führt. Flächen unterhalb junger Baumbestände oder Freiflächen sind daher zu bevorzugen. Durch menschlichen Tritt, Hundekot und andere Stoffeinträge sind Straßenränder meist stark gestörte und eutrophierte Bereiche, die nur schwierig positiv zu beeinflussen sind. An stark frequentierten Orten reduzieren Absperrungen die Störungsintensität durch Passant:innen. Informationsmöglichkeiten können die Akzeptanz und das Umweltbewusstsein fördern. Vandalismus kann dennoch nicht ausgeschlossen werden.

6.5.2 Flächenvorbereitung und Pflege

Wildpflanzen lassen sich innerhalb der schmalen Streifen per Handsaat oder mit einer kleinen Handsämaschine aufbringen (Saatchichte von 4 g/m²). Maisschrot zur besseren Verteilung der Samen wird empfohlen (30 g/m²). Der Oberboden muss dazu gelockert werden, vor allem, wenn die bestehende Bodenunterlage verwendet wird. Eine Grasnarbe muss entfernt oder gefräst, die Verletzung von Baumwurzeln muss dabei vermieden werden. Ein abschließendes Anwalzen sorgt dafür, dass das Saatgut nicht verweht oder durch Niederschlag abgeschwemmt wird. Je nach Wüchsigkeit des Standortes ist eine ein- oder zweimalige Mahd erforderlich. Um den Nährstoffeintrag am Standort zu verringern, sollte das Mähgut abtransportiert werden. Der Mahdzeitpunkt richtet sich nach dem Zustand des Bestandes. Dabei ist eine spätere Mahd (Juni/Juli und Spätherbst) förderlich für Insekten und für das Aussamen der Wildpflanzen. Bei schweren Böden muss verstärkt auf mögliche Invasion geachtet (Kanadische Goldrute, Schmalblättriges Greiskraut) und wenn nötig pflegerisch eingegriffen werden (Mahd, Ausstechen).

6.5.3 Pflanzenauswahl

Die Auswahl von Pflanzenarten richtet sich nach den Zielen der Begrünungsmaßnahme, welche sich unter Umständen kombinieren lassen, z.B. Klimaanpassung und Biodiversität. Häufig auftretender Trockenstress beschränkt die Auswahl passender Arten. Wenn eine Schnellbegrünung im ersten Jahr vorgesehen ist, können einjährige Arten wie Klatschmohn, Kornblume und Acker-Rittersporn integriert

werden. Ein Gräseranteil von 25–50 % in der Mischung kann die Etablierung der Zielarten und Wasserinfiltration verbessern, und mit Leguminosen sollte sparsam umgegangen werden. Es sollte Wildpflanzenarten aus regionaler Herkunft verwendet werden, denn diese sind an die lokalen Bedingungen (Klima, Böden) angepasst, genauso wie Bestäuber an diese heimische Wildflora. Von Zierpflanzen und Arten landwirtschaftlicher Blühmischungen (Phacelia, Sonnenblume, Senf, Buchweizen etc.) wird abgeraten. Bei der Auswahl der Pflanzen lohnt es sich, auf ihre funktionalen Eigenschaften zu achten: Die Blühmischung sollte eine Vielfalt an Wuchsformen, Durchwurzelung, Blattfläche, Biomasseproduktion, sowie Blühdauer, Blühzeitpunkt und Blütenfarben repräsentieren.

6.6 Bürgeranbindung und Wissensvermittlung

Es ist zu beobachten, dass eine wachsende Anzahl an Menschen das Bedürfnis haben, auch praktisch einen Beitrag in den Bereichen Klima- und Umweltschutz zu leisten. Für viele ist in diesem Zusammenhang auch das Thema Biodiversität eine Herzensangelegenheit. Es besteht der Wunsch, Artenschutz selbst voran zu treiben und sich beispielsweise beim Pflanzen oder Bau von Beeten tatkräftig zu beteiligen. Vielfach fehlt im Kontext des urbanen Lebensstils jedoch das nötige Grundwissen. So kann es vorkommen, dass bei gemeinschaftlichen Pflegeaktivitäten Personengruppen schon mal mit einer Plastik-Spielzeugschaufel auftauchen, um eine Grasnarbe zu entfernen.

Längst nicht alle Bürger:innen erkennen in einem wilden, unaufgeräumten, scheinbar chaotischen Straßenrand den Biodiversitätsaspekt. Damit die Wahrnehmung für den ökologischen Wert von städtischen Grünflächen gestärkt wird, gilt es die wissenschaftlichen Erkenntnisse aus Forschungsprojekten wie die „Blühenden Bänder“ für alle Interessierten verständlich zu übersetzen und darzustellen. Aus den im Projekt gesammelten Erfahrungen kann man feststellen, dass es sehr wertvoll war, einem Forschungsprojekt ein Naturerlebnisprojekt zur Seite zu stellen. Mit umfangreichem Bildungsangebot und Mitmachaktionen, die sich großer Beliebtheit erfreuten.

Um diesen informativen Mehrwert zu schaffen, sind Umweltbildungs- und Kommunikationsmaßnahmen über alle Gesellschaftsgruppen und Altersstufen hinweg notwendig und sinnvoll. Dafür müssen jedoch ausreichende Ressourcen zur Verfügung gestellt werden. Kosten für eine über die Projektjahre hinweg aktuell gehaltene Webseite, regelmäßige Blog- und Newsartikel, Social-Media-Post sowie Pressearbeit müssen von Anfang an berücksichtigt werden. In diesem Fall mussten zusätzliche Gelder dafür akquiriert werden.

Im Jahr 2019 wurden viele Exkursionen und Workshops für 2020 geplant. Die Umsetzung angesichts der Corona-Pandemie erforderte neue, kreative Lösungsansätze. Es stellte sich schnell heraus, dass digitale Angebote wie beispielsweise Online-Seminare als neue Formate gut funktionierten. Diese Umplanungen erforderten einen großen Mehraufwand, der nicht budgetiert war. Es ist darüber hinaus

zu beobachten, dass das Format der Online-Seminare mit zunehmender Entschärfung der Pandemie auch an Beliebtheit verliert. Entsprechend künftiger Projekte, die auch oft im Freien stattfinden, sollten wieder vermehrt Präsenzveranstaltungen Teil des Konzepts werden. Die richtige Mischung ist hier entscheidend.

Im Einsatz für mehr Biodiversität in Städten sind neue Herangehensweise seitens der Behörden notwendig, um stadteigene Flächen wie Straßenränder zu öffnen, so dass Bürger:innen sie mitgestalten dürfen. Auf den Einsatz der Bürger:innen sind solche Projekte angewiesen. Im Laufe des Projektes hat die Landeshauptstadt München zunehmend Flexibilität in diesen Fragen gezeigt. Sodass es mittlerweile möglich ist, Pat:in ehemaliger Versuchsflächen des Projekts zu werden. Zwar handelt es sich derzeit nur um einen bestimmten Teil der gesamten Projektflächen, aber es ist ein sehr begrüßenswerter Ansatz einer Verstetigung.

Die Zusammenarbeit zwischen den Projektpartnern war immer sehr gut und auf Augenhöhe. Für Green City e.V. war es sehr bereichernd, das Projekt in enger und produktiver Abstimmung mit der TU München durchzuführen. Die Verknüpfung von Forschung und Praxis erachten wir als gelungen und freuen uns auf vergleichbare Projekte in der Zukunft.

7 Fazit

Zusammenfassend zeigt unser experimenteller Ansatz, dass vielfältige und strukturell komplexe Wildpflanzengemeinschaften die Funktionalität städtischer Straßenränder erhöhen. Unterschiedliche lokale und räumliche Einflussfaktoren spielen bei der Etablierung der Vegetation, der Funktionalität im Klimawandel und der Förderung verschiedener Insektengruppen eine große Rolle, ja Aufwertungsmaßnahmen können sogar an ihnen scheitern. Nicht zu stark eutrophierte Bodenverhältnisse und eine an Trockenstress angepasste Begrünung sind Grundvoraussetzungen für den Erfolg von Aufwertungsmaßnahmen im Straßenbereich. Unter Beachtung funktionaler Kriterien bei der Pflanzenauswahl können aus dem heimischen Wildpflanzenpool vielfältige, an die lokalen Bedingungen angepasste Blühmischungen für den urbanen Gebrauch konzipiert werden. Eine an den Insektenschutz ausgerichtete Begrünung urbaner Straßenrandvegetation, einhergehend mit extensivierten Pflege, besitzt zudem Potential in der Vernetzung städtischer Lebensräume.

Nichtsdestotrotz sind nicht etwa besonders insektenfreundliche Umweltbedingungen im urbanen Raum für das steile Gefälle bei der Insektenvielfalt zwischen Land und Stadt verantwortlich, sondern die großflächige Homogenisierung der Landschaft und Habitatdegradation im ländlichen Raum. Vor dem Hintergrund des enormen ökonomischen und sozialen Nutzungsdrucks, der auf allen städtischen Flächen lastet, müssen daher bei Stadt- und Raumplanung Biodiversitätsaspekte in Zukunft viel stärker berücksichtigt werden, um in der Stadt eine vergleichbare Entwicklung wie im ländlichen Raum

abwenden zu können. Artenreiche Straßenränder können zudem auf keinen Fall großräumigere Grünflächen in ihrer Funktionalität im Stadtgefüge ersetzen, bieten aber eine gute Möglichkeit der Komplementierung gerade in stark verdichteten Bereichen. Die langfristige Pflege dieser Flächen setzt jedoch nicht nur evidenzbasierte Kriterien für die Umsetzung voraus, sondern auch die Bereitschaft der lokalen Behörden und die Einbeziehung und Akzeptanz der Stadtbewohner:innen.

8. Literaturverzeichnis

- Amiet, F. (2008): Fauna Helvetica. Vespoidea 1. Mutillidae, Sapygidae, Scolidae, Tiphidae (Hymenoptera, Vespoidea). Fauna helvetica 23. Neuchâtel (Centre Suisse de Cartographie de la Faune).
- Amiet, F., Herrmann, M., Müller, A., Neumeyer, R. (2004): Fauna Helvetica. Apidae 4. *Anthidium*, *Chelostoma*, *Coelioxys*, *Dioxys*, *Heriades*, *Lithurgus*, *Megachile*, *Osmia*, *Stelis*. Fauna helvetica 9. Neuchâtel (Centre Suisse de Cartographie de la Faune).
- Amiet, F., Neumeyer, R., Müller, A. (1999): Fauna Helvetica. Apidae 2. *Colletes*, *Dufourea*, *Hylaeus*, *Nomia*, *Nomioides*, *Rhophitoides*, *Rophites*, *Sphecodes*, *Systropha*. Fauna helvetica 4. Neuchâtel (Centre Suisse de Cartographie de la Faune).
- Andersson, G., Rundlöf, M., Smith, H. (2012): Organic farming improves pollination success in strawberries. PLOS ONE 7 (2): e31599.
- Andersson, P., Koffman, A., Sjödin, N., Johansson, V. (2017): Roads may act as barriers to flying insects: species composition of bees and wasps differs on two sides of a large highway. Nature Conservation 18: 47-59.
- Armson, D., Stringer, P., Ennos, A. (2013): The effect of street trees and amenity grass on urban surface water runoff in Manchester, UK. Urban Forestry & Urban Greening 12 (3): 282-286.
- Armson, D., Stringer, P., Ennos, A. (2012): The effect of tree shade and grass on surface and globe temperatures in an urban area. Urban Forestry & Urban Greening 11 (3): 245-255.
- Aronson, M., Lepczyk, C., Evans, K., Goddard, M., Lerman, S., Macivor, J., Nilon, C., Vargo, T. (2017): Biodiversity in the city: key challenges for urban green space management. Frontiers in Ecology and the Environment 15 (4): 189-196.
- Baldock, K. (2020): Opportunities and threats for pollinator conservation in global towns and cities. Current Opinion in Insect Science 2020.
- Baldock, K., Goddard, M., Hicks, D., Kunin, W., Mitschunas, N., Osgathorpe, L., Potts, S., Robertson, K., Scott, A., Stone, G., Vaughan, I., Memmott, J. (2015): Where is the UK's pollinator biodiversity? The importance of urban areas for flower-visiting insects. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 282 (1803): 20142849.
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., Walker, S. (2015): Fitting Linear Mixed-Effects Models using lme4. Journal of Statistical Software 67 (1): 1-48.
- Bauer, S. (2021): Bambergs blühende Straßenränder - Artenvielfalt durch extensive Pflege. ANLiegen Natur 43 (2): 75-78.
- Baxter-Gilbert, J. H., Riley, J. L., Neufeld, C. J. H., Litzgus, J. D., Lesbarrères, D. (2015): Road mortality potentially responsible for billions of pollinating insect deaths annually. Journal of Insect Conservation 19 (5): 1029-1035.
- Bayerische Vermessungsverwaltung (2019): GeodatenOnline. Digitales Orthophoto DOP80 (WMS). URL: https://geodatenonline.bayern.de/geodatenonline/seiten/wms_dop80cm (gesehen am: 22.01.2020).

- Beard, J., Green, R. (1994): The role of turfgrasses in environmental protection and their benefits to humans. *Journal of Environmental Quality* 23: 452-460.
- Boeck, H. de, Vicca, S., Roy, J., Nijs, I., Milcu, A., Kreyling, J., Jentsch, A., Chabbi, A., Campioli, M., Callaghan, T., Beierkuhnlein, C., Beier, C. (2015): Global change experiments: Challenges and opportunities. *BioScience* 65 (9): 922-931.
- Botta-Dukát, Z. (2005): Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of Vegetation Science* 16 (5): 533-540.
- Bowler, D., Buyung-Ali, L., Knight, T., Pullin, A. (2010): Urban greening to cool towns and cities: A systematic review of the empirical evidence. *Landscape and Urban Planning* 97 (3): 147-155.
- Brock, R., Cini, A., Sumner, S. (2021): Ecosystem services provided by aculeate wasps. *Biological Reviews* 96 (4): 1645-1675.
- Brooks, M., Kristensen, K., van Benthem, K., Magnusson, A., Berg, C., Nielsen, A., Skaug, H., Mächler, M., Bolker, B. (2017): glmmTMB balances speed and flexibility among packages for zero-inflated generalized linear mixed modeling. *The R Journal* 9 (2): 378-400.
- Buchholz, S., Gathof, A., Grossmann, A., Kowarik, I., Fischer, L. (2020): Wild bees in urban grasslands: Urbanisation, functional diversity and species traits. *Landscape and Urban Planning* 196: 103731.
- Burri, S., Niklaus, P., Grassow, K., Buchmann, N., Kahmen, A. (2018): Effects of plant productivity and species richness on the drought response of soil respiration in temperate grasslands. *PloS one* 13 (12): e0209031.
- Cantarel, A., Bloor, J., Soussana, J.-F. (2013): Four years of simulated climate change reduces above-ground productivity and alters functional diversity in a grassland ecosystem. *Journal of Vegetation Science* 24 (1): 113-126.
- Dathe, H., Scheuchl, E., Ockermüller, E. (2016): Illustrierte Bestimmungstabelle für die Arten der Gattung *Hylaeus* F. (Maskenbienen) in Deutschland, Österreich und der Schweiz. Supplement 1. *Entomologica Austriaca - Zeitschrift der Österreichischen Entomologischen Gesellschaft* 2016.
- Del Tredici, P. (2010): Spontaneous urban vegetation: Reflections of change in a globalized world. *Nature and Culture* 5 (3): 299-315.
- Dietzel, S., Rojas-Botero, S., Fischer, C., Kollmann, J. (2022): Enhanced urban roadside vegetation increases pollinator abundance whereas landscape characteristics drive pollination. *Ecological Indicators* 147: 109980.
- Dietzel, S., Rojas-Botero, S., Fischer, C., Kollmann, J. (2022): Aufwertung urbaner Straßenränder als Anpassung an den Klimawandel und zur Förderung bestäubender Insekten. *ANLiegen Natur* 44 (1): 31-42.
- Dietzel, S., Sauter, F., Moosner, M., Fischer, C., Kollmann, J. (2019): Blühstreifen und Blühflächen in der landwirtschaftlichen Praxis – eine naturschutzfachliche Evaluation. *ANLiegen Natur* 41 (1): 73-86.
- Dimoudi, A., Nikolopoulou, M. (2003): Vegetation in the urban environment: microclimatic analysis and benefits. *Energy and Buildings* 35 (1): 69-76.
- Drachenfels, O. (2004): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der nach § 28a und § 28b NNatG geschützten Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anhang I der FFH-Richtlinie. *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen A/4/2004*: 1-240.
- DWD Climate Data Center (2020): Vieljährige Stationsmittelwerte für die Klimareferenzperiode 1981-2010, Station 3379 München Version V0.x/2020.

- DWD Climate Data Center (2018): Historische stündliche Stationsmessungen der Lufttemperatur und Luftfeuchte für Deutschland, Version v006/2018.
- Fischer, C., Hanslin, H., Hovstad, K., D'Amico, M., Kollmann, J., Kroeger, S., Bastianelli, G., Habel, J., Rygne, H., Lennartsson, T. (2022): The contribution of roadsides to connect grassland habitat patches for butterflies in landscapes of contrasting permeability. *Journal of Environmental Management* 311: 114846.
- Fischer-Hüttle, P. (2018): Rechtliche Anforderungen an die Auswahl des Saatguts auf Blühflächen und Blühstreifen. *ANLiegen Natur* 40 (2): 113-116.
- Fischer, L., Lippe, M. von der, Rillig, M., Kowarik, I. (2013): Creating novel urban grasslands by reintroducing native species in wasteland vegetation. *Biological Conservation* 159: 119-126.
- Fornoff, F., Klein, A.-M., Hartig, F., Benadi, G., Venjakob, C., Schaefer, H., Ebeling, A. (2017): Functional flower traits and their diversity drive pollinator visitation. *Oikos* 126 (7): 1020-1030.
- Fortel, L., Henry, M., Guilbaud, L., Guirao, A., Kuhlmann, M., Mouret, H., Rollin, O., Vaissière, B. (2014): Decreasing abundance, increasing diversity and changing structure of the wild bee community (Hymenoptera: Anthophila) along an urbanization gradient. *PLOS ONE* 9 (8): e104679.
- Francoeur, X., Dagenais, D., Paquette, A., Dupras, J., Messier, C. (2021): Complexifying the urban lawn improves heat mitigation and arthropod biodiversity. *Urban Forestry & Urban Greening* 60: 127007.
- Gathmann, A., Tschardtke, T. (2002): Foraging ranges of solitary bees. *Journal of Animal Ecology* 71 (5): 757-764.
- Gathmann, A., Tschardtke, T. (1999): Landschafts-Bewertung mit Bienen und Wespen in Nisthilfen: Artenspektrum, Interaktionen und Bestimmungsschlüssel. *Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg* 73: 277-305.
- Georgi, B., Swart, R., Marinova, N., van Hove, B., Jacobs, C., Klostermann, J., Kazmierczak, A., Peltonen, L., Kopperoinen, L., Oinonen, K., Havrek, M., Cruz, M., Gregor, M., Fons-Estève, J., Keskitalo, C., Juhola, S., Krellenberg, K., van Bree, L. (2012): Urban adaptation to climate change in Europe: Challenges and opportunities for cities together with supportive national and European policies. EEA report 2012,2. Copenhagen (European Environment Agency (EEA)).
- Grime, J. (2002): Plant strategies, vegetation processes and properties. 2. Aufl. Wiley.
- Hall, D., Camilo, G., Tonietto, R., Ollerton, J., Ahrné, K., Arduser, M., Ascher, J., Baldock, K., Fowler, R., Frankie, G., Goulson, D., Gunnarsson, B., Hanley, M., Jackson, J., Langellotto, G., Lowenstein, D., Minor, E., Philpott, S., Potts, S., Sirohi, M., Spevak, E., Stone, G., Threlfall, C. (2017): The city as a refuge for insect pollinators. *Conservation Biology* 31 (1): 24-29.
- Hallmann, C., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörren, T., Goulson, D., Kroon, H. (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLOS ONE* 12 (10): e0185809.
- Hartig, F. (2022): DHARMA. Residual Diagnostics for Hierarchical (multi-level/mixed) Regression Models (version 0.4.4). URL: <https://cran.r-project.org/web/packages/DHARMA/vignettes/DHARMA.html>.
- Harvey, J., Tougeron, K., Gols, R., Heinen, R., Abarca, M., Abram, P., Basset, Y., Berg, M., Boggs, C., Brodeur, J., Cardoso, P., Boer, J. de, Snoo, G. de, Deacon, C., Dell, J., Desneux, N., Dillon, M., Duffy, G., Dyer, L., Eilers, J., Espíndola, A., Fordyce, J., Forister, M., Fukushima, C., Gage, M., García-Robledo, C., Gely, C., Gobbi, M., Hallmann, C., Hance, T., Harte, J., Hochkirch, A., Hof, C., Hoffmann, A., Kingsolver, J., Lamarre, G., Laurance, W., Lavandero, B., Leather, S., Lehmann, P., Le Lann, C., López-Urbe, M., Ma, C.-S., Ma, G., Moiroux, J., Monticelli, L., Nice, C., Ode, P., Pincebourde, S., Ripple, W., Rowe, M., Samways, M., Sentis, A., Shah, A., Stork, N., Terblanche, J.,

- Thakur, M., Thomas, M., Tylianakis, J., van Baaren, J., van de Pol, M., van der Putten, W., van Dyck, H., Verberk, W., Wagner, D., Weisser, W., Wetzels, W., Woods, H., Wyckhuys, K., Chown, S. (2022): Scientists' warning on climate change and insects. *Ecological Monographs* 2022: e1553.
- Hoyle, H., Jorgensen, A., Warren, P., Dunnett, N., Evans, K. (2017): "Not in their front yard" The opportunities and challenges of introducing perennial urban meadows: A local authority stakeholder perspective. *Urban Forestry & Urban Greening* 25: 139-149.
- IPBES (2018): The IPBES assessment report on land degradation and restoration. Bonn.
- IPBES (2016): The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production. Bonn.
- IPCC (Hrsg.) (2022): Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, UK and New York, NY, USA (Cambridge University Press).
- IPCC (Hrsg.) (2021): Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Summary for Policymakers (Cambridge University Press): 40 S.
- IPCC (Hrsg.) (2014): Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva, Switzerland (IPCC).
- Keilsohn, W., Narango, D. L., Tallamy, D. W. (2018): Roadside habitat impacts insect traffic mortality. *Journal of Insect Conservation* 22 (2): 183-188.
- Klatt, B., Holzschuh, A., Westphal, C., Clough, Y., Smit, I., Pawelzik, E., Tschardt, T. (2014): Bee pollination improves crop quality, shelf life and commercial value. *Proceedings. Biological sciences* 281 (1775): 20132440.
- Kunin, W. (1994): Insect pollination of crops. Second Edition. By John B. Free. (London: Academic Press, Harcourt Brace Jovanovich, Publishers, 1993). xii + 684 pp. Hard cover £85.00 ISBN 0-12-266651-8. *Bulletin of Entomological Research* 84 (2): 292-293.
- Kunz, P. (1994): Die Goldwespen (Chrysididae) Baden-Württembergs. Taxonomie, Bestimmung, Verbreitung, Kartierung und Ökologie; mit einem Bestimmungsschlüssel für die deutschen Arten. Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg Beiheft 77. Karlsruhe (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg).
- Ladd, B. (2016): Nitrogen pollution and the meltdown of urban ecosystems. *Land* 5 (3): 23.
- Lefcheck, J. (2016): piecewiseSEM: Piecewise structural equation modelling in R for ecology, evolution, and systematics. *Methods in Ecology and Evolution* 7 (5): 573-579.
- Li, D., Bou-Zeid, E. (2013): Synergistic interactions between urban heat islands and heat waves: The impact in cities is larger than the sum of its parts. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 52 (9): 2051-2064.
- Lindén, J., Fonti, P., Esper, J. (2016): Temporal variations in microclimate cooling induced by urban trees in Mainz, Germany. *Urban Forestry & Urban Greening* 20: 198-209.
- Lovell, S., Taylor, J. (2013): Supplying urban ecosystem services through multifunctional green infrastructure in the United States. *Landscape Ecology* 28 (8): 1447-1463.
- Marquard, E., Weigelt, A., Temperton, V., Roscher, C., Schumacher, J., Buchmann, N., Fischer, M., Weisser, W., Schmid, B. (2009): Plant species richness and functional composition drive overyielding in a six-year grassland experiment. *Ecology* 90 (12): 3290-3302.

- Mathey, J., Rößler, S., Lehmann, I., Bräuer, A. (2011): Urban green spaces: Potentials and constraints for urban adaptation to climate change. In: Otto-Zimmermann, K. (Hrsg.): Resilient Cities: Cities and Adaptation to Climate Change (Springer): 479-485.
- Matthews, H. (2007): Implications of CO₂ fertilization for future climate change in a coupled climate-carbon model. *Global Change Biology* 13 (5): 1068-1078.
- Meeran, K., Ingrisch, J., Reinthaler, D., Canarini, A., Müller, L., Pötsch, E., Richter, A., Wanek, W., Bahn, M. (2021): Warming and elevated CO₂ intensify drought and recovery responses of grassland carbon allocation to soil respiration. *Global change biology* 27 (14): 3230-3243.
- Memon, R. A., Leung, D. Y. C., Chunho, L. (2008): A review on the generation, determination and mitigation of urban heat island. *Journal of Environmental Sciences* 20: 120-128.
- Mexia, T., Vieira, J., Príncipe, A., Anjos, A., Silva, P., Lopes, N., Freitas, C., Santos-Reis, M., Correia, O., Branquinho, C., Pinho, P. (2018): Ecosystem services: Urban parks under a magnifying glass. *Environmental research* 160: 469-478.
- Mouillot, D., Villéger, S., Scherer-Lorenzen, M., Mason, N. (2011): Functional structure of biological communities predicts ecosystem multifunctionality. *PloS one* 6 (3): e17476.
- Muñoz, P. T., Torres, F. P., Megías, A. G. (2015): Effects of roads on insects: a review. *Biodiversity and Conservation* 24 (3): 659-682.
- Nagase, A., Dunnett, N. (2012): Amount of water runoff from different vegetation types on extensive green roofs: Effects of plant species, diversity and plant structure. *Landscape and Urban Planning* 104 (3-4): 356-363.
- Neumeyer, R. (2019): Fauna Helvetica. Vespidae. Fauna helvetica 31. Neuchâtel (Centre Suisse de Cartographie de la Faune).
- Norton, B., Bending, G., Clark, R., Corstanje, R., Dunnett, N., Evans, K., Grafius, D., Gravestock, E., Grice, S., Harris, J., Hilton, S., Hoyle, H., Lim, E., Mercer, T., Pawlett, M., Pescott, O., Richards, J., Southon, G., Warren, P. (2019): Urban meadows as an alternative to short mown grassland: effects of composition and height on biodiversity. *Ecological Applications* 29 (6): e01946.
- Norton, B., Coutts, A., Livesley, S., Harris, R., Hunter, A., Williams, N. (2015): Planning for cooler cities: A framework to prioritise green infrastructure to mitigate high temperatures in urban landscapes. *Landscape and Urban Planning* 134: 127-138.
- Oksanen, J., F. Guillaume Blanchet, Michael Friendly, Roeland Kindt (2019): r-CRAN . Package vegan. Community Ecology Package. URL: <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html> (gesehen am: 27.01.2020).
- Ollerton, J. (2017): Pollinator diversity: Distribution, ecological function, and conservation. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 48 (1): 353-376.
- Open Street Map Contributors (2020): Geofabrik Download Server. Upper Bavaria. URL: <http://download.geofabrik.de/europe/germany/bayern/oberbayern.html> (gesehen am: 22.01.2020).
- Phillips, B., Bullock, J., Osborne, J., Gaston, K. (2020a): Ecosystem service provision by road verges. *Journal of Applied Ecology* 57 (3): 488-501.
- Phillips, B., Wallace, C., Roberts, B., Whitehouse, A., Gaston, K., Bullock, J., Dicks, L., Osborne, J. (2020b): Enhancing road verges to aid pollinator conservation: A review. *Biological Conservation* 2020: 108687.
- Pinheiro, J., Bates, D. (2022): Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package nlme version 3.1-157. URL: <https://cran.r-project.org/web/packages/nlme/index.html>.

- Potts, S., Biesmeijer, J., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., Kunin, W. (2010): Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology & Evolution* 25 (6): 345-353.
- R Core Team (2021): R. A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria (R Foundation for Statistical Computing).
- RStudio Team (2021): RStudio. Integrated Development for R. Boston, MA (RStudio, PBC).
- Ruas, R., Costa, L., Bered, F. (2022): Urbanization driving changes in plant species and communities – A global view. *Global Ecology and Conservation* 38: e02243.
- Rudolph, M., Velbert, F., Schwenzfeier, S., Kleinebecker, T., Klaus, V. (2017): Patterns and potentials of plant species richness in high- and low-maintenance urban grasslands. *Applied Vegetation Science* 20 (1): 18-27.
- Sánchez-Bayo, F., Wyckhuys, K. (2019): Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation* 232: 8-27.
- Sanusi, R., Johnstone, D., May, P., Livesley, S. (2017): Microclimate benefits that different street tree species provide to sidewalk pedestrians relate to differences in Plant Area Index. *Landscape and Urban Planning* 157: 502-511.
- Scheuchl, E. (2006): Illustrierte Bestimmungstabellen der Wildbienen Deutschlands und Österreichs. Band II: Megachilidae, Mellitidae. 2. Aufl. Stenstrup (Apollo Books).
- Schmid-Egger, C. (2010): Rote Liste der Wespen Deutschlands. Hymenoptera Aculeata: Grabwespen (Ampulicidae, Crabronidae, Sphecidae), Wegwespen (Pompilidae), Goldwespen (Chrysididae), Faltenwespen (Vespidae), Spinnennameisen (Mutillidae), Dolchwespen (Scoliidae), Rollwespen (Tiphidae) und Keulhornwespen (Sapygidae). *Ampulex* 1/2010: 5-39.
- Sehrt, M., Bossdorf, O., Freitag, M., Bucharova, A. (2020): Less is more! Rapid increase in plant species richness after reduced mowing in urban grasslands. *Basic and Applied Ecology* 42: 47-53.
- Seibold, S., Gossner, M., Simons, N., Blüthgen, N., Müller, J., Ambarli, D., Ammer, C., Bauhus, J., Fischer, M., Habel, J., Linsenmair, K., Nauss, T., Penone, C., Prati, D., Schall, P., Schulze, E.-D., Vogt, J., Wöllauer, S., Weisser, W. (2019): Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature* 574 (7780): 671-674.
- Shashua-Bar, L., Hoffman, M. (2000): Vegetation as a climatic component in the design of an urban street: An empirical model for predicting the cooling effect of urban green areas with trees. *Energy and Buildings* 31 (3): 221-235.
- Song, J., Wan, S., Piao, S., Knapp, A., Classen, A., Vicca, S., Ciais, P., Hovenden, M., Leuzinger, S., Beier, C., Kardol, P., Xia, J., Liu, Q., Ru, J., Zhou, Z., Luo, Y., Guo, D., Adam Langley, J., Zscheischler, J., Dukes, J., Tang, J., Chen, J., Hofmockel, K., Kueppers, L., Rustad, L., Liu, L., Smith, M., Templer, P., Quinn Thomas, R., Norby, R., Phillips, R., Niu, S., Fatichi, S., Wang, Y., Shao, P., Han, H., Wang, D., Lei, L., Wang, J., Li, X., Zhang, Q., Li, X., Su, F., Liu, B., Yang, F., Ma, G., Li, G., Liu, Y., Liu, Y., Yang, Z., Zhang, K., Miao, Y., Hu, M., Yan, C., Zhang, A., Zhong, M., Hui, Y., Li, Y., Zheng, M. (2019): A meta-analysis of 1,119 manipulative experiments on terrestrial carbon-cycling responses to global change. *Nature Ecology & Evolution* 3 (9): 1309-1320.
- Staab, M., Pufal, G., Tschardtke, T., Klein, A.-M. (2018): Trap nests for bees and wasps to analyse trophic interactions in changing environments. A systematic overview and user guide. *Methods in Ecology and Evolution* 9 (11): 2226-2239.
- Stuble, K., Fick, S., Young, T. (2017): Every restoration is unique: testing year effects and site effects as drivers of initial restoration trajectories. *Journal of Applied Ecology* 54 (4): 1051-1057.
- Theodorou, P., Radzevičiūtė, R., Lentendu, G., Kahnt, B., Husemann, M., Bleidorn, C., Settele, J., Schweiger, O., Grosse, I., Wubet, T., Murray, T., Paxton, R. (2020): Urban areas as hotspots for bees and pollination but not a panacea for all insects. *Nature Communications* 11 (1): 1-13.

- Theodorou, P., Radzevičiūtė, R., Settele, J., Schweiger, O., Murray, T., Paxton, R. (2016): Pollination services enhanced with urbanization despite increasing pollinator parasitism. *Proceedings. Biological sciences* 283 (1833).
- Thompson, G., Kao-Kniffin, J. (2019): Urban grassland management implications for soil C and N dynamics: A microbial perspective. *Frontiers in Ecology and Evolution* 7.
- Thompson, G., Kao-Kniffin, J. (2016): Diversity enhances NPP, N retention, and soil microbial diversity in experimental urban grassland assemblages. *PloS one* 11 (5): e0155986.
- Thompson, K., Bakker, J., Bekker, R. (1996): The soil seed banks of North West Europe. *Methodology, density and longevity* / Ken Thompson, Jan Bakker and Renée Bekker. Cambridge (Cambridge University Press).
- Threlfall, C., Mata, L., Mackie, J., Hahs, A., Stork, N., Williams, N., Livesley, S. (2017): Increasing biodiversity in urban green spaces through simple vegetation interventions. *Journal of Applied Ecology* 54 (6): 1874-1883.
- Tilman, D., Isbell, F., Cowles, J. (2014): Biodiversity and ecosystem functioning. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 45 (1): 471-493.
- Uhler, J., Redlich, S., Zhang, J., Hothorn, T., Tobisch, C., Ewald, J., Thorn, S., Seibold, S., Mitesser, O., Morinière, J., Bozicevic, V., Benjamin, C., Englmeier, J., Fricke, U., Ganuza, C., Haensel, M., Riebl, R., Rojas-Botero, S., Rummeler, T., Uphus, L., Schmidt, S., Steffan-Dewenter, I., Müller, J. (2021): Relationship of insect biomass and richness with land use along a climate gradient. *Nature Communications* 12: 5946.
- Umweltbundesamt (2019): CORINE Land Cover Deutschland 25 ha - 2012 (Datensatz). GISU - Metadatenkatalog des Umweltbundesamtes. URL: <https://gis.uba.de/catalog/OpenSearch.do?type=/Query/OpenSearch.do&search=CORINE> (gesehen am: 22.01.2020).
- van Achterberg, C., Talebi, A. (2014): Review of *Gasteruption* Latreille (Hymenoptera, Gasteruptionidae) from Iran and Turkey, with the description of 15 new species. *ZooKeys* 458: 1-187.
- Vanbergen, A. (2013): Threats to an ecosystem service: pressures on pollinators. *Frontiers in Ecology and the Environment* 11 (5): 251-259.
- Vanneste, T., Govaert, S., Kesel, W. de, van den Berge, S., Vangansbeke, P., Meeussen, C., Brunet, J., Cousins, S., Decocq, G., Diekmann, M., Graae, B., Hedwall, P.-O., Heinken, T., Helsen, K., Kapás, R., Lenoir, J., Liira, J., Lindmo, S., Litza, K., Naaf, T., Orczewska, A., Plue, J., Wulf, M., Verheyen, K., Frenne, P. de (2020): Plant diversity in hedgerows and road verges across Europe. *Journal of Applied Ecology* 57 (7): 1244-1257.
- Vega, K., Küffer, C. (2021): Promoting wildflower biodiversity in dense and green cities: The important role of small vegetation patches. *Urban Forestry & Urban Greening* 62: 127165.
- Vergnes, A., Pellissier, V., Lemperiere, G., Rollard, C., Clergeau, P. (2014): Urban densification causes the decline of ground-dwelling arthropods. *Biodiversity and Conservation* 23 (8): 1859-1877.
- Voith, J., Doczkal, D., Dubitzky, A., Hopfenmüller, S., Mandery, K., Scheuchl, E., Schubertm J., Weber, K. (2021): Rote Liste und Gesamtartenliste Bayern - Bienen - Hymenoptera, Anthophila. In: LfU Bayern (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Bayerns ab 2016. Augsburg.
- Wenzel, A., Grass, I., Belavadi, V., Tschardt, T. (2020): How urbanization is driving pollinator diversity and pollination – A systematic review. *Biological Conservation* 241: 108321.
- Westphal, C., Bommarco, R., Carré, G., Lamborn, E., Morison, N., Petanidou, T., Potts, S., Roberts, S., Szentgyörgyi, H., Tscheulin, T., Vaissière, B., Woyciechowski, M., Biesmeijer, J., Kunin, W., Settele, J., Steffan-Dewenter, I. (2008): Measuring bee diversity in different European habitats and biogeographical regions. *Ecological Monographs* 78 (4): 653-671.

- Westrich, P., Frommer, U., Mandery, K., Riemann, H., Ruhnke, H., Saure, C. & Voith, J. (2011): Rote Liste und Gesamtartenliste der Bienen (Hymenoptera: Apidae) Deutschlands. In: Marget Binot-Hafke, Sandra Balzer, Nadine Becker, Horst Gruttke, Heiko Haupt, Natalie Hofbauer, Gerhard Ludwig, Günter Matzke-Hajek und Melanie Strauch (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Bonn-Bad Godesberg (Bundesamt für Naturschutz): 373-416.
- Wickham, H. (2016): ggplot2. Elegant graphics for data analysis. Use R! Cham (Springer International Publishing): 260 S.
- Wolf, H. (1972): Insecta Helvetica. Hymenoptera. Pompilidae (Schweizerische Entomologische Gesellschaft).
- Woodcock, T., Pekkola, L., Dawson, C., Gadallah, F., Kevan, P. (2014): Development of a Pollination Service Measurement (PSM) method using potted plant phytometry. Environmental Monitoring and Assessment 186 (8): 5041-5057.
- Zölch, T., Henze, L., Keilholz, P., Pauleit, S. (2017): Regulating urban surface runoff through nature-based solutions - An assessment at the micro-scale. Environmental research 157: 135-144.