

Räumliche Konfiguration und zeitliche Kontinuität des Blütenangebots in der Agrarlandschaft am Beispiel Triesdorf

– Larsia Irlbeck & Michael Rudner, Weidenbach –

Abstract

This study investigates the spatial and temporal dynamics of floral resources in the agricultural landscape of Triesdorf, Bavaria (southern Germany), during the 2024 vegetation period. While previous research has focused on landscape-wide or land-use-type-specific floral availability, this study provides a fine-scale analysis of the continuity and connectivity of floral resources at the plot level. Data collection happened fortnightly to tri-weekly on a plot-specific basis across the 1 km² study area. The present study focuses on flowers of the genus *Ranunculus* as well as those plant species that are particularly favoured by wild bees (*high visitor richness* species). Using *Chelostoma florisomne* as a model organism, the potential number of brood cells was estimated based on the availability of *Ranunculus* flowers as well as hypothetical nesting sites. Two indices (PX_{bm} and Flux-Index) were used to assess resource availability and connectivity. Graphab software was used to model the habitat network. Temporal continuity was analysed using a hexagonal grid.

The study shows that the availability of flowers in the Triesdorf study area is strongly dependent on land use, plot-specific management and landscape configuration. Linear structures play an important role in connecting floral patches and providing resources, especially in times of low availability of floral resources.

Keywords: Agricultural landscape, landscape configuration, temporal continuity, floral resources

1. Einleitung

Der Rückgang der Insekten in der Landschaft ist sowohl hinsichtlich der Biomasse (HALLMANN et al. 2017) als auch bezüglich der Diversität erheblich (KORTMANN et al. 2025). Neben dem naturschutzfachlichen Wert der verlorenen Arten an sich (vgl. § 1 BNatSchG) steht der Aspekt der Inwertsetzung der Bestäuberleistung. 85 % der 264 in Europa kultivierten Pflanzenarten profitieren von Bestäubung durch Insekten (BOŽEK et al. 2023). In der EU macht die Bestäuberleistung an Kulturpflanzen mit 14,6 [± 3,3] Milliarden EUR ca. 12 % des Jahresgewinnes der Ernte aus (LEONHARDT et al. 2013). Ein großer Teil dieser Ökosystemleistung entfällt auf Hautflügler, vor allem Wildbienen sowie die kultivierte Honigbiene. Auch Zweiflügler, vor allem Schwebfliegen und Wollschweber, Schmetterlinge und Motten sowie Käfer sind für viele Pflanzenarten wichtige

Bestäuber (KEVAN & BAKER 1983). Der Effekt der Bestäubung durch Wildbienen auf die Fruchtbildung ist deutlich stärker als bei Honigbienen. Ihre Bestäuberleistung ist qualitativ hochwertiger und sie sind effektiver bei der Kreuzbestäubung (GARIBALDI et al. 2013).

Bei Wildbienen kann man die poly- und die oligolektische Ernährungsweise unterscheiden. Oligolektische Wildbienenarten sind spezialisiert auf einzelne Pflanzenarten(-gruppen). Die Hahnenfuß-Scherenbiene (*Chelostoma florissomne*, LINNÉ 1758) nutzt zum Beispiel nur Pollen der Gattung *Ranunculus*. Polylektische Wildbienenarten nutzen Pollen verschiedener Pflanzenarten, -gattungen und -familien (WESTRICH 2019). Wildbienen bevorzugen im Gegensatz zu Honigbienen Wildpflanzen häufig gegenüber Kulturpflanzen. Hummeln bilden hier die Ausnahme (WEIMANN et al. 2024). Dennoch konnten positive Verstärkungswirkungen der Nistaktivität polylektischer Wildbienenarten bei räumlicher Nähe von Grünland und Kulturfrüchten, die auf Insektenbestäubung angewiesen sind, nachgewiesen werden (HOLZSCHUH et al. 2013).

Negative Effekte durch artspezifische Unverträglichkeiten gegenüber Pollen einzelner Pflanzenarten lassen sich mit einer abwechslungsreichen Pollendiät verringern (ECKHARDT et al. 2014). Ein diverses Blütenangebot kommt allen Blütenbesuchern unabhängig von ihrer Nahrungsweise zugute. KUPPLER et al. (2023) konnten 34 Pflanzenarten identifizieren, die bei Wildbienen besonders beliebt sind (*high visitor richness*) sowie einer möglichst hohen Anzahl an seltenen und oligolektischen Wildbienenarten als Futterpflanze dienen.

Zum Verlust des Artenreichtums trägt die Landnutzung bzw. der Landnutzungswandel maßgeblich bei (KORTMANN et al. 2025). Der Biomasserückgang der Fluginsekten wird verstärkt durch Klimawandel und jahrspezifische Wetterereignisse (MÜLLER et al. 2023). Flächenversiegelung aber auch der Verlust der Landschaftsheterogenität mit ihrem kleinstrukturierten Mosaik sowie allgemein der Pestizideinsatz sind zusätzliche und kumulative Treiber (POTTS et al. 2010). Die Landwirtschaft, als eigentlicher ökonomischer Hauptprofiteur der Bestäubung, ist also mit am Insektenrückgang beteiligt. Das ehemals kleinteilige Mosaik der Agrarlandschaft bot Rückzugs-, Nist- und Nahrungsressourcen, die für den Lebenszyklus der Bestäuber notwendig sind, in für sie erreichbarer Nähe (WINFREE et al. 2009). Der Verlust dieses Lebensraumkomplexes wirkt sich signifikant negativ auf Abundanz und Vielfalt der Wildbienen aus (STEFFAN-DEWENTER 2003, WINFREE et al. 2009). Auf Ausbreitungsflügen oder bei sehr schlechtem Nahrungsangebot können Wildbienen Strecken von mehreren 100 m zurücklegen. Durch den hohen Energie- und Zeitverlust geht dies auf Kosten der Fitness und schmälert die Nachkommenzahl (ZURBUCHEN et al. 2010a, 2010b). Für stabile Populationen, gerade auch der kleineren Wildbienen, sollten Nahrungs- und Nistressourcen maximal 150 m voneinander entfernt liegen (HOFMANN et al. 2020).

Mehrjährige Blühstreifen, als temporäre Struktur, können vergleichsweise einfach in die Agrarlandschaft eingebunden werden (SCHÜTZ et al. 2022). Lineare Strukturelemente können neben der Lebensraumvernetzung als Nahrungs- und Nisthabitate dienen, sowie die blütenärmere Zeit zwischen den Massentrachten der Kulturpflanzen überbrücken (BOŽEK et al. 2023, IRLBECK & RUDNER 2024, RANDS & WHITNEY 2011, VASILIEV & GREENWOOD 2023). Sie wirken sich damit positiv auf Insektenvielfalt und

-abundanz aus (BUHK et al. 2018). Mit zunehmendem Alter steigt in Blühstreifen zuerst die Habitatqualität durch Ausbilden einer Struktur- und Vegetationsvielfalt, welche Nist- und Überwinterungshabitate bereitstellen können (SCHMIED et al. 2023). Infolge des Nährstoffüberangebotes in der Agrarlandschaft neigen diese mit der Zeit allerdings zu Vergrasung und Verlust ihres Blütenreichtums, was sich negativ auf die Attraktivität für Insekten auswirkt (SCHMIED et al. 2023). Eine Mahd zum Nährstoffentzug ist also unerlässlich (SCHÜTZ et al. 2022). Linienstrukturen wie Hecken und Feldraine haben oft sehr hohe Pollendichten, durch ihre geringe Fläche liegt die Gesamtpollenmenge auf Landschaftsebene aber unter der des Grünlands (WRIGHT et al. 2024). Durch die über längere Zeit ausbleibende Bodenbearbeitung stellen Linienstrukturen auch gute Nisthabitate für bodennistende Wildbienenarten dar, welche 2/3 der deutschen Wildbienenarten ausmachen (SCHEUCHL & WILLNER 2016).

Sofern das Blütenangebot in der Landschaft als Indikator für die Biodiversität verwendet werden soll, spielen sowohl die räumliche Vernetzung des Angebots als auch die zeitliche Kontinuität über die Vegetationsperiode hinweg eine entscheidende Rolle (HEMBERGER et al. 2023). Die Vernetzung im Raum soll zum einen gewährleisten, dass brütende Insekten innerhalb des jeweiligen Aktionsradius ausreichend Ressourcen sammeln können, um die Population stabil zu halten. Zum anderen ist von Bedeutung, dass Flächen mit Blühangebot auch erreicht werden können (ROULSTON & GOODELL 2011). Die zeitliche Kontinuität des Angebots sollte über die Aktivitätszeit der Imagines der jeweiligen Art in räumlichem Zusammenhang mit dem Brutplatz gewährleistet sein (CRONE & WILLIAMS 2016). Ein hohes und kontinuierlich verfügbares Blütenangebot wirkt sich positiv auf das Vorkommen von Hummeln aus, wobei die Kontinuität der wichtigeren der beiden Faktoren ist (HEMBERGER et al. 2023). Da Blütenbesucher untereinander in Konkurrenz stehen, sollte weiterhin dafür gesorgt sein, dass in Zeiten mit hoher Insektenabundanz auch das Blütenangebot am höchsten ist (BISHOP et al. 2024). Bricht während der Aktivitätszeit einer Insektenart das Blütenangebot großflächig weitgehend zusammen, kann dies für die Art limitierend wirken (OSBORNE et al. 2008, TIMBERLAKE et al. 2019). Honigbienen und einige Wildbienen, v. a. die staatenbildenden, wie die Hummeln, fliegen über einen Großteil der Vegetationsperiode. Viele Wildbienenarten sind aber zeitlich eingemischt. Die Hahnenfuß-Scherenbiene (*Chelostoma florisomne*) beispielsweise hat ihr Flugfenster von April bis Juni (SCHEUCHL & WILLNER 2016), mit einer Hauptnistaktivität von Mitte Mai bis Anfang Juni (WESTRICH 2019). In diesen Zeitraum fällt häufig die erste Mahd im Grünland (MISTHILGER 2025), die dank der Schlagkraft der Maschinen auf großen Flächen in sehr kurzer Zeit erfolgen kann, und damit eine Versorgungslücke hervorruft (JACHUŁA et al. 2021, TSCHARNTKE et al. 2005). Werden im gleichen Zeitraum auch die Linienstrukturen (Wegränder, Feldraine) gepflegt – meist gemulcht – sinkt das Blütenangebot im weiteren Umfeld extrem ab.

Das Ressourcenangebot in der Agrarlandschaft wurde bislang entweder integral für die ganze Landschaft betrachtet (WRIGHT et al. 2024) oder nach Nutzungstypen gegliedert (BISHOP et al. 2024, HEMBERGER et al. 2023). Analysen der Kontinuität des Blütenangebots in Raum und Zeit über eine Vegetationsperiode hinweg aufgelöst auf die einzelnen Parzellen gibt es nur wenige (AMMANN et al. 2024).

In der vorliegenden Arbeit werden Qualität und Quantität des Blütenangebotes im Jahr 2024 im Untersuchungsgebiet Triesdorf untersucht. Die vorliegende Arbeit beschränkt sich auf die Analyse ausgewählter Blütendaten. Zum einen wird das Blütenangebot der Gattung *Ranunculus* betrachtet. Zum anderen Pflanzenarten, die gemäß KUPPLER et al. (2023) besonders wichtig für Wildbienen sind (*hvr*-Arten: *high visitor richness*).

Am Beispiel der Hahnenfuß-Scherenbiene (*Chelostoma florissomne*) wird berechnet, wie viele Brutzellen potenziell angelegt werden könnten. Um den Einfluss der räumlichen Konfiguration herauszuarbeiten, wird die Rolle von Landnutzung und Nähe von Niststandorten und Flächen mit Blütenangebot der Gattung *Ranunculus* untersucht.

Mit einem breiteren Fokus wird geprüft, wie das Blütenangebot der vorgefundenen *hvr*-Arten zu den einzelnen Erfassungsterminen räumlich vernetzt ist und über welche Zeiträume das Angebot in verschiedenen Ausschnitten der Landschaft kontinuierlich bereitgestellt wird.

2. Material und Methoden

2.1 Das Untersuchungsgebiet

Das zusammenhängende, 1 km² große Untersuchungsgebiet am nordwestlichen Ortsausgang von Triesdorf ist überwiegend agrarisch genutzt (Abb. 1). Die Luftbildinterpretation führte zu 120 Einzelflächen (Patches). Diese wurden Nutzungstypen aus den folgenden Gruppen zugeordnet: „Grünland“, „Acker“, „Ränder & Raine“, „Hecken“, „Wald/Feldgehölze“ und „Sonstige“. Linienhafte Randstrukturen (Ränder & Raine) wurden ab einer Mindestbreite von 1 m als eigenes Patch definiert. Die Kategorie „Sonstige“ setzt sich zusammen aus vollversiegelten Flächen, Wasserflächen und Privatflächen. Auf diesen Flächen, sowie in den Wäldern, deren Blütenangebot in der Krautschicht nach Kronenschluss vernachlässigbar ist (HEMBERGER et al. 2023), fanden keine Vegetationsaufnahmen statt. Gehölze wurden in der vorliegenden Analyse nicht berücksichtigt. Ausgeprägte Waldränder, die im Luftbild nicht ersichtlich waren, wurden nach Vorortbegehung nachträglich digitalisiert, um die realen Begebenheiten bestmöglich darstellen zu können. Sie werden der Kategorie „Ränder & Raine“ zugeordnet. Die Digitalisierung wurde mithilfe der Geoinformationssystems QGIS, Version 3.28.12, durchgeführt (QGIS DEVELOPMENT TEAM 2023).

2.2 Die Vegetationserfassungen

Bei jeder Blütendichtenerfassung (Kartierdurchgang) wurde jede einzelne Fläche (Patch) im Untersuchungsgebiet aufgenommen. Pro Patch und Kartierdurchgang (KD) wurde ein 1 m² großer Rahmen 10-mal zufällig in der Fläche platziert (AMMANN et al. 2024). Hierbei wurde darauf geachtet, die Fläche möglichst in ihrer Gesamtheit abzubilden und die Aufnahmen nicht auf einen Teilbereich zu beschränken, sondern über den gesamten Bereich zu verteilen.

In jeder dieser 10 Plotaufnahmen pro Fläche wurde die Anzahl geöffneter Blüten (-einheiten) pro Pflanzenart gezählt. Bei Asteraceae, Apiaceae und anderen dicht

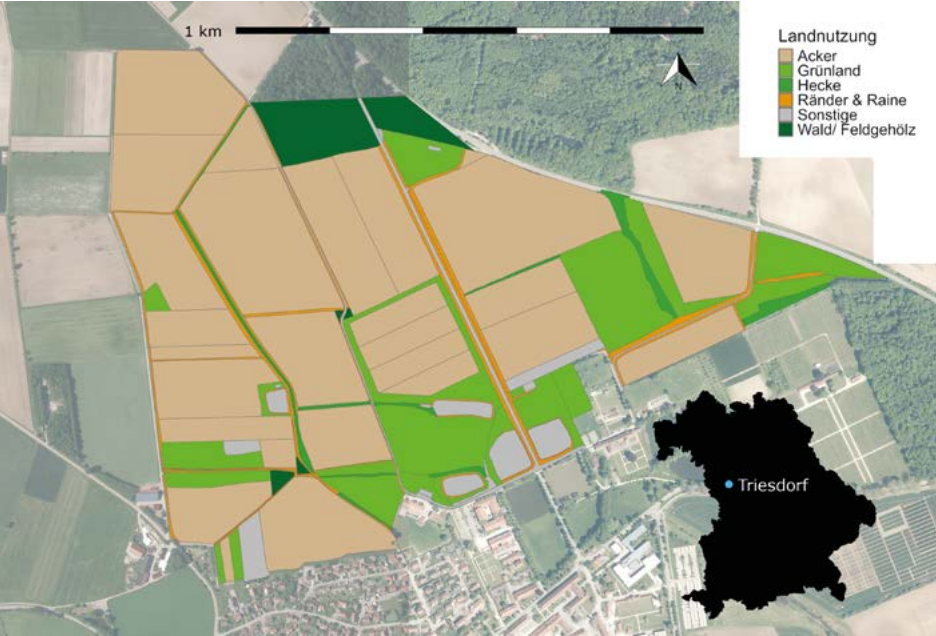


Abb. 1: Landnutzung im Untersuchungsgebiet Triesdorf (Flächengröße 1 km²) sowie dessen Lage in Bayern.

gedrängten Blütenständen (z. B. *Trifolium* spp.) wurden Infloreszenzen des Scheiben-, Körbchen oder Köpfchen-Typs als Einheit erfasst (KRATOCHWIL 1987). Bei den anderen Arten wurde die Anzahl der Einzelblüten erfasst. Gemittelt ergibt dies eine Dichte des Blütenangebots pro m² für jedes Patch in jedem Kartierdurchgang.

Bei Hecken und Waldrändern, also Flächen, die nicht begangen werden konnten, wurde eine Erfassung der laufenden Meter vorgenommen. Auf je 10 mal 1 m Breite wurden alle sichtbaren Blüten der krautigen Arten gezählt, soweit wie man in die Hecke, bzw. den Waldrand hineinsehen konnte. Dabei wurde davon ausgegangen, dass bei den nicht einsehbaren Teilen das Sonnenlicht nicht zur Ausbildung von Blüten ausreicht. Um die Werte dennoch mit den normalen Aufnahmen vergleichen zu können, wurde der Mittelwert der 10 Aufnahmen mit der Länge [in m] von Hecke/Waldrand multipliziert. Dies bildet die tatsächliche Blütenmenge der gesamten Linienstruktur ab. Dieser

Tab. 1: Zeitpunkte der 14 Kartierdurchgänge 2024 im Untersuchungsgebiet Triesdorf.

KD	KD01	KD02	KD03	KD04	KD05	KD06	KD07
Datum	02.04.- 05.04.	15.04.- 16.04.	30.04.- 01.05.	14.05.- 15.05.	28.05.- 29.05.	12.06.- 13.06.	24.06.- 25.06.

KD	KD08	KD09	KD10	KD11	KD12	KD13	KD14
Datum	10.07.- 13.07.	22.07.- 23.07.	12.08.- 13.08.	02.09.- 03.09.	24.09.	16.10.	04.11.

Wert wurde anschließend durch die Grundfläche der Struktur [in m²] (Hecke/Waldrand) geteilt, so dass ein Wert für die Blütendichte [Blüten(-einheiten)/m²] der Struktur vorliegt und damit in gleicher Weise wie mit den Daten aus den anderen Aufnahmen verfahren werden konnte. Bei Waldrändern wurde eine maximale Tiefe von 2 m angenommen.

Die Blütendichtenerfassungen fanden über die Vegetationsperiode 2024 von April bis Ende Juli im 14-täglichen Abstand, anschließend bis Ende November im dreiwöchentlichen Abstand statt (Tab. 1).

2.3 Statistische Auswertung

Die statistischen Berechnungen sowie die räumliche Auswertung der Daten (Brutzellen, Proximity-Index) wurden mithilfe der Software R in der Version 4.3.2 durchgeführt (R CORE TEAM 2023). Die räumliche Auswertung der Daten wurde mithilfe des Paketes *sf* (Version 1.0.19) durchgeführt (PEBESMA 2018, PEBESMA & BIVAND 2023).

Um den Einfluss der Landnutzungstypen auf die potenziell erzeugbare Brutzellenmenge der einzelnen Niststandorte zu analysieren, wurde auf ein lineares Regressionsmodell zurückgegriffen (Funktion *lm()*). Aufgrund des geringen Probenumfangs der Niststandorte von $n = 9$ wurde eine Signifikanzschwelle von $\alpha = 0,1$ gewählt. Zur Modellvereinfachung wurden die Restvarianzen der Modelle verglichen (Funktion *anova()*).

2.4 Abschätzung Brutzellenpotential *Chelostoma florissomne*

Im Projekt konnten ressourcenbedingt weder Wildbienen noch deren Nistplätze erfasst werden. Um dennoch die Bedeutung des vorhandenen Blütenangebots für blütenbesuchende Insekten abschätzen zu können, wurde auf einen Beispielorganismus zurückgegriffen.

Die Hahnenfuß-Scherenbiene (*Chelostoma florissomne*) ist auf Blüten der Gattung *Ranunculus* spezialisiert. Für die Bildung einer Brutzelle sind, inklusive Korrekturfaktor, 25 *Ranunculus*-Blüten notwendig (ZURBUCHEN & MÜLLER 2012). Die Brutzellen werden in Röhren in Totholz angelegt. *Chelostoma florissomne* hat ein Flugfenster von April bis Juni und ein optimaler Abstand von Nist- zu Nahrungsressource kann mit maximal 150 m angenommen werden (HOFMANN et al. 2020, KÄPYLÄ 1978). Abgeleitet aus dem Flugfenster beschränkt sich die Analyse auf die Kartierdurchgänge (KDs) 03 – 06.

Zur Berechnung der potenziellen Menge an *Ranunculus*-Blüten, die von einem Niststandort aus erreicht werden kann, wurde um jeden Niststandort ein Pufferkreis mit $r = 150$ m gezogen. Die Blütendichten der Patches innerhalb des jeweiligen Sammelradius wurden mit der jeweiligen im Sammelradius liegenden Flächengröße multipliziert. Die so erhaltenen Blütenmengen wurden pro Niststandort über die einzelnen erreichten Flächen aufsummiert. Die erhaltene Zahl wurde durch 25 dividiert, um die Anzahl potenziell anlegbarer Brutzellen zu erhalten. Innerhalb der Flugradien wurde zudem der Flächenanteil der einzelnen Landnutzungstypen ermittelt.

Es werden zwei verschiedene Ansätze, Niststandorte im Untersuchungsgebiet zu verteilen, erprobt. Einmal eine gleichmäßige Verteilung der Niststandorte über das gesamte Untersuchungsgebiet und einmal eine zufällige Auswahl von Niststandorten in geeigneten Habitaten.

2.4.1 Gleichmäßige Verteilung der Niststandorte

Um die Verteilung der Blütenressourcen über das ganze Untersuchungsgebiet zu untersuchen, wurde ein hexagonales Raster über das Untersuchungsgebiet gelegt. Die benachbarten Zentroide der einzelnen Rasterzellen haben untereinander einen Abstand von 300 m. Um jedes der Zentroide wurde ein Pufferkreis mit $r = 150$ m angelegt. Dieser stellt den möglichen Sammelradius dar. Durch die Verteilung im Hexagonraster liegen die Kreise ohne Überschneidungen dicht aneinander über das gesamte Untersuchungsgebiet verteilt. Nur Sammelradien, die zu mindestens 90 % im Untersuchungsgebiet liegen, wurden verwendet. Ihre Mittelpunkte stellen die 9 Niststandorte mit gleichmäßiger Verteilung dar.

2.4.2 Niststandorte in geeigneten Habitaten

Eine weitere Betrachtung widmet sich dem Potenzial von Brutzellen ausgehend von als Niststandort geeigneten Habitaten. Aus allen Patches, bei denen von einem Totholzbestandteil ausgegangen werden kann (Strukturelemente, die potenziell Totholz beinhalten wie Hecken, Wälder und Feldgehölze), wurden fünf zufällig ausgewählt. In diese fünf ausgewählten Patches wurde jeweils ein Niststandort zufällig platziert. Es ergeben sich 5 zufällig gewählte Niststandorte in geeigneten Habitatstrukturen. Um Doppelzählungen zu vermeiden, sollten die Niststandorte keine Überlappung auf blütenreichen Patches haben. Die in dieser Analyse an einer Stelle vorhandene Überlappung befindet sich auf Ackerflächen, auf welchen keine Blüten nachgewiesen werden konnten.

2.5 Analyse der räumlichen Vernetzung

2.5.1 Berechnung des Proximity-Indexes, gewichtet mit der Blütenmenge

Um die Vernetzung des Blütenangebotes im Umfeld der 9 Niststandorte im Hexagonraster zu beschreiben, wurde der Proximity-Index PX_{fg} (LANG & BLASCHKE 2007) dahingehend erweitert, dass die Fläche jedes Zielpatches mit Blütenangebot (A_i) innerhalb des Sammelradius mit dessen jeweiliger Blütendichte ($Blütendichte_i$) multipliziert wird. Dies ergibt für jedes Patch im Sammelradius eine Blütenmenge. Der Proximity-Index wird mit der Blütenmenge im Sammelradius gewichtet und im Folgenden PX_{bm} genannt. Die Distanz (d) in Metern zwischen Niststandort und Patch wird als Distanz zum nächstgelegenen Stützpunkt des Patches ermittelt. Der Gesamtwert für PX_{bm} eines jeden Niststandortes ergibt sich aus der Summe aller Verhältnisse von Blütenmenge und Distanz zum Niststandort der einzelnen Flächen.

Befindet sich ein Niststandort direkt auf einem Patch mit Blütenangebot, wird hier eine Distanz von 1 m angesetzt.

$$PX_{bm} = \sum_{i=1}^n \frac{A_i \cdot Blütendichte_i}{d} \quad \text{Formel (1)}$$

Mit: PX_{bm} : Proximity-Index gemittelt mit der Blütenmenge für jeden Niststandort

A_i : Fläche innerhalb des Sammelradius des Zielpatches

$Blütendichte_i$: Blütendichte auf dem jeweiligen Zielpatch

d : Distanz zwischen Niststandort und Zielpatch

n : Anzahl Zielpatches mit Blütenangebot innerhalb des Sammelradius

Der PX_{bm} wurde für den Beispielorganismus *Chelostoma florissomne* berechnet. Es wurden nur *Ranunculus*-Blüten berücksichtigt. Als Sammelradius wurden 150 m angesetzt. Der PX_{bm} wurde nur für die Niststandorte im Hexagonraster berechnet, da diese das Untersuchungsgebiet gleichmäßig abdecken.

2.5.2 Netzwerk-Analyse

Da die Analyse der räumlichen Vernetzung neben der Betrachtung für eine bestimmte Zielart auch eine breitere Beurteilung erlauben soll, wurden hierfür die Blütenmengen von Pflanzenarten, die für eine große Reihe von Wildbienen Ressourcen anbieten, zusammengefasst – *high visitor richness*-Arten (*hvr*) nach KUPPLER et al. (2023). In diese Kategorie fallen Pflanzenarten, die als Pollenquelle für eine große Anzahl von Wildbienenarten gelten. Die im Untersuchungsgebiet vorkommenden *hvr*-Arten können Tab. 2 entnommen werden.

Für die Analyse der räumlichen Vernetzung wurde ein Ansatz der Netzwerk-Theorie verwendet (RAYFIELD et al. 2011). Die Netzwerk-Analyse, die ursprünglich für Ausbreitungsprozesse und Metapopulationsanalysen entwickelt wurde, wird hier eingesetzt, um die Konnektivität der Blütenressourcen abzubilden. Davon ausgehend, dass

Tab. 2: *High visitor-richness*-Arten (*hvr*-Arten) im Untersuchungsgebiet Triesdorf, deren Hauptlebensraum sowie die erfassten Blüheinheiten.

<i>hvr</i> -Art	Blüheinheit	Lebensraum
<i>Aegopodium podagraria</i>	Infloreszenz	Nährstoffreiche Staudenfluren
<i>Anchusa officinalis</i>	Blüte	Nährstoffreiche Staudenfluren
<i>Centaurea cyanus</i>	Körbchen	Äcker
<i>Centaurea jacea</i>	Körbchen	FrISCHE Mähwiese
<i>Centaurea scabiosa</i>	Körbchen	Magerrasen
<i>Cirsium vulgare</i>	Körbchen	Nährstoffreiche Staudenfluren
<i>Echium vulgare</i>	Blüte	Nährstoffreiche Staudenfluren
<i>Hieracium murorum</i>	Körbchen	Trockenwarme Staudensäume
<i>Hieracium pilosella</i>	Körbchen	Magerrasen
<i>Hypochaeris radicata</i>	Körbchen	Magerrasen
<i>Lythrum salicaria</i>	Blüte	Feuchtwiesen
<i>Origanum vulgare</i>	Infloreszenz	Trockenwarme Staudensäume
<i>Picris hieracioides</i>	Körbchen	Nährstoffreiche Staudenfluren
<i>Potentilla verna</i>	Blüte	Magerrasen
<i>Salvia pratensis</i>	Blüte	Magerrasen, frISCHE Mähwiese
<i>Tanacetum vulgare</i>	Körbchen	Nährstoffreiche Staudenfluren
<i>Taraxacum sect. Ruderalia</i>	Körbchen	FrISCHE Mähwiese
<i>Trifolium repens</i>	Infloreszenz	FrISCHE Mähwiese
<i>Vicia sepium</i>	Blüte	FrISCHE Mähwiese

ein Patch alleine nicht unbedingt genügend Ressourcen für die jeweilige Population blütenbesuchender Insekten anbietet, wurde die Vernetzung mit anderen Patches zu den verschiedenen Zeitpunkten (KDs) untersucht. Mit dem Programm Graphab 2.8.8 (FOLTÊTE et al. 2021) wurde ausgehend von Rasterlayern (1 m Maschenweite) mit den Blütendichten pro 10 m² (Integer-Format) ein Habitat-Graph zur Vernetzung erzeugt. In einer planaren Topologie (FOLTÊTE et al. 2012), das entspricht einem unregelmäßigen Dreiecksmaschennetz, wurden die kürzesten Verbindungen der Patches als euklidische Distanzen zueinander ermittelt. Die Patches werden als Knoten (*nodes*) dargestellt, die mit der Flächengröße und der Blütenmenge attribuiert sind. Die Verbindungen (*links*) sind mit der kürzesten Rand-zu-Rand-Distanz attribuiert. Für den Graphen werden nur Links unterhalb der Maximaldistanz (hier 150 m) verwendet. Zur Betrachtung des Blütenangebots auf einem Patch einschließlich der benachbarten Patches wurde auf dem Element-Niveau, also für jedes Patch einzeln, der Flux-Index berechnet (RAYFIELD et al. 2011, URBAN & KEITT 2001). Dieser Index wurde auf der Basis von Blütenmengen berechnet. Die mit zunehmender Distanz sinkende Wahrscheinlichkeit, dass ein Nachbarpatch erreicht wird, fließt hier mit ein (URBAN & KEITT 2001). Für die Maximaldistanz von 150 m wurde die Wahrscheinlichkeit auf 5 % gesetzt. Für jeden Kartierdurchgang wurde ein Graph erstellt. Die Größe der Kreise bildet die Flächengröße der Patches ab. Die Farbe der Kreise richtet sich nach dem Flux-Index-Wert. Die Farb- und Größenlegenden wurden in QGIS für alle 14 Zeitpunkte vereinheitlicht.

$$F_i = \sum_{j=1}^n a_j p_{ij} \quad \text{Formel (2)}$$

Mit: F : Flux-Index

i : Patch, für das der Flux-Index berechnet wird

n : Anzahl Patches innerhalb der Maximaldistanz zu Patch, i

a_j : Blütenmenge des Patches, das betrachtet wird

p_{ij} : Wahrscheinlichkeit, dass Patch j von Patch i aus erreicht wird

Zusätzlich zu den vernetzten *Nodes* werden voneinander isolierte Blühinseln (*Components*) dargestellt.

2.6 Zeitliche Kontinuität

Zur Analyse der zeitlichen Kontinuität des Blütenangebots der *hvr*-Arten wird mit einem hexagonalen Raster gearbeitet, da die blütenbesuchenden Insekten zu einem gewissen Grad mobil sind und auch benachbarte Flächen erreichen können, wenn z. B. die vorher besuchte Wiese abgemäht wurde. Als Maschenweite wurden 300 m gewählt, da dies dem an anderen Stellen in dieser Arbeit gesetzten Suchradius von 150 m für Sammelflüge entspricht. Ein Hexagon umfasst damit ca. 7,8 ha.

In den Hexagonen wurden ausgehend von dem bereits erwähnten Rasterlayer zur Blütendichte (1 m quadratisches Raster) die Blütenmengen ermittelt und in eine mittlere Blütendichte umgerechnet. Falls das Hexagon nicht zur Gänze im Untersuchungsgebiet liegt, wurde die Dichte mit dem Flächenanteil innerhalb des Untersuchungsgebiets berechnet. Falls weniger als 50 % des Hexagons innerhalb liegen, wurde keine

Blütendichte berechnet. Die hexagonalen Raster wurden mit einer einheitlichen Farbsignatur für die Blütendichte nebeneinandergestellt. Die Blütendichte wird in der Einheit „Blüheinheiten / 10 m^2 “ dargestellt, da dies zum einen den verwendeten Daten entspricht und zum anderen die Dichte damit anschaulicher wird.

Für jedes Hexagon wurde ermittelt, über wie viele Kartierdurchgänge im untersuchten Zeitraum das Angebot der *hvr*-Arten kontinuierlich über einer Schwelle (Blütendichte) lag. In einer Heatmap, bei der die Kartierdurchgänge der x-Achse folgen und die verschiedenen Hexagone übereinander angeordnet die 2. Dimension beschreiben, wird farbcodiert dargestellt, ob die Blütendichte im Hexagon die Schwellenwerte 1, 5 und $10 \text{ Blüheinheiten} / 10 \text{ m}^2$ übersteigt. In diesem Diagramm lässt sich ablesen, über wie viele Kartierdurchgänge das Blütenangebot kontinuierlich über einer der Schwellen lag. Es lässt sich auch ablesen, wenn zu einem Kartierdurchgang die Schwellen großflächig unterschritten werden. Die verwendeten Schwellen zeigen geringes, mittleres und gutes Blütenangebot in den Hexagonen an. Ein Blütenangebot von $1 \text{ Blüheinheit} / 10 \text{ m}^2$ ist als gering einzuordnen. Bei einer durchschnittlichen Blütendichte von $10 \text{ Blüheinheiten} / 10 \text{ m}^2$ ist dagegen von einem guten Blütenangebot zu sprechen.

3. Ergebnis

3.1 Brutzellenpotenzial für *Chelostoma florissomne*

3.1.1 Räumliche und zeitliche Verteilung des *Ranunculus*-Blütenangebots

Die im Untersuchungsgebiet erfassten *Ranunculus*-Arten sind überwiegend an Grünland gebunden. Abb. 2 zeigt die tatsächliche Verteilung der *Ranunculus*-Blüten im Raum, sowie die Lage der 9 betrachteten Niststandorte. In KD03 gibt es zwei Flächen mit mehr als 10 Blüten der Gattung *Ranunculus* pro m^2 . Eine der beiden in räumlicher Nähe eines der angenommenen Niststandorte. Weiterhin befinden sich eine kleine Fläche mit $5 - 9,9 \text{ Blüten} / \text{m}^2$ sowie vereinzelt Flächen der niedrigsten beiden Blütendichtekategorien im Untersuchungsgebiet. In KD04 konnte keine Fläche mit der höchsten Blütendichtekategorie nachgewiesen werden, dafür einige größere Parzellen mit der zweithöchsten und einige mit der mittleren Kategorie. In KD05 verschwindet das Blütenangebot auf einigen Flächen, andere kommen neu dazu. Die meisten Flächen haben nun nur noch die geringste Blütendichtekategorie mit weniger als $1 \text{ Blüte} / \text{m}^2$. Lediglich auf zwei Flächen konnten noch Blütendichten von $1 - 4,9 \text{ Blüten} / \text{m}^2$ nachgewiesen werden. Es befinden sich aber einige Niststandorte direkt auf Flächen mit Blütenangebot. In KD06 konnten nur noch auf sehr wenigen Flächen Blüten nachgewiesen werden und auch nur mit einer Blütendichte von weniger als $1 \text{ Blüte} / \text{m}^2$.

Die Gesamtblütenmenge der Gattung *Ranunculus* beginnt Anfang April zum ersten Kartierdurchgang (KD01) bei ca. 60.000 Blüten und steigt bis Mitte April auf 450.000 Blüten an. Anfang Mai (KD03) befindet sich die Blütenmenge bei 617.000 knapp unter dem Maximum von 690.000 Blüten, das Mitte Mai (KD04), erreicht wird. Ende Mai (KD05) geht die Blütenmenge auf 111.000 zurück und bleibt ab Anfang Juni (KD06) mit maximal 12.700 Blüten das restliche Jahr auf konstant niedrigem Niveau.

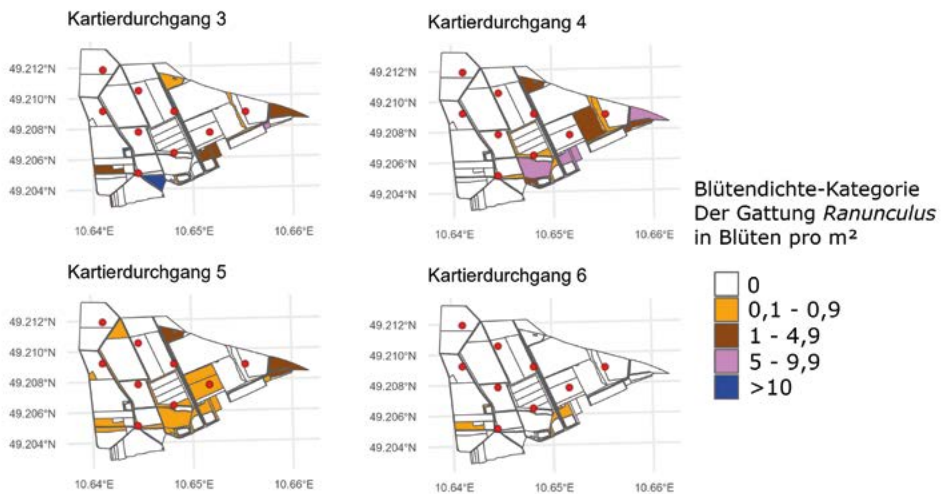


Abb. 2: Die Dichte der *Ranunculus*-Blüten im Untersuchungsgebiet Triesdorf. Die Dichten sind dabei in fünf Kategorien farblich gestaffelt dargestellt. Die roten Punkte markieren die 9 gleichmäßig verteilten Niststandorte.

3.1.2 Sammelradien im Hexagon-Raster

Die Landnutzung innerhalb der 9 Sammelradien wird stark von Äckern dominiert (Median bei 76 % Flächenanteil je Sammelradius, Minimum: 40 %, Maximum: 96 %). Mit größerem Abstand folgen Grünland (Flächenanteil schwankt zwischen 0 % und 47 %, Median liegt bei 4 %) und Linienelemente (Median bei 8 %, Minimum: 2 %, Maximum: 10 %). Die Kategorie „Sonstige“, auf der keine Vegetationsaufnahmen stattgefunden haben, ist zu vernachlässigen.

Im Folgenden werden nur die Kartierdurchgänge 03 bis 06 betrachtet. Im ersten betrachteten Kartierdurchgang, KD03 (Ende April/ Anfang Mai) können 9.965 Brutzellen angelegt werden. In KD04 erreicht das Potenzial mit 14.722 Brutzellen das Maximum (ca. 1,5 mal KD03), bevor es in KD05 auf 1.213 zurückgeht und in KD06 mit 86 Brutzellen fast keine mehr angelegt werden können. In T_A03 und T_A14 konnten in den beiden KDs 03 und 04 jeweils ähnlich viele Brutzellen angelegt werden. Das Potenzial an Brutzellen ist für die anderen Niststandorte nicht konstant über die Kartierdurchgänge (Abb. 3a). In KD03 ist das höchste Potenzial noch beim Niststandort auf Fläche T_H02. Dies bricht zum KD04 aber komplett ein. Dafür stellen hier nun T_G09, T_A25 und T_A26 (in absteigender Reihenfolge) die stärksten Vertreter dar. Gegen Ende Mai bricht das Angebot an Blüten der Gattung *Ranunculus* und damit die Menge an Brutzellen, die gebildet werden können, weitgehend zusammen.

Insgesamt zeigt sich ein signifikant negativer Zusammenhang zwischen dem Anteil Acker im Sammelradius und der potenziell anlegbaren Brutzellenmenge (addiert pro Niststandort über die vier betrachteten Kartierdurchgänge) ($\text{Summe Brutzellen} = -12.302 \times \text{Ackeranteil} + 11.763$; $p\text{-value} = 0,050$; $\text{adjusted } R^2 = 0,36$). Zwischen dem Grünlandanteil und der Brutzellenmenge herrscht ein signifikant positiver Zu-

sammenhang (Summe Brutzellen = $14.798 \times \text{Grünlandanteil}$; $p\text{-value} = 0,005$; $\text{adjusted } R^2 = 0,60$). Der Zusammenhang konnte hier vereinfacht als Ursprungsgerade dargestellt werden.

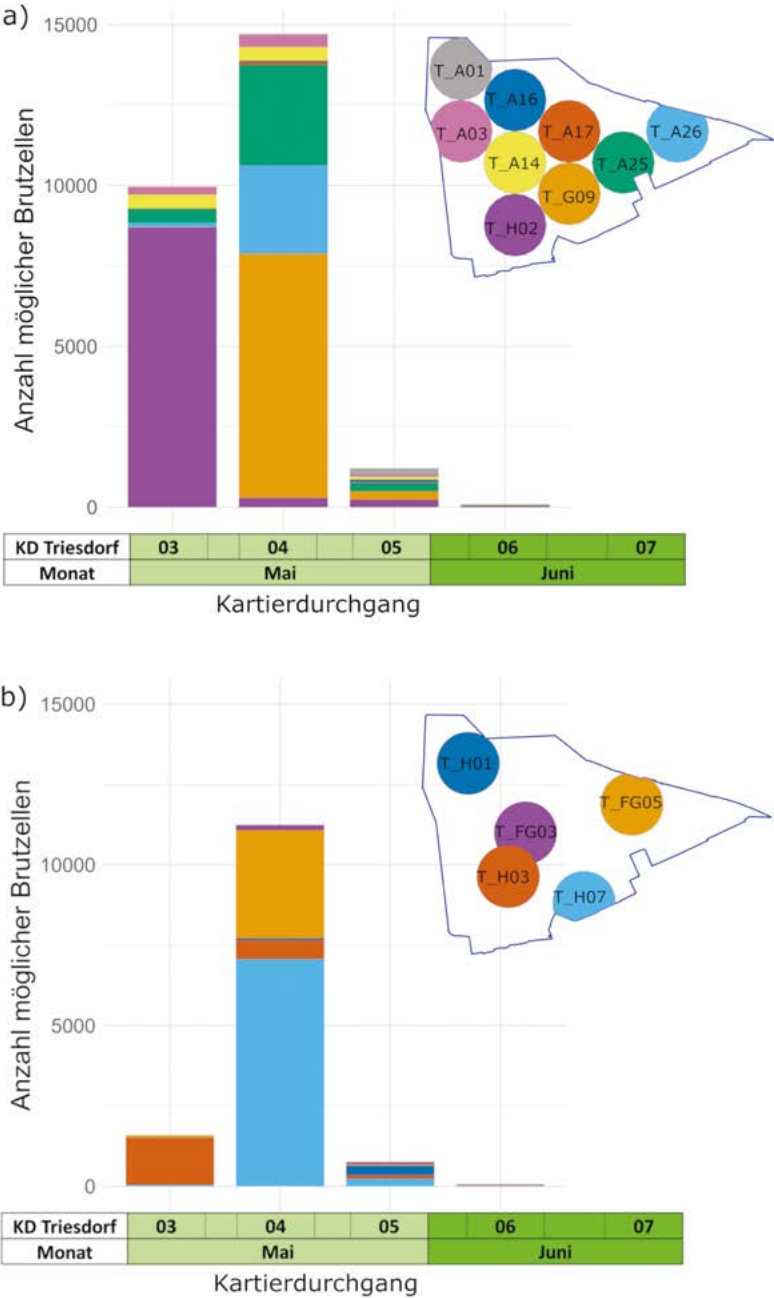


Abb. 3: a) Die potenzielle Brutzellenmenge der 9 gleichmäßig verteilten Niststandorte. b) Die potenzielle Brutzellenmenge der 5 Niststandorte in geeigneten Habitaten.

3.1.3 Sammelradien in geeigneten Habitaten

Betrachtet man nur die 5 Niststandorte, die in tatsächlich geeignetem Habitat gelegen sind, so wird das Bild deutlicher (Abb. 3b). Hier können in KD03 1.594, in KD04 11.243, in KD05 757 und in KD06 nur noch 68 Brutzellen angelegt werden. Der Kartierdurchgang 04 sticht deutlich hervor. In KD04 kann ca. die 7-fache Menge an Brutzellen im Vergleich zu KD03 gebildet werden. Die Anzahl der Brutzellen liegt in KD03 86 % unter der von KD04, obwohl die Blütenmenge im gesamten Untersuchungsgebiet in KD03 nur 11 % unter der von KD04 liegt. Zu bemerken sind die zwei sich überlappenden Sammelradien (T_H03 und T_FG03). Die Überlappung fand auf einem Acker statt, auf dem es den ganzen Untersuchungszeitraum keine *Ranunculus*-Blüten gab. Der Sammelradius am unteren Ende des Untersuchungsgebietes (T_H07) liegt lediglich zu 75 % im Untersuchungsgebiet. Dieser Niststandort, der nur zu 3/4 auf der Fläche des Untersuchungsgebietes liegt, ist jener, der in KD04 mit über 60 %, zur potenziellen Brutzellenmenge beiträgt! Auch bei den 5 Niststandorten in geeigneten Habitaten gibt es einen signifikant negativen Zusammenhang von Ackeranteil und Brutzellenmenge (addiert pro Niststandort über die vier betrachteten Kartierdurchgänge; Summe Brutzellen = $-7.619 \times \text{Ackeranteil} + 7.570$; $p\text{-value} < 0,001$; $\text{adjusted } R^2 = 0,98$). Das Grünland hat einen deutlich positiven Effekt auf die Brutzellenmenge (Summe Brutzellen = $12.660 \times \text{Grünlandanteil}$; $p\text{-value} < 0,001$; $\text{adjusted } R^2 = 0,96$). Der Zusammenhang konnte auch hier vereinfacht als Ursprungsgerade dargestellt werden.

3.2 Die Brutzellenmenge der 9 gleichmäßig verteilten Niststandorte im Verhältnis zu Blütenmenge und Proximity-Index

Zwischen der Blütenmenge im gesamten Untersuchungsgebiet und der Brutzellensumme pro Kartierdurchgang besteht ein linearer Zusammenhang: Summe Brutzellen = $0,01891 \times \text{Blütenmenge}$; $p\text{-value} = 0,001$; $\text{adjusted } R^2 = 0,97$. Da ohne Blüten auch keine Brutzellen angelegt werden können, wurde das vereinfachte Modell mit Ursprungsgerade verwendet. Abb. 4a stellt die Beziehung zwischen Blütenmenge und Brutzellenmenge dar. Die Werte wurden auf die Maximalwerte aus KD04 normiert (690.019 Blüten und 14.722 Brutzellen). Durch Vergleich mit der Ursprungsgerade wird deutlich, dass die Brutzellenmenge in KDs 03 und 05 geringer ausfällt, als die *Ranunculus*-Blütenmenge des gesamten Untersuchungsgebietes vermuten lassen würde. KD06 liegt leicht unter der Ursprungsgeraden. Da KD04 sowohl bei Blütenmenge als auch Brutzellenmenge die Maximalwerte aufweist, liegt dieser Punkt genau auf der Geraden.

Der Proximity-Index PX_{bm} der 9 gleichmäßig verteilten Niststandorte für die vier betrachteten Kartierdurchgänge hat in KD03 den größten Wertebereich von 0 bis 7.742. Der Median liegt hier bei 52,1. In KD04 liegt der Median deutlich höher, bei 306. Der Wertebereich bewegt sich zwischen 1,4 am Minimum und 10.463 am Maximum. Der Median von KD05 liegt mit 49,5 nur leicht unter jenem von KD03. Das Minimum liegt bei 0, das Maximum bei 2.681. Die Werte für PX_{bm} liegen im KD06 deutlich unter allen anderen Kartierdurchgängen. Der Median liegt bei 0,85. Das Minimum bei 0, das Maximum bei 42,7.

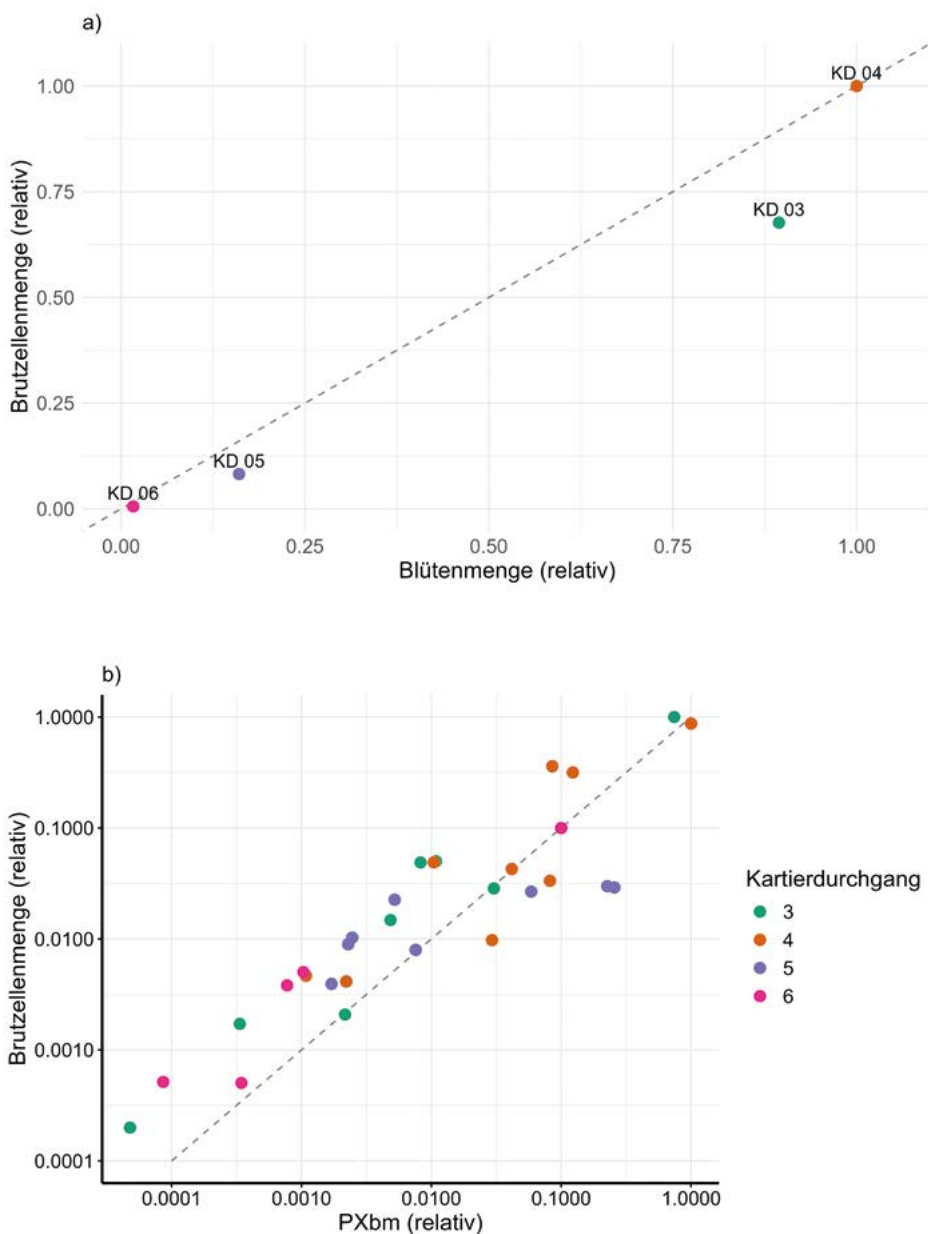


Abb. 4: a) Die Brutzellenmenge der 9 gleichmäßig verteilten Niststandorte in Abhängigkeit von der Menge an *Ranunculus*-Blüten. Es sind relative Werte aufgetragen, die sich auf die Maximalwerte aus KD04 beziehen (690.019 Blüten und 14.722 Brutzellen). Die Ursprungsgerade mit Steigung 1 dient der Veranschaulichung. b) Die Brutzellenmenge der 9 gleichmäßig verteilten Niststandorte in Abhängigkeit des Proximity-Indexes (PX_{bm}) der Blütenmenge. Es sind relative Werte aufgetragen, die sich auf die Maximalwerte der beiden Punkte aus KD03 (Brutzellenmenge = 8693,2) und KD04 (PX_{bm} = 10436,2) beziehen. Beide Achsen wurden logarithmiert, die Gerade mit Steigung 1 dient der Verdeutlichung.

Abb. 4b zeigt die Abhängigkeit der Brutzellenmenge pro Niststandort und Kartierdurchgang vom Proximity-Index PX_{bm} . Die Werte wurden auf die Maximalwerte der beiden Punkte aus KD03 (Brutzellenmenge = 8693,2) und KD04 ($PX_{bm} = 10436,2$) normiert. Die Vergleichsgerade mit Steigung 1 zeigt, dass für viele Niststandorte und Kartierdurchgänge einige größere Brutzellenmenge erreicht werden konnte, als es die Maximum-Vergleichswerte vermuten lassen würden. Insgesamt kann man einen proportionalen Zusammenhang zwischen der Brutzellenmenge und dem PX_{bm} ableiten (jeweils pro Niststandort und Kartierdurchgang): $\log(\text{Brutzel- len}) = 0,921 \times \log(PX_{bm}) + 0,575$; $p\text{-value} < 0,001$; $\text{adjusted } R^2 = 0,91$. Delogarithmierte Gleichung: $\text{Brutzel- len} = e^{0,575} \times PX_{bm}^{0,921}$.

3.3 Analyse der räumlichen Vernetzung

Bei mehr als der Hälfte der Kartierdurchgänge ist das Untersuchungsgebiet in wenigstens zwei Blühinseln aufgeteilt, oft liegt eine Fläche mit eher kleinem Flux-Index und damit geringem Blütenangebot isoliert vom Verbund der anderen Flächen mit Blütenangebot. Die kleineren Knotenpunkte zeigen i. d. R. Wegränder oder Feldraine an. Deren Flux-Index wird maßgeblich von umliegenden, gut erreichbaren Flächen mit großem Blütenangebot beeinflusst (Abb. 5). Beim Kartierdurchgang 09 (Ende Juli) wurde das größte Blütenangebot erfasst. Die räumliche Nähe von zwei größeren Blühflächen (Klee-gras-Äcker) strahlt mit hohen Flux-Index-Werten in die Nachbarschaft aus. Bei der Vernetzung der Flächen mit Blühangebot spielen die Linienstrukturen in der Landschaft eine bedeutende Rolle, auch wenn sie zumeist flächenbedingt mittlere bis niedrige Flux-Werte aufweisen.

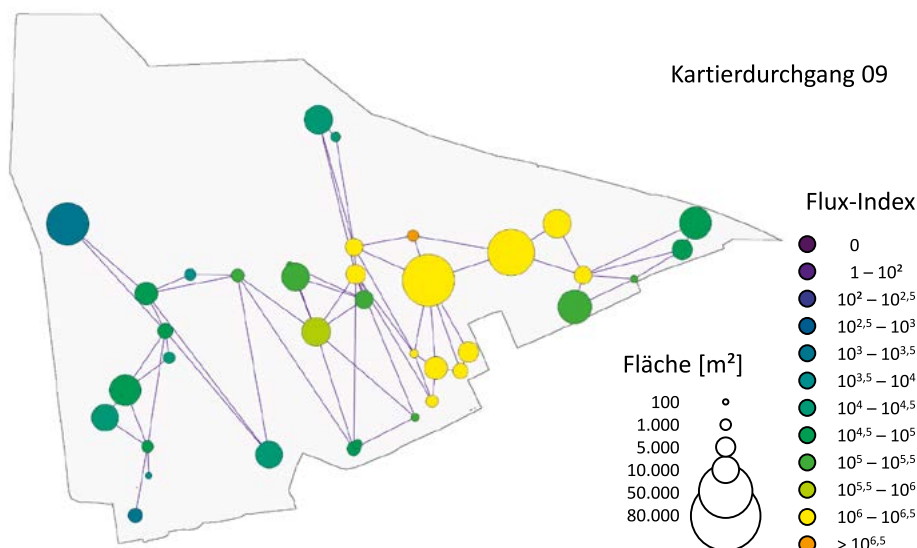


Abb. 5: Graph zur Vernetzung des Blütenangebotes der *hvr*-Arten im Untersuchungsgebiet Triesdorf zum Kartierdurchgang 09.

Die gesamte Folge von Graphen zur Vernetzung des Blütenangebotes über alle 14 Kartierdurchgänge ist unter folgendem Link zugänglich <https://www.researchgate.net/publication/394596699>. Bei den ersten beiden Kartierdurchgängen sind weite Teile des Untersuchungsgebietes vernetzt. Es treten mittlere Flux-Werte auf. Im KD03 ergeben sich zwei etwa gleich schwache, kleine Netze. In KD04 entwickeln sich die Flächen langsam – viele Linienstrukturen fallen aus. Ab KD05 sind hohe Flux-Werte zu verzeichnen und alle blühenden Flächen sind untereinander vernetzt. Im KD06 verlagern sich die hohen Flux-Werte an den Westrand des Untersuchungsgebietes. In KD07 liegen die Blühflächen mit hohen Flux-Werten eher im südlichen Drittel des Untersuchungsgebietes. Über KD08 bauen sich bis KD09 im östlichen Drittel um die Klee grasbestände die höchsten Flux-Werte auf. Die beiden Klee grasbestände gehen ebenso wie ihre Umgebung bis KD12 auf mittlere Flux-Werte zurück. In KD10 und KD11 bietet das von Äckern dominierte nordwestliche Viertel des Untersuchungsgebietes keine Blüten an. Ab KD12 sind vier Blüteninseln vorhanden. Die Flux-Werte gehen bis zu KD14 stark zurück.

3.4 Analyse der zeitlichen Kontinuität

Die mittlere Blütendichte in den hexagonalen Rasterzellen kann fast flächendeckend bei mehr als 1 Blüheinheit / 10 m^2 liegen (Abb. 6, KD08). Lediglich die Rasterzelle mit Waldanteil bleibt dauerhaft darunter (Abb. 7, Hexagon 06). Es ist klar zu erkennen, dass sich die Blütendichten der Hexagone fast mit jedem Zeitschritt verändern. Das geringste Blütenangebot findet sich in KD14, gefolgt von KD03. Von KD07 bis KD12 (einem Zeitraum von wenigstens 13 Wochen) zeigt sich ein kontinuierliches Angebot mit mehr als 1 Blüheinheit / 10 m^2 auf den benachbarten Hexagonen 17 und 22. Mit einer Schwelle von 10 Blüheinheiten / 10 m^2 ergibt sich hier noch ein Zeitraum von wenigstens 8 Wochen. Die benachbarten Hexagone 3, 7 und 8 bieten von KD05 bis KD10 (einem Zeitraum von 11 Wochen) ein kontinuierliches Angebot von mehr als 1 Blüheinheit / 10 m^2 . Bei KD03, Ende April, nach der ersten Mahd sind die mittleren Blütendichten in allen Hexagonen kleiner als 1 Blüheinheit / 10 m^2 . In wenigstens 8 von 11 Hexagonen wird wenigstens für vier aufeinanderfolgende KDs die Schwelle von 1 Blüheinheit / 10 m^2 überschritten. Diese Zeiträume kontinuierlichen Angebots liegen zwischen den KD05 (Ende Mai) und KD11 (Anfang September). In KD06 (Mitte Juni) und ab KD11 überschreiten nur 4 Hexagone die genannte Schwelle. Werden Nachbarschaften einbezogen, so ist zu erkennen, dass beim Absinken der Blütendichte in Hexagon 03 in KD10 das benachbarte Hexagon 07 weiterhin mehr als 5 Blüheinheiten / 10 m^2 anbietet. Am östlichen Rand des Untersuchungsgebietes entwickelt sich ab KD07 (Ende Juni) ein größerer Bereich mit hohen Blütendichten um die Hexagone 17 und 22 mit sehr hohen Blütendichten herum. Dieser ist bis zu KD10 (Mitte August) stabil. Die südliche Hälfte des Untersuchungsgebietes leistet mit seinem höheren Grünlandanteil und den Klee gras-Äckern durchgehend einen höheren Beitrag zum Blütenangebot als die nördliche Hälfte.

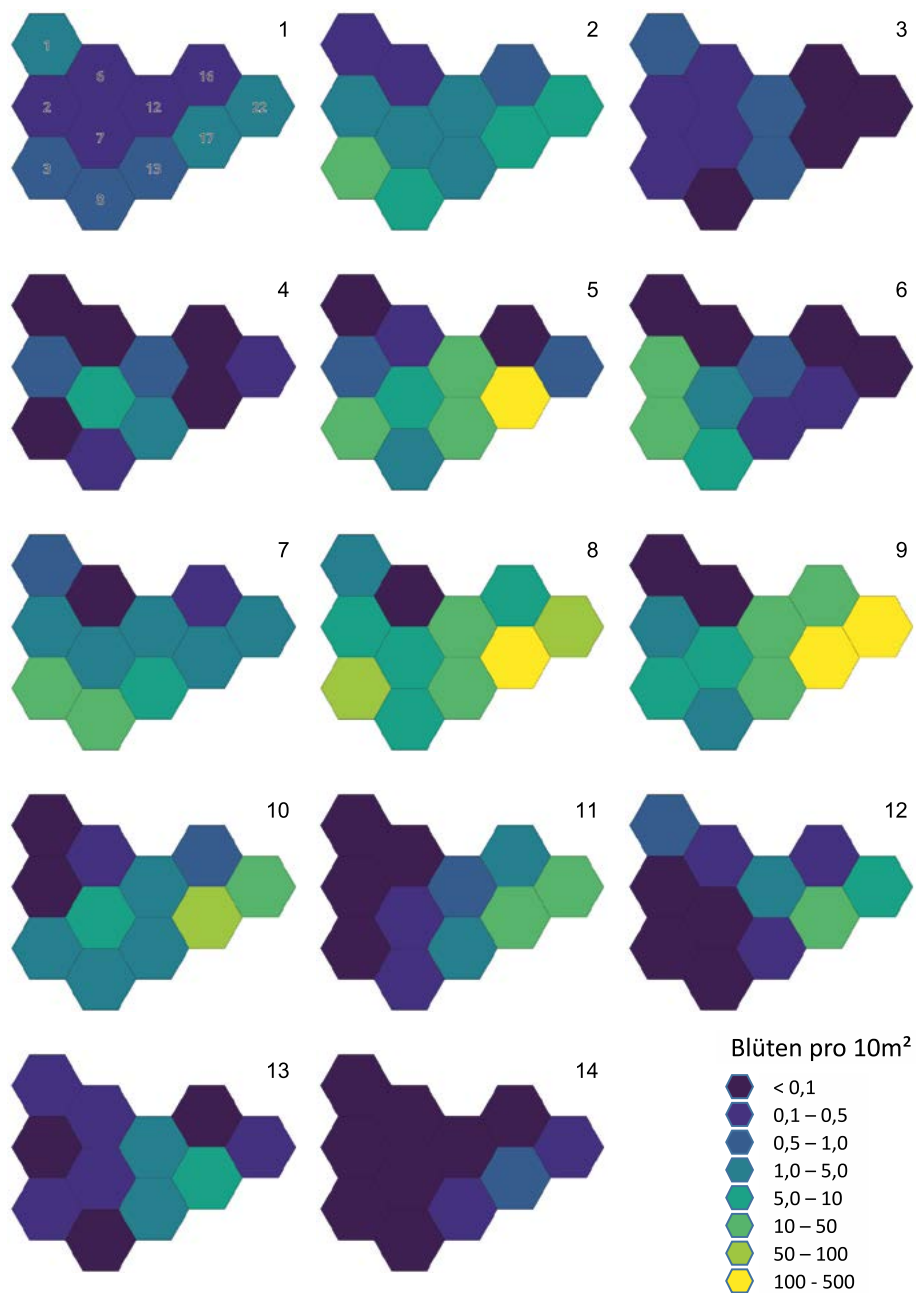


Abb. 6: Blütendichte der *hvr*-Arten in hexagonalen Rasterzellen (300 m Maschenweite) im Untersuchungsgebiet Triesdorf über die Kartierdurchgänge 01-14. Es werden nur Hexagone dargestellt, die zu mehr als 50 % im Untersuchungsgebiet liegen. Die Zahl rechts oberhalb des Rasters gibt den jeweiligen Kartierdurchgang an.

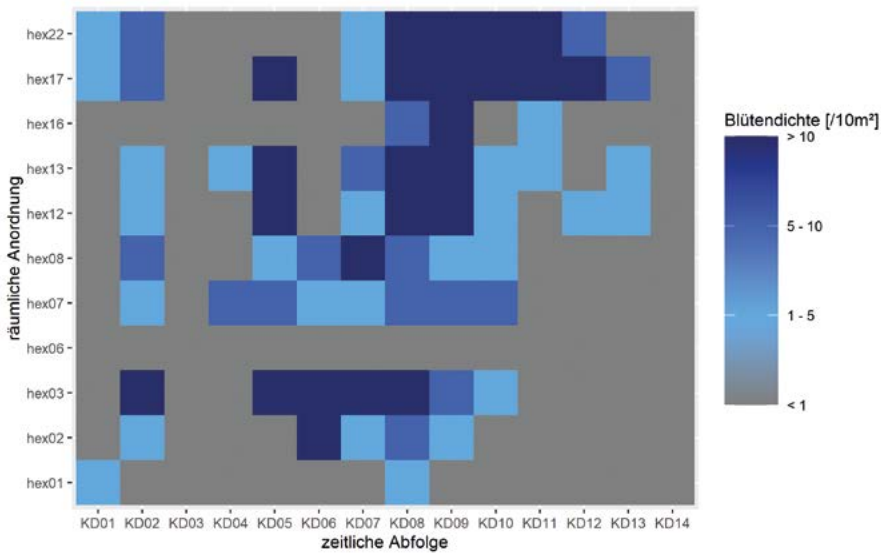


Abb. 7: Heatmap zur Überschreitung von Schwellenwerten der Blütendichte der *hvr*-Arten über die 14 Kartierdurchgänge für die elf hexagonalen Rasterzellen (hex01-hex22).

4. Diskussion

4.1 Brutzellenpotenzial *Chelostoma florisomne*

Oligolektische Wildbienenarten sind in besonderem Maße davon abhängig, zu ihrer Flugzeit geeignete Pollenquellen in räumlicher Nähe zu ihren Nisthabitaten finden zu können (SCHEUCHL & WILLNER 2016). Die oligolektische *Chelostoma florisomne* kann in der Agrarlandschaft nördlich von Triesdorf ausgehend von einem angenommenen Sammelradius von 150 m (HOFMANN et al. 2020) vor allem Ende April/ Anfang Mai sowie Mitte Mai viele Brutzellen anlegen. Ab Ende Mai bricht das Blütenangebot ein und Anfang Juni sind fast keine *Ranunculus*-Blüten mehr vorhanden.

Der zeitliche Verlauf des Blütenangebotes und der Menge an potenziell anlegbaren Brutzellen zeigt Ähnlichkeiten, verläuft jedoch nicht streng parallel. An der Regressionsgleichung von Blütenmenge zu Brutzellenmenge lässt sich ablesen, dass nicht alle Blüten 25 zu 1 in Brutzellen übersetzt werden können. Die Steigung beträgt 0,018, was knapp der Hälfte des zu erwartenden Koeffizienten von 0,04 bei vollständiger Umsetzung des Blütenangebotes in Brutzellen entspricht (ZURBUCHEN & MÜLLER 2012).

Das von den einzelnen Niststandorten aus erreichbare Blütenangebot ist sehr inkonsistent über die Zeit. An fast keinem Niststandort kann über die betrachteten vier Zeitschritte eine gleichmäßige Zahl an Brutzellen angelegt werden. Der starke Einbruch, sowohl der Blütenmenge der Gattung *Ranunculus* als daraus resultierend auch der potenziellen Brutzellenmenge passiert noch während der Hauptbrutanlagezeit (Ende Mai) von *Chelostoma florisomne*.

Die Analyse der Landnutzung zeigt, dass ein hoher Ackeranteil negativ, ein hoher Grünlandanteil positiv mit der potenziellen Brutzellenmenge korreliert ist. Dies lässt sich gut mit der Bindung der drei in der Agrarlandschaft individuenreichsten *Ranunculus*-Arten (*Ranunculus acris*, *R. bulbosus* und *R. repens*) an Grünland erklären. Entsprechend ist der Einbruch in der Mahd aller Grünlandflächen im Untersuchungsgebiet begründet. Linienstrukturen spielen bei der gesamten *Ranunculus*-Blütenmenge, und damit beim Potenzial der Anlage von Brutzellen durch ihre kleine Fläche eine untergeordnete Rolle (vgl. WRIGHT et al. 2024).

Mit einer erklärten Varianz von 36 % bzw. 60 % reicht die Komposition der Landschaft nicht aus, um das Potenzial von Brutzellen zufriedenstellend abzubilden. Hier muss die räumliche Konfiguration der Landschaft mit herangezogen werden (MARTIN et al. 2019). Bereits bei der Betrachtung der 9 regelmäßig verteilten Sammelradien im Untersuchungsgebiet tritt dieser Einfluss deutlich zu Tage. Das Blütenangebot der jeweiligen Umgebung, das stark von der Bewirtschaftung der jeweiligen Parzellen abhängt, paust sich hier durch (AMMANN et al. 2024).

Noch deutlicher wird dies, wenn nur Sammelradien um geeignete Niststandorte betrachtet werden. Die potenzielle Brutzellenmenge bleibt deutlich hinter den Erwartungen zurück. Statt etwa der Hälfte der Brutzellenmenge der 9 gleichmäßig verteilten Niststandorte, wird nur etwa ein Sechstel erreicht. Dies verdeutlicht, dass für eine annähernd realistische Einschätzung des Potenzials für Bestäuber, neben dem Nahrungshabitat auch deren Niststandorte in die Analysen einbezogen werden müssen (POTTS et al. 2010).

4.2 Analyse der räumlichen Vernetzung

Sowohl der Proximity-Index als auch der Flux-Index betrachten die Erreichbarkeit von Habitat-Patches und fassen diese für den jeweiligen Fokal-Patch zusammen. Bei beiden Indizes wird die Distanz als dämpfender Parameter einbezogen und diese ist jeweils auf eine Maximaldistanz begrenzt (FOLTÊTE et al. 2012, LANG & BLASCHKE 2007, URBAN & KEITT 2001). Hier werden die Indizes auf das erreichbare Blütenangebot bezogen, da geeignete Niststandorte nicht unbedingt innerhalb von Patches mit reichem Blütenangebot liegen. Die Analyse des Habitat-Netzwerks (hier Ressourcen für die Brut) mit Hilfe von gewichteten Indizes ist geeignet, um die Angebotssituation für blütenbesuchende Insekten auf lokalem Level abzubilden (FORTIN et al. 2012, RAYFIELD et al. 2011). Die Verwendung von euklidischen Distanzen statt Kostenpfaden erscheint zielführend unter der Annahme, dass die Insekten kurze Strecken auf direktem Wege fliegend zurücklegen und im Untersuchungsgebiet Gehölzstrukturen nur am Rand vertreten waren (VASILIEV & GREENWOOD 2023).

Der Proximity-Index PX_{bm} beschreibt den Zusammenhang zwischen erreichbarem Blütenangebot und den potenziell anzulegenden Brutzellen sehr zufriedenstellend ($adjusted R^2 = 0,91$). Der Koeffizient (= Exponent in der Gleichung Brutzellen = $e^{0,575 * PX_{bm}^{0,921}}$) von 0,921 zeigt an, dass der Zusammenhang etwas schwächer ist als ein linearer Zusammenhang (hier wäre der Exponent 1) – die Kurve schwächt sich mit höheren Werten ab.

Die gleichmäßige Verteilung der Blütenressourcen über das Untersuchungsgebiet führt zu unerwartet hohen Werten des Proximity-Indexes in KD05. Viele Flächen

haben zwar nur ein sehr kleines Blütenangebot von zwischen 0,1 bis 0,9 Bl / m², aber einige Niststandorte liegen direkt in einer Fläche mit Blütenangebot (Distanz ist hier auf 1 m gesetzt worden). Selbst bei einer sehr kleinen Blütendichte von 0,1 Bl / m² können so verhältnismäßig große Werte für den PX_{bm} erzielt werden. Der PX_{bm} nimmt zum einen durch eine hohe Blütenmenge, zum anderen durch eine geringe Distanz der Fläche mit Blütenangebot zum Niststandort zu (LANG & BLASCHKE 2007). Die Berücksichtigung von sehr nahe zum Niststandort gelegenen oder diesen direkt umgebenden Flächen im Proximity-Index ist noch nicht vollständig zufriedenstellend gelöst. Da für die Berechnung immer die Distanz vom Niststandort zum nächstgelegenen Rand des Patches verwendet wird, bildet der Proximity-Index insbesondere bei länglichen Patches die Verhältnisse nicht ideal ab. Ein längerer Weg zwischen Niststandort und Nahrungsressource kostet mehr Energie und geht damit zu Lasten der realisierbaren Brutzellenmenge (ZURBUCHEN et al. 2010a). Hier wäre die Distanz zum Schwerpunkt des Patchanteils innerhalb des Sammelradius besser geeignet.

Der Flux-Index kann als eine Variante des Proximity-Indexes für vernetzte Ressourcen gesehen werden. Auch hier wurde die Habitategnung über die Blütenmengen abgebildet. Für die Darstellung der erreichbaren Ressourcen auch von kleinen Patches aus, ist der Flux-Index gut geeignet. Integriert über das Untersuchungsgebiet bildet der Flux-Index das Blütenangebot konsistent ab. Der Flux-Index wurde bei der Analyse der Vernetzung der Blütenressourcen im gesamten Untersuchungsgebiet eingesetzt. Niststandorte wurden hier nicht als Ausgangspunkte angenommen.

Da viele Insektenarten in der Lage sind, bei mäßigem Angebot an Blütenressourcen auch längere Strecken auf den Sammelflügen zurückzulegen, ist die Vernetzung des Angebotes über das gesamte Untersuchungsgebiet ebenfalls von Belang (AMMANN et al. 2024, OSBORNE et al. 2008). In Zeiträumen mit großem Blütenangebot (KD09) ist eine Vernetzung der Blütenpatches über das gesamte Untersuchungsgebiet bei gegebener Landnutzung möglich. Eine Vernetzung in diesem Umfang wird als wesentlich für die Versorgung mit Ressourcen gesehen (RAYFIELD et al. 2011). Insbesondere in Zeitschnitten mit geringem Blütenangebot in der Fläche (KD03, 04, 10-14) wird die Rolle der Linienstrukturen in der Landschaft für die Vernetzung des Blütenangebotes und damit die Erreichbarkeit von Blütenressourcen bei Sammelflügen deutlich (BUHK et al. 2018, IRLBECK & RUDNER 2024, RANDS & WHITNEY 2011, VASILIEV & GREENWOOD 2023). Im frühen Zeitraum mit geringem Angebot seitens der krautigen Arten (KD03) können Gehölze in Hecken und auf Obstwiesen erheblich zum Blütenangebot beitragen (AMMANN et al. 2024) – in der vorliegenden Studie wurde das Blütenangebot von Gehölzen jedoch nicht berücksichtigt. Die Netzwerk-Graphen erlauben es, die Veränderung der räumlichen Konfiguration der Blütenressourcen in der Landschaft beim raschen Blättern durch die Zeitschnitte (KDs) dank der starken Abstraktion gut mitzuverfolgen. Da für die Indizes die Rand-zu-Rand Distanzen verwendet werden und die Distanzen in den Patches nicht berücksichtigt werden, ist das Bild der gesamten Vernetzung etwas optimistisch (FOLTÊTE et al. 2012). Mit den verwendeten Maximaldistanzen von 150 m ist das Netzwerk in erster Linie für kleinere Insektenarten mit eingeschränktem Sammelradius gültig (AMMANN et al. 2024).

4.3 Analyse der zeitlichen Kontinuität

Ein rasches Durchblättern durch die Netzwerk-Graphen der 14 Kartierdurchgänge (vgl. Supplement) kann helfen, einen Eindruck über die zeitliche Kontinuität des Blütenangebotes zu gewinnen. Um diese näher zu untersuchen, ist die Auflösung der Netzwerk-Graphen über die einzelnen Patches (*nodes*) zu kleinteilig. Hier war es nötig, größere räumliche Einheiten zusammenzufassen – Hexagone von 300 m Durchmesser mit Blick auf Sammelradien von 100 - 150 m (HOFMANN et al. 2020).

Kurzzeitig herrscht Ende Mai hohes Angebot (KD05), worauf, je nach Lage im Raum, ein Einbruch folgt (KD06). Von diesem auf den meisten Hexagonen sehr deutlichen Verlauf ist eine Limitierung der Hummeln zu erwarten (BISHOP et al. 2024). Insektenarten mit kurzen Flugzeiten von 4 Wochen müssten an wenigstens 2, besser 3 Kartierdurchgängen im räumlichen Zusammenhang ein kontinuierliches Angebot an Blütenressourcen vorfinden, um die Zeit durchgehend erfolgreich für die Anlage von Brutzellen zu nutzen (AMMANN et al. 2024). Dies ist im Untersuchungsgebiet in erster Linie ab Ende Juni (nach KD06) geboten. Hierbei spielen Grünland und Klee gras-Flächen eine entscheidende Rolle. Mitte August (KD10) geht das Blütenangebot in den meisten Bereichen des Untersuchungsgebietes stark zurück. Im Juli bilden 32 der 152 im Wildbienen-Kalender genannten Arten eine zweite Generation aus (MARTIN 2000). Weitere 30 Arten haben im Juli einen Großteil ihrer Hauptaktivität. Je nach Artvorkommen kann damit auch diese zeitliche Verteilung die Vielfalt der Wildbienen stützen. Für Insekten mit langer Aktivitätszeit, wie z. B. Erdhummeln, spielt der Verlauf des Blütenangebots ebenfalls eine erhebliche Rolle (AMMANN et al. 2024, HEMBERGER et al. 2023, TIMBERLAKE et al. 2019).

Bei der Analyse mit der Beispielart *Chelostoma florissomne*, einer oligolektischen Art, zeigte sich, dass die räumliche Konfiguration des Blütenangebots in der Landschaft eine wesentliche Rolle spielt, die den Einfluss der Komposition der Landschaft übersteigt. Der Einfluss der Landnutzung, hier die erste Mahd, wird sehr deutlich. Mit der Auswahl der *hvr*-Arten für die Analyse der Vernetzung wurde das Angebot für eine große Menge an blütenbesuchenden Insektenarten betrachtet (KUPPLER et al. 2023). Dabei werden auch polylektische Arten mit längerer Aktivitätszeit eingeschlossen. In der Vernetzungsanalyse tritt die Bedeutung der räumlichen Konfiguration der Landschaft unmittelbar zutage. Aus der Analyse zeitliche Kontinuität mit dem hexagonalen Raster auf einer ähnlichen räumlichen Skala wie bei *Chelostoma florissomne* lassen sich günstige Zeiträume und Landschaftsausschnitte für Wildbienenarten ableiten.

4.4 Fazit

Die räumliche Vernetzung des Blütenangebots ist von großer Bedeutung, um in der Agrarlandschaft ein relevantes Ressourcen-Potenzial für Wildbienen bereitzuhalten. Dieses Ressourcen-Potenzial muss im Verlauf der Aktivitätszeiten der jeweiligen Wildbienenarten kontinuierlich in lokal benachbarten Bereichen, also vom Niststandort aus erreichbar für das jeweilige Individuum, bereitgestellt werden (AMMANN et al. 2024). Die bewirtschaftungsabhängige durchgehende Lücke nach der ersten Mahd ist hier problematisch (BISHOP et al. 2024). Die zweite Mahd im Grünland bzw. die erste Mahd in Grünland mit

Vertragsnaturschutz können zeitlich zusammenfallen. Dadurch ergibt sich in der zweiten Junihälfte ein erneuter Einbruch des Blütenangebots auf großen Flächen. Um dem entgegenzuwirken, sollte darauf geachtet werden, die Mahdtermine benachbarter Grünlandparzellen nicht zu nah zueinander zu legen und insbesondere die Pflege der Linienstrukturen erst deutlich später vorzunehmen, damit diese das Fehlen des Blütenangebots in der Fläche kompensieren können (BISHOP et al. 2024, JACHUŁA et al. 2021).

Zusammenfassung

Die vorliegende Studie untersucht die räumliche und zeitliche Dynamik der floralen Ressourcen in der Agrarlandschaft von Triesdorf, Bayern (Mittelfranken), während der Vegetationsperiode 2024. Während sich frühere Forschungen zum Blütenangebot in der Agrarlandschaft entweder integral mit der ganzen Landschaft oder mit nach Nutzungstypen gegliederten Analysen beschäftigt haben, bietet diese Studie eine feinskalige Analyse der zeitlichen Kontinuität und räumlichen Konnektivität der Ressourcen auf Parzellenebene des zusammenhängenden 1 km² großen Gebietes. Die Datenerfassung erfolgte im zwei- bis dreiwöchentlichen Abstand auf jeder Einzelfläche. Die vorliegende Studie konzentriert sich auf Blüten der Gattung *Ranunculus* sowie auf jene Pflanzenarten, die von Wildbienen besonders bevorzugt werden (*hvr*-Arten, Arten mit *high visitor richness*). Die Hahnenfuß-Scherenbiene (*Chelostoma florissomne*) dient als Modellorganismus um die potenzielle Anzahl von Brutzellen auf der Grundlage der Verfügbarkeit von *Ranunculus*-Blüten sowie von modellierten Niststandorten abzuschätzen. Zwei Indizes (PX_{bm} und Flux-Index) wurden zur Bewertung der Ressourcenverfügbarkeit und der Konnektivität verwendet. Zur Analyse des Habitatverbundes der blütenreichen Flächen wurde die Software Graphab verwendet. Die zeitliche Kontinuität wurde auf Basis eines Hexagonrasters analysiert.

Die Studie zeigt, dass die Verfügbarkeit des Blütenangebots im Triesdorfer Untersuchungsgebiet stark von der Landnutzung, der einzelflächenspezifischen Bewirtschaftung und der räumlichen Konfiguration der Landschaft, bzw. der Einzelflächen, abhängt. Lineare Strukturen spielen eine wichtige Rolle bei der Vernetzung von Flächen mit Blütenangebot und der Bereitstellung von Ressourcen, insbesondere in Zeiten geringer Verfügbarkeit von floralen Ressourcen.

Danksagung

Das Projekt APART wird gefördert durch das Bayerische Staatsministerium für Wissenschaft und Kunst im Rahmen der AgroMissionHub Initiative von der Technischen Universität München, der Hochschule Weihenstephan-Triesdorf und der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft. Die Landwirtschaftlichen Lehranstalten Triesdorf haben es ermöglicht, die Untersuchungen auf ihren Flächen durchzuführen. Sabrina Jovi hat tatkräftig bei der Datenerhebung mitgewirkt. Ihnen allen gilt unser Dank. Unser besonderer Dank gilt Sara Diana Leonhardt, die das APART-Kooperationsprojekt initiiert hat und leitet.

Literatur

- AMMANN, L., A. BOSEM-BAILLOD, F. HERZOG, D. FREY, M.H. ENTLING & M. ALBRECHT (2024): Spatio-temporal complementarity of floral resources sustains wild bee pollinators in agricultural landscapes. – *Agriculture, Ecosystems & Environment* **359**: 108754.
- BISHOP, G., T. FIJEN, I. RAEMAKERS, R. KATS & D. KLEIJN (2024): Bees go up, flowers go down: Increased resource limitation from late spring to summer in agricultural landscapes. – *Journal of Applied Ecology* **61**: 431–441.
- BOŻEK, M., B. DENISOW, M. STRZAŁKOWSKA-ABRAMEK, E. CHRZANOWSKA & K. WINIARCZYK (2023): Non-forest woody vegetation: A critical resource for pollinators in agricultural landscapes – a review. – *Sustainability* **15**: 8751.
- BUHK, C., R. OPPERMANN, A. SCHANOWSKI, R. BLEIL, J. LÜDEMANN & C. MAUS (2018): Flower strip networks offer promising long term effects on pollinator species richness in intensively cultivated agricultural areas. – *BMC Ecology* **18**: 55.
- CRONE, E. E. & N. M. WILLIAMS (2016): Bumble bee colony dynamics: Quantifying the importance of land use and floral resources for colony growth and queen production. – *Ecology Letters* **19** (4): 460–468.
- ECKHARDT, M., M. HAIDER, S. DORN & A. MÜLLER (2014): Pollen mixing in pollen generalist solitary bees: A possible strategy to complement or mitigate unfavourable pollen properties? – *The Journal of Animal Ecology* **83**: 588–597.
- FOLTÊTE, J.-C., C. CLAUZEL & G. VUIDEL (2012): A software tool dedicated to the modelling of landscape networks. – *Environmental Modelling & Software* **38**: 316–327.
- FOLTÊTE, J.-C., G. VUIDEL, P. SAVARY, C. CLAUZEL, Y. SAHRAOUI, X. GIRARDET & M. BOURGEOIS (2021): Graphab: An application for modeling and managing ecological habitat networks. – *Software Impacts* **8**: 100065.
- FORTIN, M.-J., P.M.A. JAMES, A. MACKENZIE, S.J. MELLES & B. RAYFIELD (2012): Spatial statistics, spatial regression, and graph theory in ecology. – *Spatial Statistics* **1**: 100–109.
- GARIBALDI, L., I. STEFFAN-DEWENTER, R. WINFREE, M. AIZEN, R. BOMMARCO, S. CUNNINGHAM, C. KREMEN, L. CARVALHEIRO, L. HARDER, O. AFİK, I. BARTOMEUS, F. BENJAMIN, V. BOREUX, D. CARIVEAU, N. CHACOFF, J. DUDENHÖFFER, B. FREITAS, J. GHAZOUL, S. GREENLEAF & A. KLEIN (2013): Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honey bee abundance. – *Science* **339**: 1608.
- HALLMANN, C.A., M. SORG, E. JONGEJANS, H. SIEPEL, N. HOFLAND, H. SCHWAN, W. STENMANS, A. MÜLLER, H. SUMSER, T. HÖRREN, D. GOULSON & H. DE KROON (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. – *PLoS ONE* **12**: e0185809.
- HEMBERGER, J., O. BERNAUER, H. GAINES-DAY & C. GRATTON (2023): Landscape-scale floral resource discontinuity decreases bumble bee occurrence and alters community composition. – *Ecological Applications* **33**: e2907.
- HOFMANN, M., A. FLEISCHMANN & S. RENNER (2020): Foraging distances in six species of solitary bees with body lengths of 6 to 15 mm, inferred from individual tagging, suggest 150 m-rule-of-thumb for flower strip distances. – *Journal of Hymenoptera Research* **77**: 105–117.
- HOLZSCHUH, A., C.F. DORMANN, T. TSCHARNTKE & I. STEFFAN-DEWENTER (2013): Mass-flowering crops enhance wild bee abundance. – *Oecologia* **172**: 477–484.

- IRLBECK, L. & M. RUDNER (2024): Zum Einfluss der Landnutzung auf die Vernetzung des Blütenangebots in der Agrarlandschaft – Erste Ergebnisse aus Mittelfranken. – Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft **2024/5**: 178–182.
- JACHUŁA, J., B. DENISOW & M. WRZESIEŃ (2021): Habitat heterogeneity helps to mitigate pollinator nectar sugar deficit and discontinuity in an agricultural landscape. – Science of the Total Environment **782**: 146909.
- KÄPYLÄ, M. (1978): Foraging distance of a small solitary bee, *Chelostoma maxillosum* (Hymenoptera, Megachilidae). – Annales Entomologici Fennici **44**: 63–64.
- KEVAN, P. & H. BAKER (1983): Insects as flower visitors and pollinators. – Annual Review of Entomology **28**: 407–453.
- KORTMANN, M., A. CHAO, C.-H. CHIU, C. HEIBL, O. MITESSER, J. MORINIÈRE, V. BOZICEVIC, T. HOTHORN, J. ROTHACHER, J. ENGLMEIER, J. EWALD, U. FRICKE, C. GANUZA, M. HAENSEL, C. MONING, S. REDLICH, S. ROJAS-BOTERO, C. TOBISCH, J. UHLER, J. ZHANG, I. STEFFAN-DEWENTER & J. MÜLLER (2025): A short cut to sample coverage standardization in meta-barcoding data provides new insights into land use effects on insect diversity. – Proceedings of the Royal Society B **292**: 20242927.
- KRATOCHWIL, A. (1987): Zoologische Untersuchungen auf pflanzensoziologischem Raster – Methoden, Probleme und Beispiele bioökologischer Forschung. – Tuexenia **7**: 13–51.
- KUPPLER, J., U. NEUMÜLLER, A. MAYR, S. HOPFENMÜLLER, K. WEISS, R. PROSI, A. SCHANOWSKI, H.-R. SCHWENNINGER, M. AYASSE & H. BURGER (2023): Favourite plants of wild bees. – Agriculture, Ecosystems & Environment **342**: 108266.
- LANG, S. & T. BLASCHKE (2007): Landschaftsanalyse mit GIS. – Ulmer, Stuttgart.
- LEONHARDT, S.D., N. GALLAI, L.A. GARIBALDI, M. KUHLMANN & A.-M. KLEIN (2013): Economic gain, stability of pollination and bee diversity decrease from southern to northern Europe. – Basic and Applied Ecology **14**: 461–471.
- MARTIN, H.-J. (2000): Wildbienen-Kalender. URL <https://www.wildbienen.de/wba-kale.htm> (accessed 31.7.25).
- MARTIN, E. A., M. DAINESE, Y. CLOUGH, A. BÁLDI, R. BOMMARCO, V. GAGIC, M. P. D. GARRATT, A. HOLZSCHUH, D. KLEIJN, A. KOVÁCS-HOSTYÁNSZKI, L. MARINI, S. G. POTTS, H. G. SMITH, D. AL HASSAN, M. ALBRECHT, G. K. S. ANDERSSON, J. D. ASÍS, S. AVIRON, M. V. BALZAN, L. BAÑOS-PICÓN, I. BARTOMEUS, P. BATÁRY, F. BUREL, B. CABALLERO-LÓPEZ, E. D. CONCEPCIÓN, V. COUDRAIN, J. DÄNHARDT, M. DIAZ, T. DIEKÖTTER, C. F. DORMANN, R. DUFLLOT, M. H. ENTLING, N. FARWIG, C. FISCHER, T. FRANK, L. A. GARIBALDI, J. HERMANN, F. HERZOG, D. INCLÁN, K. JACOT, F. JAUKE, P. JEANNERET, M. KAISER, J. KRAUSS, V. LE FÉON, J. MARSHALL, A. MOONEN, G. MORENO, V. RIEDINGER, M. RUNDLÖF, A. RUSCH, J. SCHEPER, G. SCHNEIDER, C. SCHÜEPF, S. STUTZ, L. SUTTER, G. TAMBURINI, C. THIES, J. TORMOS, T. TSCHARNTKE, M. TSCHUMI, D. UZMAN, C. WAGNER, M. ZUBAIR-ANJUM & I. STEFFAN-DEWENTER (2019): The Interplay of landscape composition and configuration: New pathways to manage functional biodiversity and agroecosystem services across Europe. – Ecology Letters **22** (7): 1083–1094.

- MISTHILGER, B. (2025): Bayernweite Aufwuchsuntersuchungen zum ersten Schnitt im Grünland und Klee gras 2025 – Rückblick zum 1. Schnitt. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft. URL <https://www.lfl.bayern.de/ite/futterwirtschaft/070668/> (accessed 7.7.25).
- MÜLLER, J., T. HOTHORN, Y. YUAN, S. SEIBOLD, O. MITESSER, J. ROTHACHER, J. FREUND, C. WILD, M. WOLZ & A. MENZEL (2023): Weather explains the decline and rise of insect biomass over 34 years. – *Nature* **628**: 349–354.
- OSBORNE, J.L., A.P. MARTIN, N.L. CARRECK, J.L. SWAIN, M.E. KNIGHT, D. GOULSON, R.J. HALE & R.A. SANDERSON (2008): Bumblebee flight distances in relation to the forage landscape. – *Journal of Animal Ecology* **77**: 406–415.
- PEBESMA, E. (2018): Simple features for R: Standardized support for spatial vector data. – *The R Journal* **10** (1): 439–446.
- PEBESMA, E. & R. BIVAND (2023): Spatial data science: With applications in R. Chapman and Hall/CRC.
- POTTS, S.G., J.C. BIESMEIJER, C. KREMEN, P. NEUMANN, O. SCHWEIGER & W.E. KUNIN (2010): Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. – *Trends in Ecology & Evolution* **25**: 345–353.
- QGIS DEVELOPMENT TEAM (2023): QGIS Geographic Information System. – <https://qgis.org/>.
- R CORE TEAM (2023): R: A language and environment for statistical computing. – R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- RANDS, S.A. & H.M. WHITNEY (2011): Field margins, foraging distances and their impacts on nesting pollinator success. – *PLoS ONE* **6**: e25971.
- RAYFIELD, B., M.-J. FORTIN & A. FALL (2011): Connectivity for conservation: a framework to classify network measures. – *Ecology* **92**: 847–858.
- ROULSTON, T.H. & K. GOODELL (2011): The role of resources and risks in regulating wild bee populations. – *Annual Review of Entomology* **56**: 293–312.
- SCHEUCHL, E. & W. WILLNER (2016): Taschenlexikon der Wildbienen Mitteleuropas: alle Arten im Porträt. – Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim.
- SCHMIED, H., L. GETROST, A. HAMM & T. DÜNZKOFER (2023): The flower strip dilemma (FSD): An overlooked challenge in nature conservation and a possible first step towards a solution by combining different aged flower strips. – *Agriculture, Ecosystems & Environment* **347**: 108375.
- SCHÜTZ, L., B. WENZEL, T. ROTTSTOCK, S. DACHBRODT-SAAAYDEH, B. GOLLA & H. KEHLENBECK (2022): How to promote multifunctionality of vegetated strips in arable farming: A qualitative approach for Germany. – *Ecosphere* **13**: e4229.
- STEFFAN-DEWENTER, I. (2003): Importance of habitat area and landscape context for species richness of bees and wasps in fragmented orchard meadows. – *Conservation Biology* **17**: 1036–1044.
- TIMBERLAKE, T.P., I.P. VAUGHAN & J. MEMMOTT (2019): Phenology of farmland floral resources reveals seasonal gaps in nectar availability for bumblebees. – *Journal of Applied Ecology* **56**: 1585–1596.
- TTSCHARNTKE, T., A.M. KLEIN, A. KRUESS, I. STEFFAN-DEWENTER & C. THIES (2005): Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. – *Ecology Letters* **8**: 857–874.

- URBAN, D. & T. KEITT (2001): Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. – *Ecology* **82**: 1205–1218.
- VASILIEV, D. & S. GREENWOOD (2023): The role of landscape connectivity in maintaining pollinator biodiversity needs reconsideration. – *Biodiversity and Conservation* **32**: 3765–3790.
- WEIMANN, E., A. HOCHKIRCH & S. SCHNEIDER (2024): Blütenbesuchende Insekten und Saatgutproduktion: Wildpflanzensaatgutvermehrung und ihre Bedeutung für Bestäuber. – *Naturschutz und Landschaftsplanung* **56**: 24–33.
- WESTRICH, P. (2019): *Die Wildbienen Deutschlands*. – 2. aktualisierte Auflage, Ulmer, Stuttgart.
- WINFREE, R., R. AGUILAR, D.P. VÁZQUEZ, G. LEBUHN & M.A. AIZEN (2009): A meta-analysis of bees' responses to anthropogenic disturbance. – *Ecology* **90**: 2068–2076.
- WRIGHT, E.K., T.P. TIMBERLAKE, M. BAUDE, I.P. VAUGHAN & J. MEMMOTT (2024): Quantifying the production of plant pollen at the farm scale. – *New Phytologist* **242**: 2888–2899.
- ZURBUCHEN, A., S. CHEESMAN, J. KLAIBER, A. MÜLLER, S. HEIN & S. DORN (2010a): Long foraging distances impose high costs on offspring production in solitary bees. – *The Journal of Animal Ecology* **79**: 674–681.
- ZURBUCHEN, A., L. LANDERT, J. KLAIBER, A. MÜLLER, S. HEIN & S. DORN (2010b): Maximum foraging ranges in solitary bees: Only few individuals have the capability to cover long foraging distances. – *Biological Conservation* **143**: 669–676.
- ZURBUCHEN, A. & A. MÜLLER (2012): *Wildbienenschutz – von der Wissenschaft zur Praxis*. – 1. Auflage, Bristol-Schriftenreihe, Haupt, Bern.

Adresse der Autoren:

Larsia Irlbeck (B.Eng.), Prof. Dr. Michael Rudner
Hochschule Weihenstephan-Triesdorf, Biomasse-Institut
Markgrafenstraße 16, 91746 Weidenbach
larsia.irlbeck@hswt.de; michael.rudner@hswt.de