



universität
wien

MASTERARBEIT / MASTER'S THESIS

Titel der Masterarbeit / Title of the Master's Thesis

Charakterisierung von Larvalhabitaten des Osterluzei-
falters *Zerynthia polyxena* (Lepidoptera: Papilionidae)
in Wien

verfasst von / submitted by

Stefanie Jirout BEd

angestrebter akademischer Grad / in partial fulfilment of the requirements for the degree of
Master of Science (MSc)

Wien, 2021 / Vienna, 2021

Studienkennzahl lt. Studienblatt /
degree programme code as it appears on
the student record sheet:

UA 066 879

Studienrichtung lt. Studienblatt /
degree programme as it appears on
the student record sheet:

Masterstudium Naturschutz und Biodiversitätsmanagement

Betreut von /
Supervisor:

Univ.-Prof. Mag. Dr. Konrad Fiedler

Danksagung

Für die Unterstützung während der Entstehung meiner Masterarbeit möchte ich gerne folgenden Personen meinen Dank aussprechen. Im akademischen Bereich danke ich besonders meinem Betreuer Univ.-Prof. Mag. Dr. Konrad Fiedler für seine eingehende Unterstützung bei der Fertigstellung meiner Masterarbeit. Ebenfalls möchte ich mich bei meinen Ansprechpartnern DI Manfred Pendl und DI Andreas Kasper von der Magistratsabteilung 22 Wien für die zur Verfügung gestellte Datengrundlage und die gute Zusammenarbeit bedanken. Meinen Eltern und Freund*innen bin ich ebenfalls für ihre Unterstützung auf meinem Weg durchs Studium sehr dankbar. Und ganz besonders möchte ich meinem Freund Robert danken, für seine Geduld und Unterstützung in dieser bedeutungsvollen Zeit.

Inhaltsverzeichnis

Kurzfassung	VII
1 Einleitung	1
2 Material und Methode	5
2.1 Untersuchte Art	5
2.2 Wirtspflanze	8
2.3 Untersuchungsgebiet	9
2.4 Auswahl der Untersuchungsflächen	10
2.5 Datenerhebung	11
2.6 Statistische Auswertung	15
3 Ergebnisse.....	16
3.1 Landschaftsebene	16
3.2 Konnektivität.....	17
3.3 Patchebene.....	19
3.4 Standortbesetzung	22
3.5 Pflanzenebene	23
3.6 Zusammenfassende Darstellung	25
4 Diskussion.....	26
4.1 Analyse von <i>A.-clematitis</i> -Standorten als günstige Larvalhabitate	26
4.1.1 Untersuchungsschwerpunkte auf der Landschaftsebene	28
4.1.2 Untersuchungsschwerpunkte auf der Patchebene	30
4.1.3 Untersuchungsschwerpunkte auf der Pflanzenebene.....	32
4.2 Populationsdynamik	34
4.3 Habitatqualität	35
4.4 Aspekte zu Management und Förderung.....	37
Literaturverzeichnis	IX
Abbildungsverzeichnis	XVII
Tabellenverzeichnis	XVIII

Kurzfassung

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit der Charakterisierung von günstigen Larvalhabitaten für den Osterluzeifalter (*Zerynthia polyxena*) im Großraum Wien. Die Datenbasis bilden eigene Feldarbeiten in Verbindung mit Kartierungen der Wirtspflanze *Aristolochia clematitis* (Echt-Osterluzei) aus dem Jahr 2019. Die Lebensraumansprüche der monophagen Art werden stark von den larvalen Bedürfnissen dominiert und sind für diese Zielart grundsätzlich recht gut bekannt, aber einschlägige quantitative Studien aus Österreich fehlen bislang. Das Forschungsdesign umfasste den Nachweis von *Z. polyxena* Larven durch standardisiertes Absuchen von Wirtspflanzenstandorten und die Erhebung von biotischen sowie abiotischen Standortparametern auf verschiedenen räumlichen Ebenen.

Auf 53 der 95 untersuchten Standorte konnten Präimaginalstadien nachgewiesen werden. Es zeigte sich, dass die Anzahl der Futterpflanzentriebe, wie auch die Patchgröße einen signifikanten Einfluss auf die Besetzung von Habitaten mit Larven hatten und nach der Konnektivität von Standorten, zu den aussagekräftigsten Faktoren zählten. Die Distanz zum nächstgelegenen besetzten Standort stellte sich als wesentlich für das Larvenvorkommen heraus. Besiedelte Larvenhabitate wiesen dabei geringere Abstände untereinander auf als unbesiedelte. Keinen erkennbaren Einfluss ergab die Messung der Distanzen zwischen den Untersuchungsflächen und Wald- bzw. Wasserflächen. Die Analyse der angrenzenden Landschaftsstruktur (50 m Radius) ergab, dass die Baumkronenfläche einen negativen Einfluss auf die Larvenbesiedlung zeigte. Auf der Ebene der Mikrohabitate ergab sich für Beschattung, Blattmasse und Höhe der Osterluzei-Pflanzen kein Zusammenhang mit der Larvenpräsenz, wohingegen der Faktor blühende Triebe einen positiven Einfluss hatte. *Z. polyxena* unterliegt als FFH-Art des Anhangs IV der EU-Berichtspflicht und sollte in regelmäßigen Abständen dokumentiert werden, um gegebenenfalls Gefährdungen mittels entsprechender Management- und Schutzmaßnahmen entgegenzuwirken.

Abstract

This thesis targets the characterization of favourable larval habitats for the southern festoon (*Zerynthia polyxena*) in the metropolitan area of Vienna. Starting from a mapping of the larval host plant *Aristolochia clematitis* (European birthwort) in 2019, possible habitat patches were surveyed in 2020 for the presence of larvae. Habitat requirements of *Z. polyxena* are dominated strongly by larval needs and are generally well known, however respective quantitative studies from Austria are missing so far. The research design incorporated detection of larvae by standardized scanning of host plant habitats and surveying biotic as well as abiotic site parameters on several spatial scales.

At 53 of 95 locations pre-imaginal states could be verified. Results show that the number of food-plant shoots as well as patch size had a significant positive effect on the occupation of habitats by larvae. These were the most meaningful factors besides connectivity of sites. Especially the distance to the nearest occupied site was important for occurrence of larvae. Occupied larval habitats showed less distance among each other than unoccupied habitats. Further, site occupancy was not related to distances between study sites to the nearest forest edge or water body. Analysis of surrounding landscape structure (50 m radius) showed that canopy cover had a negative effect on larval occurrences. Concerning microhabitat attributes, shading, the number of host-plant leaves and plant height were not related to presence of larvae, whereas the factor flowering shoots had a positive effect. *Z. polyxena* is protected according to EU nature conservation law in Annex IV. For documentation, a regularly monitoring should take place, and if necessary, intervened by appropriate management and protection measurements.

Keywords: *Zerynthia polyxena*, *Aristolochia clematitis*, Vienna, pre-imaginal instars, larval habitats

1 Einleitung

Die Bewertung von Erhaltungszuständen von Schmetterlingspopulationen beruht vor allem auf langjährigen Beobachtungen von Populationsentwicklungen und Verteilungsänderungen (Van Swaay et al., 2008, 2011; Essens et al., 2017). Um den Verlust an biologischer Vielfalt zu begrenzen, spielt neben der kontinuierlichen Bewertung des Biodiversitätsstatus ebenso ein ökologisches Verständnis für die Anfälligkeit von Arten in Bezug auf Umweltaspekte in all ihren Lebenszyklusphasen eine entscheidende Rolle (Essens et al., 2017). Im Zyklus aller pflanzenfressenden Insekten besteht eine Wechselwirkung mit deren Wirtspflanzen. Ein günstiges Larvalhabitat bildet dabei die Grundlage für eine optimale Entwicklung und eine erfolgreich bestehende Population (Dennis, 2003; Fartmann und Hermann, 2006; Batáry et al., 2008). Anders als die meist mobilen adulten Falter, sind die Präimaginalstadien nur begrenzt dazu in der Lage, sich ungünstigen Umwelteinflüssen und -veränderungen zu entziehen. Die Suche nach Präimaginalstadien bildet vor allem für Arten mit sehr spezifischen Ansprüchen an die Wirtspflanze eine geeignete und zielführende Strategie für deren Erhebung. Diese Einschätzung trifft auf ca. ein Viertel der mitteleuropäischen Schmetterlingsarten zu. Daher ist das Monitoring früher Stadien der Entwicklung geeignet, um den Fortbestand von Schmetterlingen zu fördern und Gefährdungen möglichst frühzeitig zu erkennen (Fartmann und Hermann, 2006; Fartmann und Timmermann, 2006). Mittlerweile widmet sich daher die Schmetterlingsforschung vermehrt auch der Untersuchung von Präimaginallebensräumen (Fartmann und Hermann, 2006; Batáry et al., 2008). Wobei die Habitatqualität einzelner Standorte nur einen Aspekt darstellt. Die räumliche Vernetzung von Standorten in einem Lebensraumkomplex nimmt keine geringere Rolle ein und ist besonders für Arten mit einer hohen Spezialisierung und bzw. oder einer engen Nische von Bedeutung. Folglich kann daher die Konnektivität von Habitaten als auch die Ressourcenqualität für eine stabile Entwicklung von Arten mit Metapopulationsstrukturen ausschlaggebend sein (Hanski, 1999; Bauerfeind et al., 2009; Poniatowski et al., 2018; Münsch et al., 2019). Daher können in Managementplänen, neben der Beobachtung von Populationsentwicklungen und Auffälligkeiten in der Verteilung, ebenso die Qualität und Verfügbarkeit von Larvalhabitaten aufgenommen werden (Fartmann und Hermann, 2006). Voraussetzung dafür ist eine ausreichend große Datengrundlage, auf deren Basis agiert werden kann. Obwohl Tagfalter, im Gegensatz zu vielen anderen

Insektengruppen, bereits gut untersucht sind (Van Swaay et al., 2008; Wiemers et al., 2018), bleiben standardisierte Stichproben und Monitoring wichtige Instrumente im Naturschutz, um Populationsrückgänge möglichst früh zu erkennen. Tatsächlich zeigen Monitoring-Programme bereits jetzt einen abnehmenden Bestandstrend für viele Arten, welcher sich auf Grundlage von prädiktiven Szenarien bis 2080 noch zuspitzen könnte, indem 78 % der Schmetterlinge bis zu 50 % ihrer klimatischen Nischen verlieren (Van Swaay et al., 2008, 2010, 2011; Settele et al., 2010; Essens et al., 2017). Alarmierend kommt hinzu, dass in Österreich die Gruppe der Insekten nicht nur in urbanen Gebieten, sondern auch in Schutzgebieten einen Schwund von bis zu 75 % aufweist (Geiser, 2018). Wie zutreffend die Einschätzung der Bedrohung einer Art auf europäischer Ebene ist, hängt unter anderem von der nationalen Datenqualität ab. Fehlen zuverlässige nationale Daten, wird die Bedrohung sogar eher unterschätzt und vermeintlich gefährdete Arten als stabil eingeordnet (Van Swaay et al., 2010; Essens et al., 2017). Zur Tagfalterart *Zerynthia polyxena* gibt es bereits umfassende Forschungsarbeiten zu Speziation, Biogeographie, Populations- und Autökologie (Rothschild et al., 1972; Höttinger, 2003; Örvösy et al., 2005, 2014; Batáry et al., 2008; Dapporto, 2010; Čelik, 2012; Zinetti et al., 2013; Šlancarová et al., 2015; Bârcă und Niculae, 2018; Gauthier et al., 2020). Dennoch ist es aus naturschutzfachlicher Sicht wünschenswert, Studien auf lokaler Ebene zum Vergleich durchzuführen, weil nicht alle in anderen Regionen beobachteten Abhängigkeiten auf jede Zielregion generalisiert werden können.

Die vorliegende Forschungsarbeit umfasst die Untersuchung von Larvalhabitateigenschaften von *Z. polyxena* auf verschiedenen räumlichen Ebenen im Bundesland Wien. Es handelt sich bei *Z. polyxena* um eine als eher sesshaft beschriebene Art mit einer vermutlich unterschätzten Ausbreitungsfähigkeit (Höttinger, 2003; Čelik, 2012; Höttinger et al., 2013; Vovlas et al., 2014; Ghesini et al., 2019), welche aufgrund der monophagen Lebensweise ihrer Raupen in Österreich an das Vorkommen ihrer Wirtspflanze, der Echt-Osterluzei (*Aristolochia clematitis*), gebunden und dementsprechend eine Metapopulationsstruktur anzunehmen ist (Höttinger, 2003; Dapporto, 2009; Čelik, 2012; Šlancarová et al., 2015). Obwohl das Verbreitungsgebiet von *Z. polyxena* über weite Teile Europas reicht, gab es regionale Rückgänge, die dazu führten, dass diese Art auf nationaler wie auch europäischer Ebene als schutzbedürftig geführt wird (Höttinger, 2003; Van Swaay et al., 2012; Rabitsch et al., 2020). Der Prognose von Höttinger (2003) und Höttinger et al. (2013) zufolge scheinen

die Populationen im Osten Österreichs jedoch stabil zu sein und sich aufgrund von günstigen klimatischen Bedingungen eher sogar auszubreiten. Jedoch konnte im Zuge des Monitorings gemäß Artikel 11 FFH-Richtlinie, die Art in der Berichtsperiode 2013-2018 an ehemaligen Fundorten mittels der Methode Totalzensus nicht mehr nachgewiesen werden (Ellmauer et al., 2019a, 2019b). Woraufhin das Umweltbundesamt *Z. polyxena* im Jahr 2019 einen ungünstigen bis unzureichenden Erhaltungszustand, mit der Tendenz sich zu verschlechtern, zuordnete (Rabitsch et al., 2020). Wenn auch auf europäischer Ebene noch keine besonderen Erhaltungsmaßnahmen notwendig sind, muss aufgrund europarechtlicher Vorgaben in Ländern mit Artvorkommen eine Überwachung der Populationsentwicklung stattfinden, um wenn nötig Schutzmaßnahmen ergreifen zu können (Van Swaay et al., 2012). Durch das permanente Vorkommen des, laut Wiener Naturschutzverordnung (Wr.NschVO., 1998) sowie EU-Richtlinie streng geschützten Osterluzeifalters (*Zerynthia polyxena*), ergibt sich eine naturschutzrechtliche Berichtspflicht für diese FFH-Art des Anhangs IV (Richtlinie 92/43/EWG, 1992). Daher müssen in regelmäßigen Abständen Kontrollen (Monitoring) der Artbestände wie auch Managementmaßnahmen zur Erhaltung der Habitate organisiert und durchgeführt werden (ARGE Basiserhebung, 2012; Höttinger et al., 2013). Gefährdet wird diese Art durch den Verlust von geeigneten Habitaten, wie mesophilen Saumbereichen und Offenlandschaften mit trockenen bis mäßig feuchten Eigenschaften, welche durch Sukzession, Neophyten, Mahd, Verbuschung aufgrund unzureichender Landschaftspflege, Intensivierung der Landwirtschaft oder Verbauung und Flächenversiegelungen verloren gehen (Örvössy et al., 2005; Batáry et al., 2008; Dapporto 2009; Van Swaay et al., 2012; Höttinger et al., 2013).

Die Lebensraumsansprüche dieser Zielart sind grundsätzlich recht gut bekannt, aber einschlägige quantitative Studien aus Österreich fehlen bislang. Ziel dieser Forschungsarbeit ist es, das Wissen über *Z. polyxena* zu erweitern und dazu beizutragen, dass mit der Grundlage einer nachvollzieh- und wiederholbaren Datensammlung regionale Managementmaßnahmen bei entsprechendem Bedarf gezielt ein- und umgesetzt werden können. Die im Rahmen dieser Masterarbeit erhobenen Daten können darüber hinaus zur praktischen Validierung der Kartierungsanleitung der FFH-Basiserhebung (ARGE Basiserhebung, 2012; Ellmauer et al., 2019c) herangezogen werden. Das Hauptziel ist es, mit einem genormten Absuchen von Wirtspflanzenbeständen auf Präimaginalstadien und der Erhebung von

biotischen sowie abiotischen Standortparametern aus verschiedenen Einflussbereichen, durch den Konnex von Larvenpräsenz und Standortfaktoren, günstige Larvalhabitate für *Z. polyxena* zu charakterisieren.

Dementsprechend wurden folgende Forschungsfragen und Hypothesen aufgestellt:

- Welchen Einfluss hat die Distanz von Untersuchungsflächen zu Waldbeständen und Gewässern auf das Larvenvorkommen?
- Welchen Einfluss hat die Distanz von Untersuchungsflächen zueinander (Konnektivität lokaler Deme innerhalb einer Metapopulation) auf das Larvenvorkommen?
- Gibt es Landschaftsausprägungen im Bereich um die Untersuchungsstandorte, welche die Besiedelung mit Larven begünstigen?
- Welchen Einfluss haben Habitatfaktoren verschiedener Ebenen (Deskriptoren der Habitatqualität) auf das Vorkommen von Larven auf den Untersuchungsflächen?

Hypothesen:

- Die Wahrscheinlichkeit einer Larvenbesetzung steigt mit der Nähe des Untersuchungsstandortes zu einem besetzten Patch.
- Je höher der Beschattungsgrad einer Untersuchungsfläche, desto unattraktiver ist diese als Entwicklungshabitat für Präimaginalstadien.
- Eine erhöhte Anzahl von *Aristolochia-clematitis*-Trieben auf der Untersuchungsfläche begünstigt das Larvenvorkommen.
- Eigenschaften von Pflanzen wie eine hohe Biomasse (Blattzahl) bzw. Triebhöhe wirken sich im Gegensatz zu kleinwüchsigen, potenziellen Futterpflanzen positiv auf das Larvenvorkommen aus.
- Durch das Vorkommen von Wirtspflanzen mit Blüten als frühe Larvennahrung und Rückzugsort auf Untersuchungsflächen wird die Wahrscheinlichkeit einer Besetzung erhöht.

2 Material und Methode

2.1 Untersuchte Art

Der Osterluzeifalter (*Zerynthia polyxena*) ist ein zur Familie der Ritterfalter (Papilionidae) gehörender Tagfalter, dessen Verbreitungsgebiet sich von Südostfrankreich und Norditalien über den Balkan hinweg bis nach Südwestrussland erstreckt (Höttinger, 2003). Populationen Italiens südlich des Po werden in jüngerer Zeit oft als eigenständige Art (*Z. cassandra*) abgetrennt (Zinetti et al., 2013). In Österreich wurde die univoltin lebende Art im Burgenland, in Niederösterreich, in der Steiermark und auch in Wien nachgewiesen (Bolz, 2013; Höttinger et al., 2013), wobei Wien zugleich der Typenfundort der Art ist (Schiffermüller und Denis, 1775). Österreich liegt dabei nahe an der heutigen Nordgrenze der Artenverbreitung, die sich in Mitteleuropa bis ins südliche Tschechien (Mähren) erstreckt (Beneš et al., 2002). Aus dem 19. Jahrhundert gibt es Nachweise aus dem bayrischen Donau-Gebiet nahe Regensburg (Bolz, 2013), deren Indigenat fraglich ist. Sporadische jüngere Nachweise in Deutschland gehen auf illegale Aussetzungen zurück (Reinhardt, 2020). *Zerynthia*-Arten werden aufgrund von Markierungs-Wiederfang-Studien als ortstreue Schmetterlinge mit einer Flugreichweite von bis zu einigen hundert Metern betrachtet (Čelik, 2012; Vovlas et al., 2014; Ghesini et al., 2018, 2019). Jedoch werden in der Literatur ebenfalls Flugreichweiten von einigen wenigen Kilometern, bis Entfernungen von über 10 km angenommen (Höttinger, 2003; Šlancarová et al., 2015), so dass zumindest grundsätzlich auch neue Habitatflecken in größerem Abstand zu bestehenden Demen besiedelt werden können. Die Fähigkeit zur Ausbreitung und Besiedlung neuer Räume ergibt sich daher auch aus der Biologie der einzigen in Österreich vorkommenden Wirtspflanze *Aristolochia clematitis*, der Echt-Osterluzei. Diese tritt vor allem in der Kulturlandschaft auf ephemeren Standorten und Störstellen auf, was zu einer zeitlichen Einschränkung für das Vorkommen einzelner Populationen an Standorten führen kann (Höttinger, 2003; Čelik, 2012; Höttinger et al., 2013). Es ist daher eine Metapopulationsstruktur zu erwarten, wie sie viele Tagfalterarten dynamischer Sukzessionshabitate aufweisen (Hanski, 1999; Höttinger, 2003; Čelik, 2012; Poniatowski et al., 2018).

Von *Z. polyxena* werden eher besonnte Randbereiche von Hecken, Wäldern und Wiesen sowie Dämmen und Böschungen, die an linearen Landschaftsstrukturen wie z. B. an Gräben, Straßen, Bahnlinien, Bach- oder Flussufern zu finden sind, bevorzugt

(Höttinger, 2003; Höttinger et al., 2013). Die Flugzeit der Imagines erstreckt sich in Österreich von Anfang bzw. Mitte März bis Ende Juni (Höttinger et al., 2013), wobei diese Angaben gebietsabhängig sind und klimatischen sowie witterungsbedingten Schwankungen unterliegen (Höttinger, 2003; Ellmauer et al., 2019c). Die Eier werden einzeln oder in kleinen Gruppen meist an die Blattunterseite der Echt-Osterluzei gelegt (Van Swaay et al., 2012; Höttinger et al., 2013). Nach Vovlas et al. (2014) legt ein Weibchen während seiner gesamten Lebensspanne bis zu 60 Eier, wohingegen Settele et al. (2005) eine geschätzte Fekundität von 40 bis 89 Eiern angeben. Nach etwa einer Woche schlüpfen die Larven (Örvössy et al., 2014) und besitzen zu Anfang eine schwarze Färbung, bis sie sich später hellbraun, gelblichgrau oder gelblichweiß mit schwarzen Punkten verfärben. Sie können eine Länge von bis zu 35 mm erreichen und besitzen sechs Reihen behaarte Hautzapfen, die zur Gänze oder bis auf schwarze Spitzen, orange gefärbt sind (Van Swaay et al., 2012). Im ersten Raupenstadium sind sie eher an frischen und zarten Pflanzenteilen sowie den Blüten zu finden. Später wird auch kräftigeres Blattwerk gefressen (Höttinger et al., 2013).

Abbildung 1: Verschiedene Entwicklungsstadien des Osterluzeifalters auf der Echt-Osterluzei. Von links nach rechts: Auf der Blattunterseite abgelegte Eier. Jungraupen in Blüte. Ausgewachsene Raupe. (Fotos: S. Jirout, 2020)



In der Pflanze enthaltene Aristolochiasäuren sind für Wirbeltiere giftig. Sie werden von *Z.-polyxena*-Larven durch den Fraß an der Pflanze aufgenommen und im Gewebe der Larven eingelagert. Demgemäß weisen die Larven eine aposematische Färbung auf und erlangen mit zunehmendem Wachstum vermutlich einen gewissen Fraßschutz vor Wirbeltier-Prädatoren (Rothschild et al., 1972; Ghesini et al., 2019), wie dies bei anderen Papilioniden, deren Raupen Sekundärmetabolite aus Aristolochiaceen sequestrieren, nachgewiesen wurde (Sime et al., 2000). Die im Körper gebundenen

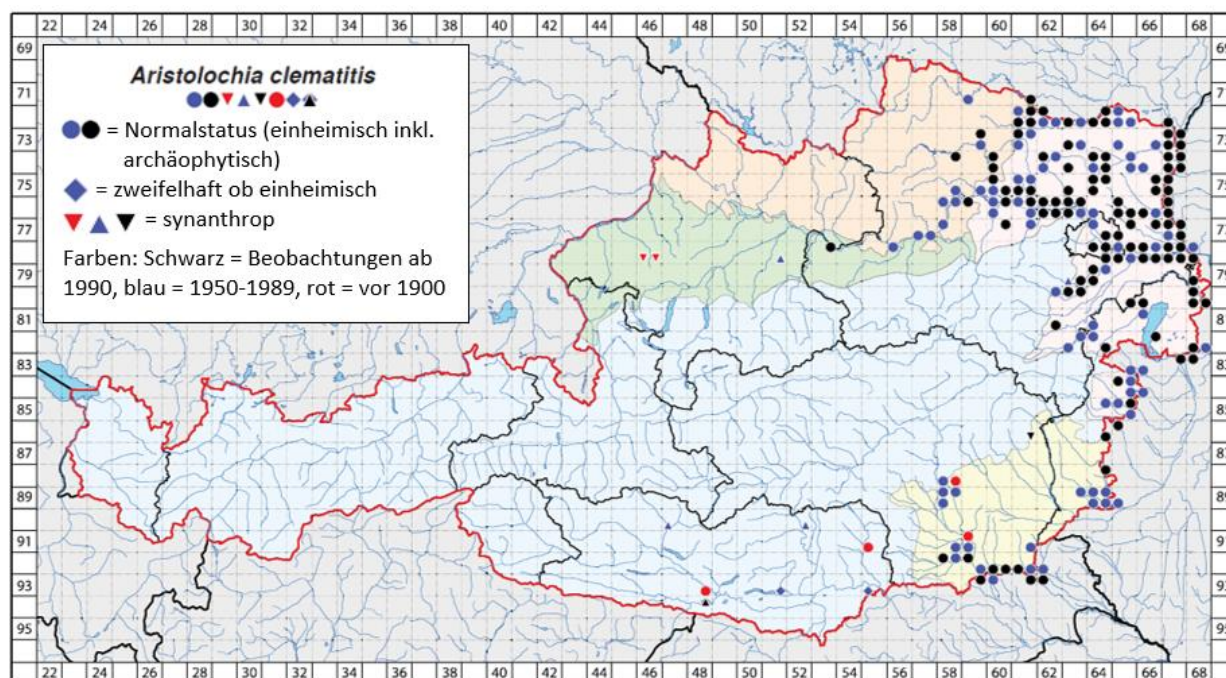
Phytotoxine konnten nicht nur in Präimaginalstadien, sondern auch in Imagines von *Z. polyxena* nachgewiesen werden (Moore et al., 1990). Nach vier bis fünf Wochen verpuppen sich die Larven für die Diapause an einem geeigneten Ort, um dort als Gürtelpuppe zu überwintern. Dafür werden die Blattunterseiten der Wirtspflanze, aber auch Äste und anderes Pflanzenmaterial bis hin zu Steinen gewählt (Höttinger, 2003; Höttinger et al., 2013; Vovlas et al., 2014). Ab März schlüpft in Österreich in weiterer Folge eine einzige, langgezogene Generation an Faltern (Höttinger et al., 2013) mit einer durchschnittlichen Lebensspanne von 4,4 Tagen, wobei einzelne Individuen bis zu 23 Tage überleben können (Čelik, 2012). Das Wissen zur Nahrungsaufnahme der Imagines in Österreich basiert vor allem auf persönlichen Beobachtungen von Autoren. Demnach werden Nektarquellen eher selten besucht (Baumann, 1981; Habeler, 1986a; Höttinger, 2003; Höttinger et al., 2013), obgleich es den Tieren anatomisch möglich wäre. Dies könnte auf die nördliche Grenze der Artverteilung (Čelik, 2012) und den frühen Beginn der Flugperiode zurückzuführen sein, wodurch den Tieren ein eher rares Angebot an Blüten zur Verfügung steht. Die Kesselfallenblüten der Larvenfutterpflanze *A. clematitis* eignen sich nicht als Nektarquellen für die Falter (Habeler, 1986b).

Z.-polyxena-Larven können in Österreich nur in Lebensräumen vorkommen, in welchen die sehr lokal auftretende Echt-Osterluzei zu finden ist. Daher ist das Verteilungsmuster und die Abundanz, wie bei allen monophagen herbivoren Insekten, stark von der Verfügbarkeit und der Verteilung der Larvenwirtspflanze abhängig (Čelik, 2012; Camerini et al., 2018). *Z. polyxena* tritt für gewöhnlich in Form von kleinen, verstreuten und eher instabilen Teilpopulationen auf. Daraus ergibt sich eine entsprechende Metapopulationsstruktur mit Satellitenpopulationen, die sich mit stochastischem Gleichgewicht auflösen oder neue bzw. nicht mehr besiedelte Standorte (erneut) einnehmen können (Höttinger, 2003; Dapporto, 2009; Čelik, 2012; Ghesini et al., 2018). Aufgrund der strengen Bindung an das Vorkommen der Raupenfutterpflanze und durch den fortschreitenden Verlust dieser Lebensräume, wurde die Art aus gemeinschaftlichem Interesse auf EU-Ebene in den Anhang IV der FFH-Richtlinie aufgenommen und steht damit unter besonderem Rechtsschutz (Dapporto, 2009; Van Swaay et al., 2012; Ghesini et al., 2018, 2019). Allerdings wird *Z. polyxena* in der aktuellen Roten Liste für die Gesamtheit der Europäischen Union nicht als gefährdet geführt, sondern in der Kategorie "Least Concern" klassifiziert (Van Swaay et al., 2010).

2.2 Wirtspflanze

Von den bisher sieben in der Literatur als Wirtspflanzen erfassten *Aristolochia*-Arten (Čelik, 2012), lebt *Z. polyxena* in Österreich monophag nur an der Echt-Osterluzei (*Aristolochia clematitis*) (Höttinger et al., 2013). *A. clematitis* ist in Österreich als einzige *Aristolochia*-Art vertreten und wird als Archäophyt angesehen. Das regelmäßige Vorkommen beschränkt sich in Österreich im pannonischen Raum auf das Burgenland sowie den Osten Niederösterreichs (Essl, 1994) und in der Steiermark auf das Grazer Becken und das slowenische Grenzgebiet.

Abbildung 2: Vorkommen von *Aristolochia clematitis* in Österreich. Floristische Kartierung Österreichs, unveröffentlichte Karte (verändert nach H. Niklfeld und L. Schratt-Ehrendorfer, s.a.).



Ihre Zeigerwerte nach Ellenberg weisen die Osterluzei als ausgeprägt nitrophile Art ($N = 8$) wechselfeuchter Standorte ($F = 4$) aus, sowie als Halbschattenpflanze ($L = 6$) und Wärmezeiger ($T = 7$) (Ellenberg et al., 2001). Sie ist charakteristisch für Randbereiche von Böschungen, Wiesen, Weingärten und Auwäldern (Fischer et al., 2008; Meller, 2014) und kann in letzteren als Indikator für heterogene Landschaftsmuster betrachtet werden (Mölder und Schneider, 2010). *A. clematitis* erreicht eine Höhe von 30 cm bis zu 1 m und weist einen gewellten Stängel mit gelblichgrünen bis bläulichgrünen, herzförmigen, wechselständigen und gestielten Blättern auf. Die gelben, mindestens 2 cm langen Röhrenblüten der krautigen Pflanze locken mit ihrem herben Geruch Bestäuber, in der Regel kleine Fliegen, an. Die Pollinatoren werden in der Blüte mit Nektar versorgt und können diese erst nach ca.

zwei Tagen mit dem Verblühen wieder verlassen (Fischer et al., 2008; Buch und Jagel, 2018). Die als Kulturfollower eingebürgerte, wärmeliebende und perennierende Art wurde bereits in mittelalterlichen Schriften als Volksarzneipflanze für homöopathische Zwecke erwähnt und daher in Klostergärten als Heilpflanze kultiviert. Wegen ihrer toxischen Wirkung auf Säugetiere findet die Pflanze derzeit keine beachtenswerte Anwendung im medizinischen Bereich (Meller, 2014; Buch und Jagel, 2018; Ghesini et al., 2018). Auf den Menschen hat der Verzehr von *Aristolochia*-Bestandteilen eine kanzerogene sowie nephrotoxische Wirkung und führt zur sogenannten Balkan-Nephropathie-Erkrankung (Jelaković et al., 2019). Dennoch ist *A. clematitis* aufgrund ihrer antimikrobiellen und immunaktiven Wirkung Gegenstand aktueller Forschungen für den Einsatz in der Human- und Veterinärmedizin (Bartha et al., 2019; Zhou et al., 2019).

2.3 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet dieser Arbeit setzt sich aus dem in Wien gelegenen Teil der Lobau, dem Lobau-Vorland und der Donauinsel zusammen. Das Lobau-Vorland ist der Bereich zwischen Neuer Donau und Oberem Mühlwasser, begrenzt durch den Autobahnknoten Kaisermühlen. Die Lobau ist Teil des Nationalparks Donau-Auen und die Untere Lobau ist zusätzlich als Ramsar- und Natura 2000-Gebiet klassifiziert. Als grundwassergespeistes Auenrandgebiet im Osten Wiens, mit einer Größe von ca. 280 ha (Weigelhofer et al., 2007), beherbergt es die meisten Vorkommen von *Z. polyxena* im Großraum Wien und dementsprechend auch die dafür notwendigen *A.-clematitis*-Bestände (Höttinger et al., 2013). Durch die einschneidenden Donauregulierungen Ende des 19. Jahrhunderts wurde die Fluss-Auen-Dynamik gestört und befindet sich nun in einem weitestgehend statischen Zustand. Diese anthropogenen Eingriffe führten zum Rückgang von feuchten Auegebieten und zu einer Zunahme von Verlandungs- und Sedimentationsprozessen, womit die Entstehung von neuen Sonderstandorten wie Heißländern einhergeht (Rotter und Schrott-Ehrendorfer, 1999; Weigelhofer et al., 2013; Reckendorfer et al., 2013). Auf solchen Pionierstandorten bzw. Störstellen tritt *A. clematitis* in der Lobau und Umgebung besonders zahlreich auf. Dazu zählen Wegränder und Randbereiche von lichten Auwäldern, Wiesen, Trockenrasen sowie besonnte Dämme und Böschungen (Höttinger et al., 2013). Die Bandbreite an Übergangstandorten im Bereich der Lobau samt Umland reicht von semi-aquatisch bis terrestrisch (Hein et al., 2014; Weigelhofer

et al., 2020), woraus sich diverse Ausprägungen an potenziellen Larvalhabitaten und zahlreiche verschiedene Kombinationen von Umweltparametern für *Z. polyxena* ergeben.

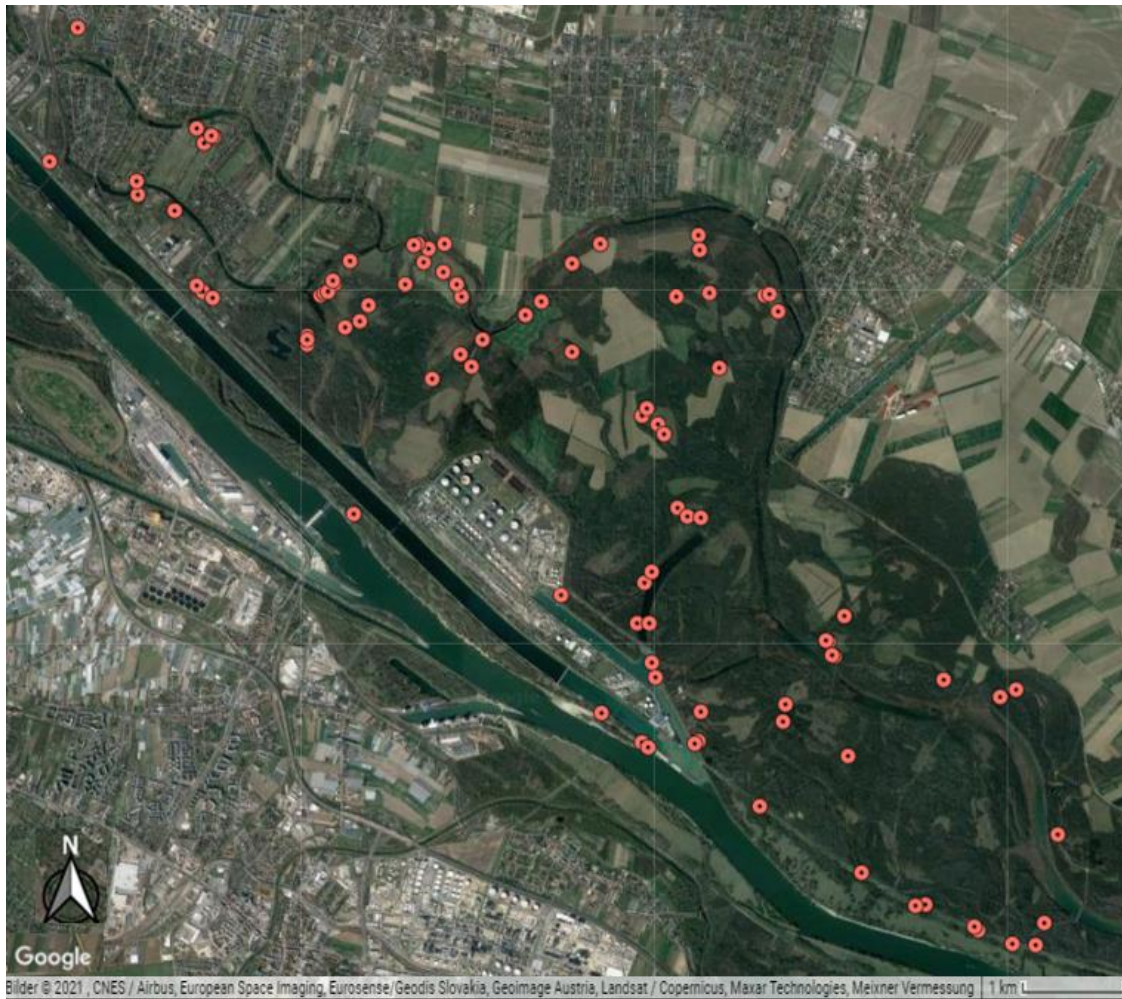
2.4 Auswahl der Untersuchungsflächen

Daten zur Lage der *A.-clematitis*-Standorte in Wien wurden von der Wiener Magistratsabteilung 22 zur Verfügung gestellt. Dafür wurden 2019 im Rahmen einer Übersichtskartierung Wuchsorte der Osterluzei erfasst. Dadurch waren 136 potenzielle Standorte der Echt-Osterluzei bekannt, aus welchen repräsentativ 95 Standorte, mit einer Verteilung über das gesamte Untersuchungsgebiet, zufällig ausgewählt wurden. In Fällen, wo die Bestände nicht mehr vorhanden oder mangels exakter Koordinatenangaben nicht aufzufinden waren, wurde der nächstgelegene Standort aufgesucht. Dabei wurden auch neue Standorte der Echt-Osterluzei gefunden, welche ebenfalls in die Erhebung aufgenommen wurden. Die GPS-Koordinaten wurden in eine benutzerdefinierte Onlinekarte von Google MyMaps (Kartendaten© 2020 Bilder© 2020 TerraMetrics) eingegeben, um damit die ausgewählten Standorte gezielt aufsuchen zu können.

Abbildung 3: Standorte der Osterluzei-Pflanzenkartierung 2019 gesamt (n=136) (Stadt Wien, 2019).



Abbildung 4: Im Jahr 2020 auf Larven untersuchte Standorte (n=95).



2.5 Datenerhebung

Die Arbeitsgemeinschaft "Basiserhebung und Monitoring von Lebensraumtypen und Arten von gemeinschaftlicher Bedeutung in Österreich" (2012) empfiehlt für das Monitoring von *Z. polyxena* die Erfassung der Larven. Im Allgemeinen wird für die Beurteilung und Charakterisierung der Habitatqualität bei Schmetterlingen die Untersuchung des Larvalhabitats favorisiert. Grundlage dafür ist die Tatsache, dass die Präimaginalstadien (Ei, Raupe, Puppe) oft höhere Ansprüche haben, weniger mobil sind als Imagines und sich damit unvorteilhaften Umweltbedingungen und einer ungünstigen Ressourcenverfügbarkeit nur schwer entziehen können. Der Einfluss von Habitatvariablen ist demnach in diesen, zum Teil längsten Lebensphasen eines Schmetterlings, am ausgeprägtesten (Fartmann und Hermann, 2006). Die für das Schutzgut 1053 *Zerynthia polyxena* (Osterluzeifalter) nach Art. 11 FFH-Richtlinie empfohlene Erhebung der Raupen wurde für diese Forschungsarbeit adaptiert angewandt. Die Adaptionen zeigen sich zum einen durch die Untersuchung von

Flächen, welche kleiner als 100 m² sind (ARGE Basiserhebung, 2012) und zum anderen dadurch, dass die gezählten Larvenindividuen nicht auf die Flächengröße bzw. 500 Triebe hochgerechnet wurden (Ellmayer et al., 2019c), da das Ziel die Erhebung von Präsenz-Absenz-Daten war. Um ein breites Spektrum an Habitatparametern zu erhalten, wurden auch kleine Flächen nicht ausgespart, zumal diese als Biotopkomplex und Trittsteine fungieren können (ARGE Basiserhebung, 2012). Zudem ist es im Kontext einer Metapopulationsstruktur als auch für die Erhebung einer vermeintlichen Mindestgröße essenziell, alle Größenordnungen an Flächen zu untersuchen. In den ausgewählten Osterluzei-Standorten wurden entlang von Transekten abhängig von der geschätzten Gesamtzahl an Trieben 20, 50 oder 100 zufällig ausgewählte *Aristolochia*-Triebe auf Raupen abgesucht. Die Erfassung von Standortparametern erfolgte auf verschiedenen Ebenen. Der Fokus lag auf einer möglichst gründlichen Aussage zur Larvenpräsenz der Standorte, weshalb (vermeintlich) unbesetzte Standorte ein zweites Mal im Abstand von etwa 14 Tagen aufgesucht wurden, um potenziell besetzte Standorte nicht fälschlicherweise als unbesetzt einzuordnen. Anfangs als unbesetzt eingeordnete Standorte konnten aus Gründen der Witterung, aber auch aufgrund des Zeitpunkts der Untersuchung (die Besetzung fand erst nach dem Absuchen statt oder die Larven befanden sich in einem sehr frühen Stadium) nicht immer sofort als Reproduktionsstandort erkannt werden. Grundsätzlich gestaltet sich die Nachsuche der Larven von *Z. polyxena*, durch ihre auffällige Farbe und zum Teil exponierte Position auf den Pflanzen, als gut umsetzbar (Ghesini et al., 2019). Parameter, die auf potenziellen Standorten erhoben wurden, waren die Größe des Wirtspflanzenbestandes (in m²), Anzahl der Pflanzentriebe, Wirtspflanzeigenschaften und -vitalität, Beschattungsgrad sowie Anzahl der vorgefundenen Larven. Zusätzlich wurden mit Hilfe des Programms Google Maps (Kartendaten[©] 2020 Google) die Entfernung eines Patches zum nächstgelegenen Wald- bzw. Gewässerrand ermittelt. Bisherige Erkenntnisse zeigen, dass die Kombination aus Standort- und Einzelpflanzeigenschaften besonders großen Einfluss auf die Standortwahl der Weibchen für die Eiablage hat (Batáry et al., 2008; Šlancarová et al., 2015). Durch die Verknüpfung der Larvenpräsenz mit Standort-Faktoren als Prädiktoren, sollten günstige Reproduktionshabitate charakterisiert werden.

Die Untersuchungen wurden in drei Ebenen gegliedert: Landschaftsebene, Habitatflecken (Patchebene) und Einzelpflanzeigenschaften (Pflanzenebene).

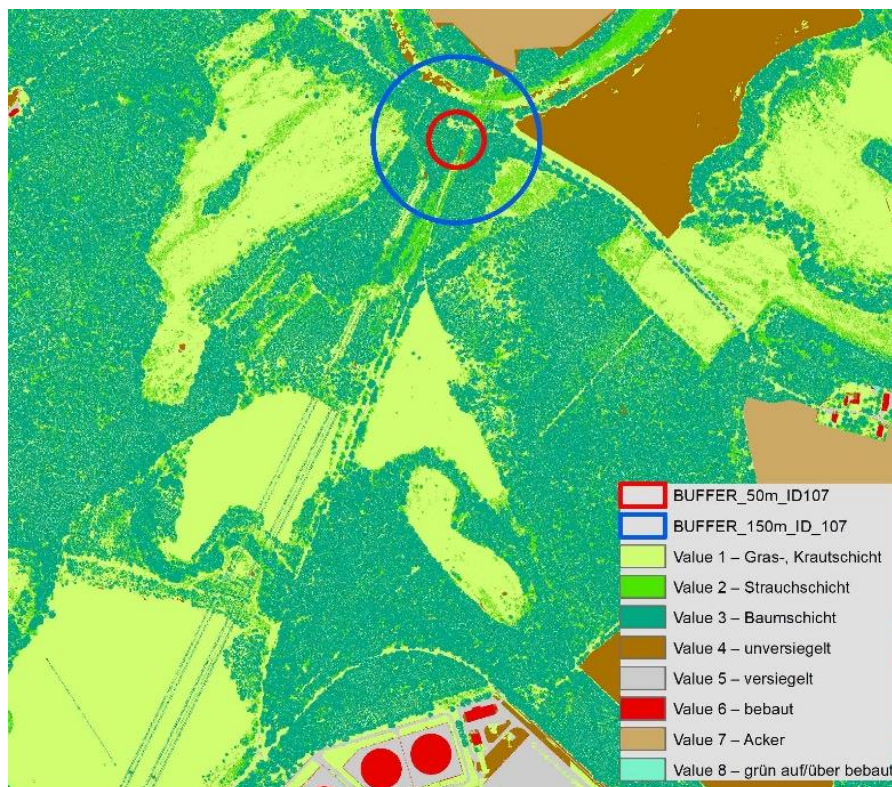
Der Deckungsgrad verschiedener Landschaftstypen (Grünraummonitoring Wien, 2008) in einem Radius von 50 m und 150 m um den Mittelpunkt jedes untersuchten Osterluzei-Bestandes, wurde von der Magistratsabteilung 22 auf Basis eines Infrarotluftbilds aus dem Jahr 2018 eruiert und setzte sich aus Flächenanteilen folgender Kategorien zusammen:

1. Kraut-/Wiesenfläche (Grasschicht ≥ 1 m)
2. andere Gehölze (Strauchschicht ≥ 4 m)
3. Baumkronenfläche (Baumschicht > 4 m)
4. nicht versiegelte Fläche
5. versiegelte Fläche
6. bebaute Fläche
7. Acker
8. grün auf/über bebaut (Dachbegrünung/überhängende Bäume)

Zudem wurden auf der landschaftlichen Betrachtungsebene folgende Werte ermittelt:

- Entfernung zum nächsten Waldrand in Meter
- Entfernung zum nächsten Gewässerrand in Meter
- Entfernung von Standorten zum nächstgelegenen besetzten Patch in Meter

Abbildung 5: Infrarotluftbild mit Pufferradius 50 m (rot) und Pufferradius 150 m (blau), aufgeschlüsselt nach den Landschaftskategorien 1 bis 8 aus dem Grünraummonitoring Wien (2008) für den Untersuchungsstandort Nr. 107 (Stadt Wien, 2020).



Auf der Patchebene wurden folgende Daten erhoben:

- Patchgröße (Ausdehnung des Osterluzei-Bestandes in m²)
- Anzahl der Triebe (geschätzt)
- Larvenvorkommen - Pro Patcheinheit (groß: >600; mittel: 250-600; klein: <250 Pflanzentriebe pro Patch) wurden auf einem Transekt mittig durch den Patch 100, 50 oder 20 zufällig ausgewählte *Aristolochia*-Triebe untersucht.
- Larvenzahl
- Beschattungsgrad in Prozent

Auf der Pflanzenebene wurden folgende Erhebungen durchgeführt:

- Ermittlung von drei Pflanzenqualitäten von zehn zufällig gewählten Trieben pro Fläche
 - Messung der Triebhöhe, immer mit Einbezug des höchsten Triebes des Standorts
 - Zählung der Blätter
 - Blütenvorkommen (vorhanden/nicht vorhanden) an den untersuchten Trieben

In Wien erstreckt sich auf Basis zahlreicher faunistischer Meldungen die Flugzeit von *Z. polyxena* von Anfang April bis Anfang Juni (Höttinger et al., 2013). Die Transektbegehungen zur Erfassung von Imagines haben laut FFH-Basiserhebung zwischen 10 und 16 Uhr, bei sonnigem Wetter und Lufttemperaturen über 14 °C zu erfolgen (ARGE Basiserhebung, 2012). In Anlehnung daran wurde für die Erhebung der Larven im Feld eine Witterung gewählt, bei der die Lufttemperatur ab 10 Uhr morgens nicht unter 14 °C lag. Zusätzlich wurden, wenn möglich, regnerische und besonders stürmische Tage für die Untersuchung vermieden. Der Zeitraum der Feldarbeit dieser Arbeit erstreckte sich vom 21. Mai 2020 bis 11. Juni 2020. Der Beginn für die Datenerhebung wurde mit fachkundigen Personen sowie Experten der Magistratsabteilung 22 Wien und der Universität Wien abgeschätzt. Die im Feld gesammelten Daten wurden in Datenblätter vor Ort eingetragen und später digitalisiert. Für die Erhebung des Beschattungsgrades wurde ein konvexes Kronendensiometer (Forestry Suppliers, Inc.) verwendet. Der vertikal positionierte Spiegel, geteilt durch ein kreuzförmiges Gitter mit 24 Quadraten, reflektiert den Kronenschluss darüber. Die Beschattung wird in jeder Himmelsrichtung gezählt und dann in Prozentwerte umgerechnet.

2.6 Statistische Auswertung

Die auf Datenblättern erfassten Werte wurden mithilfe von Microsoft® Excel® für Office 365 in Tabellen digitalisiert und zusammengestellt. Um eine möglichst aussagekräftige Verteilung zu erhalten und um Ausreißer anzugleichen, wurden Datenskalen gegebenenfalls transformiert. Verzerrte Datenverteilungen wurden entsprechend mit Hilfe von Log-Transformation $\log(x)$, Logit-Transformation $\log((x)/(1-x))$ oder mit der Wurzelfunktion \sqrt{x} umgeformt. Die statistische Aufbereitung der Daten wurde mit dem Programm IBM® SPSS® Statistics Version 26 umgesetzt. Um den Einfluss von biotischen und abiotischen Parametern auf das Vorkommen von Präimaginalstadien von *Z. polyxena* auf deren Signifikanz zu testen, wurden verallgemeinerte lineare Modelle (GLM – generalized linear models) erstellt. Dadurch werden mehrere Faktoren gleichzeitig in einen Zusammenhang zu der in diesem Fall binären abhängigen Variable gesetzt. Die Testdurchläufe wurden mit unterschiedlichen Kombinationen der metrischen Prädiktorvariablen im GLM durchgeführt. Um eine optimale Modellkonstellation auszuwählen, wurde nach dem AICc-Wert (Akaike-Informationskriterium mit Korrektur für kleine Stichprobengrößen) selektiert. Je niedriger der AICc-Wert, desto besser wird das Modell von den Daten unterstützt. Davor wurden die erklärenden Variablen auf Multikollinearität getestet, um beim Auftreten hoch kollinearere Variablen ($r > 0,70$, $p < 0,05$) nur eine, je nach Datenqualität oder biologischer Evidenz passende Variable in das Modell aufzunehmen. Ergänzend für eine bessere Visualisierung der Ergebnisse wurde mit jenen Variablen, die sich als relevant erwiesen, binäre logistische Regressionen durchgeführt.

3 Ergebnisse

3.1 Landschaftsebene

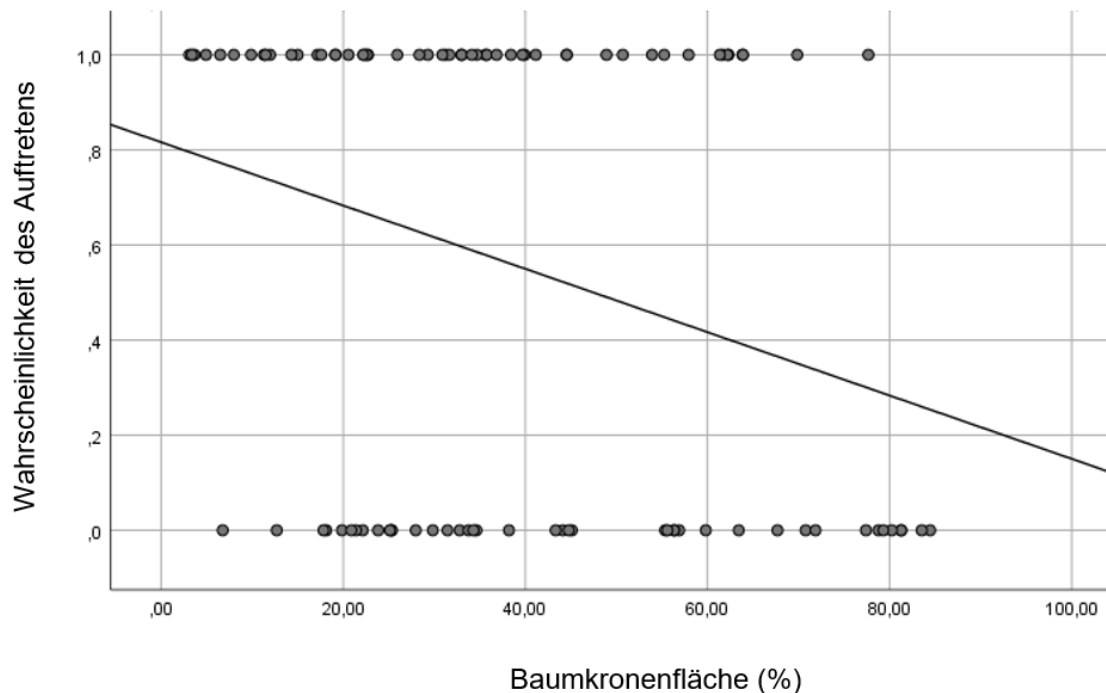
In allen drei Untersuchungsgebieten, dem Wiener Teil der Lobau, dem Lobau-Vorland und der Donauinsel, befanden sich Reproduktionsstandorte für die präimaginale Entwicklung, welche mit Larven von *Zerynthia polyxena* besetzt waren. Der Großteil der 95 untersuchten Standorte befand sich im Lobau-Gebiet. 77 Untersuchungsflächen verteilten sich auf die Obere und die Untere Lobau. Zwölf der Flächen befanden sich im Lobau-Vorland und sechs Standorte entfielen auf die Donauinsel. Auf 53 Standorten konnten Larven und Eier nachgewiesen werden und galten damit als besetzter Patch. In neun Fällen gelang der Nachweis der Art erst bei einer zweiten Begehung. 42 Standorte wurden, ohne Nachweis auf Präimaginalstadien, als unbesetzt eingeordnet. Insgesamt konnten 284 Raupen von *Z. polyxena* beobachtet werden, wobei die Zahl der Individuen pro Patch von 1-21 reichte (Mittelwert: 5,36).

Die landschaftliche Zusammensetzung der einzelnen Untersuchungsflächen wurde auf Basis der Geodaten- und Geodienstinfrastuktur ViennaGIS®, dem Geografischen Informationssystem der Stadt Wien, ausgewertet. Die Auswertung wurde mit zwei Radien vorgenommen (50 m und 150 m). Die Anteile der verschiedenen Landschaftsausprägungen pro Untersuchungsstandort wurden in Prozent abgebildet. Es zeigte sich im 50 m Bereich, dass nur die Baumkronenfläche signifikant negativ mit der Besetzung der Patches korrelierte.

Tabelle 1: Ergebnisse der binär logistischen Regression zum Zusammenhang des Flächenanteils der Landschaftskategorien (50 m Puffer) im Umkreis der Osterluzei-Patches mit dem Larvenvorkommen. Kategorie 6 und 8 wurden aufgrund ihrer geringen Deckung (<1 %) bei der Berechnung ausgeschlossen. Signifikante Befunde ($p < 0,05$) sind in Fettdruck hervorgehoben.

	Regressions- koeffizient B	Standardfehler	Wald- χ^2	df	<i>p</i>	Exp(B)
Kraut-/Wiesenfläche (LOGIT)	-,376	,528	,506	1	,477	,687
Andere Gehölze (LOGIT)	,736	,733	1,009	1	,315	2,088
Baumkronenfläche (LOGIT)	-1,779	,542	10,766	1	,001	,169
Nicht versiegelte Fläche (LOGIT)	-,393	,234	2,818	1	,093	,675
Versiegelte Fläche (LOGIT)	,336	,255	1,740	1	,187	1,399
Acker (LOGIT)	-,504	1,347	,140	1	,709	,604
Konstante	,304	1,033	,087	1	,769	1,355

Abbildung 6: Wahrscheinlichkeit des Auftretens von Larven des Osterluzeifalters in Bezug zum Deckungsgrad (%) der Baumkronenfläche in einem Radius von 50 m um Osterluzei-Bestände.



Im Mittel wiesen besetzte Habitatflecken eine Baumkronenfläche von 32,9 % und unbesiedelte Flächen einen Kronendachanteil von 46,2 % auf. Jedoch trafen diese Ergebnisse nicht auf den 150 m Puffer zu. In diesem weiträumigeren Umfeld konnte für keine der Landschaftskategorien ein signifikanter Einfluss auf die Larvenpräsenz an den Untersuchungsstandorten nachgewiesen werden.

3.2 Konnektivität

Die Betrachtung der Konnektivität der 95 untersuchten Standorte im Hinblick auf die Entfernung zum nächsten besiedelten Standort zeigt, dass es eine größere Spannweite der Abstände bei unbesetzten Standorten im Vergleich zu den besetzten Standorten gab (Abb. 7). Während besetzte Standorte zwischen 34 m und 1440 m (Median: 135 m) Entfernung zum nächsten besiedelten Patch aufwiesen, bewegten sich die Abstände bei unbesetzten Standorten zwischen 4 m und 10702 m (Median: 736 m). Mittels Mann-Whitney-U-Test wurde berechnet, inwieweit sich die Untersuchungsflächen, je nach Besetzungsstatus, in Bezug auf die Entfernung zum nächsten besiedelten Standort unterscheiden. Die Verteilungen der Ausprägungen besetzt und unbesetzt ergaben einen statistisch signifikanten Unterschied zwischen beiden Gruppen ($U = 528,5$, $Z = -4,38$, $p < 0,001$). Die Effektstärke liegt bei $r = 0,45$ und entspricht damit einem mittleren Effekt. Die Analyse der Abstände der 95

untersuchten Standorte zum jeweils nächsten Standort, unabhängig ob dieser 2020 untersucht wurde oder nicht, ergab hingegen keinen Hinweis, dass die Entfernung zwischen Wirtspflanzenstandorten an sich eine Rolle für den Besatz mit Larven spielt. Die Konnektivität von besetzten Standorten ist daher erkennbar relevant, wohingegen die Konnektivität von reinen Wirtspflanzenstandorten, ohne die Information der Besiedlung, keine Aussagekraft zum Larvenaufkommen besitzt. Außerdem fiel bei der Analyse der Abstände zwischen besetzten Standorten auf, dass auch relativ isolierte Standorte besiedelt sein konnten. Bei sieben der 53 besetzten Standorte konnte eine Besiedelung trotz einer Entfernung von über 500 m zum nächsten besetzten Patch nachgewiesen werden. Da es sich um eine repräsentative Auswahl an Standorten handelte, kann jedoch nicht ausgeschlossen werden, dass sich bei den vermeintlich isolierten Patches, nicht doch besetzte Standorte in der Nähe befanden.

Abbildung 7: Vergleich der Untersuchungsstandorte mit Larvennachweis (besetzt n=53) bzw. ohne (unbesetzt n=42) in Bezug auf die Entfernung zum nächsten besiedelten Patch inklusive Spannweite, Interquartilbereich und Median der beobachteten Werte. Zur besseren Darstellung der Grafik wurden zwei extreme Ausreißer der Kategorie unbesetzt (10700 m, 10702 m) nicht übernommen.

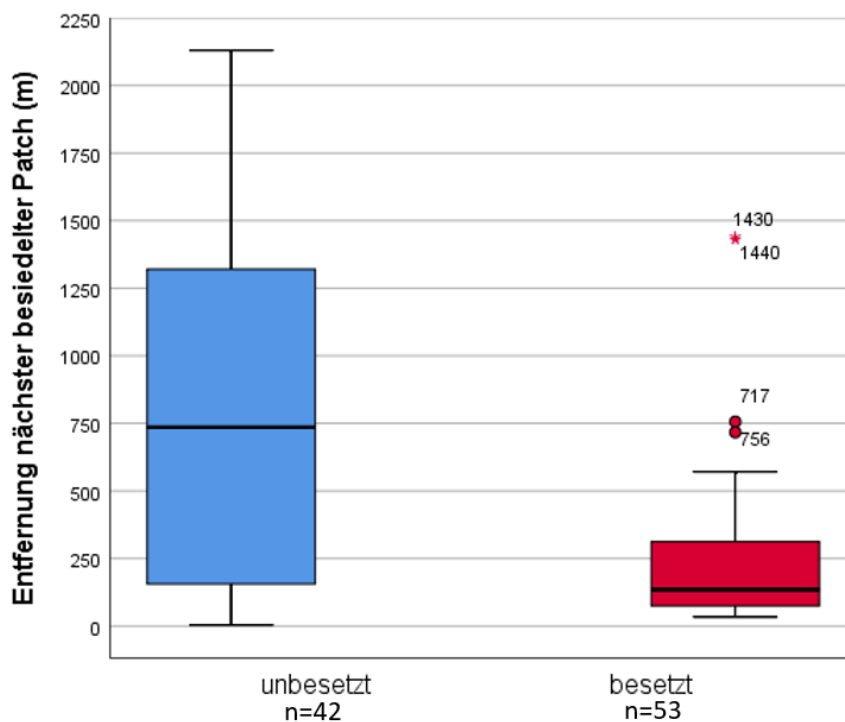
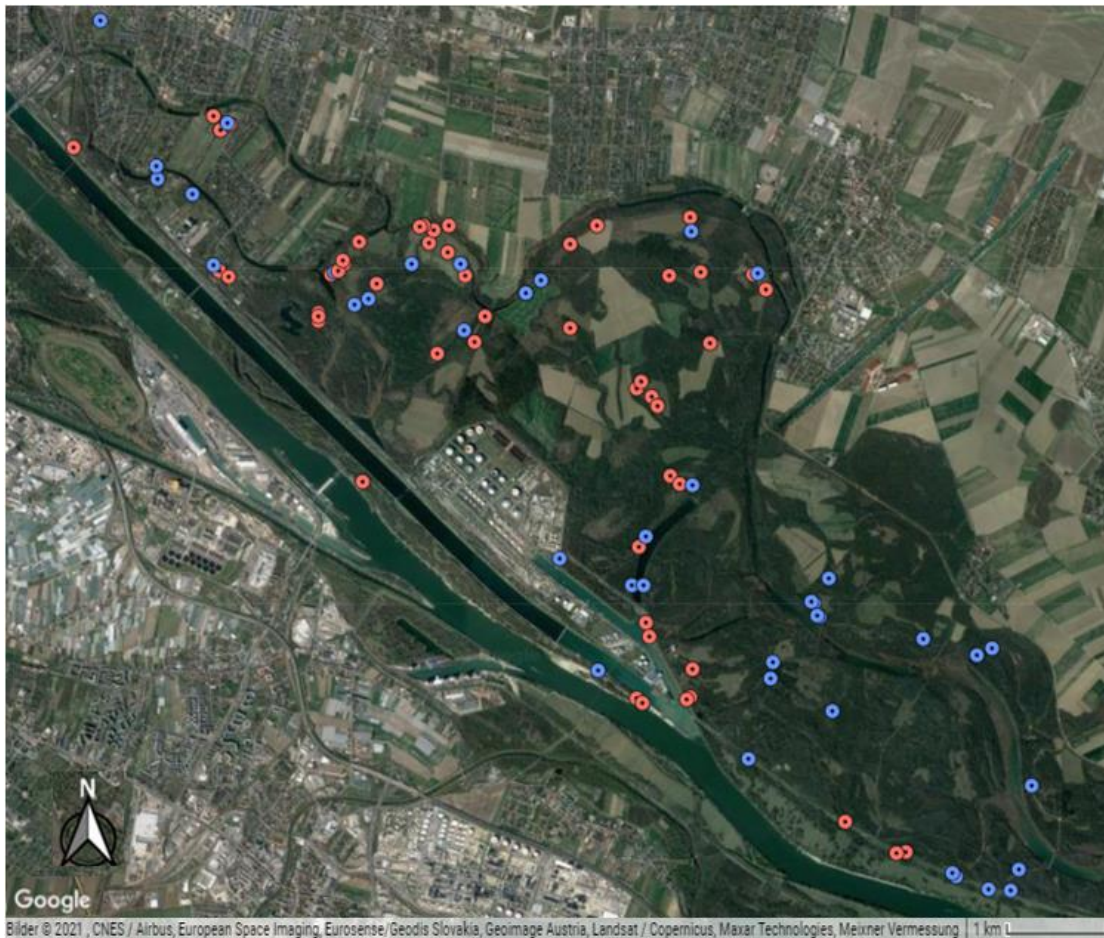


Abbildung 8: Lage der in Rot dargestellten, besetzten (n=53) und in Blau dargestellten, unbesetzten (n=42) Standorte im Wiener Teil der Lobau, dem Lobau-Vorland und auf der Donauinsel.



3.3 Patchebene

Das GLM mit binomialer Varianzstruktur zeigte zwei signifikante Variablen: Die Entfernung zum nächsten besetzten Patch und die Triebzahl (Tabelle 2). Weder der Beschattungsgrad noch die mittlere Triebhöhe waren signifikant mit dem Larvenvorkommen assoziiert. Patchgröße und Abstand zum Gewässerrand korrelierten stark mit der Triebzahl und wurden daher ausgeschlossen. Dies war ebenfalls bei den Parametern Abstand Waldrand und Beschattungsgrad sowie Triebhöhe und blühende Triebe der Fall. Ebenso wurde der Abstand zum nächsten Patch, unabhängig ob dieser besetzt war oder nicht, gegenüber dem Abstand zum nächsten besetzten Patch aufgrund deren Korrelation ausgespart. Aus dem vollen Modell wurde dann das beste Modell mit dem geringsten AICc-Wert abgeleitet (Tabelle 3).

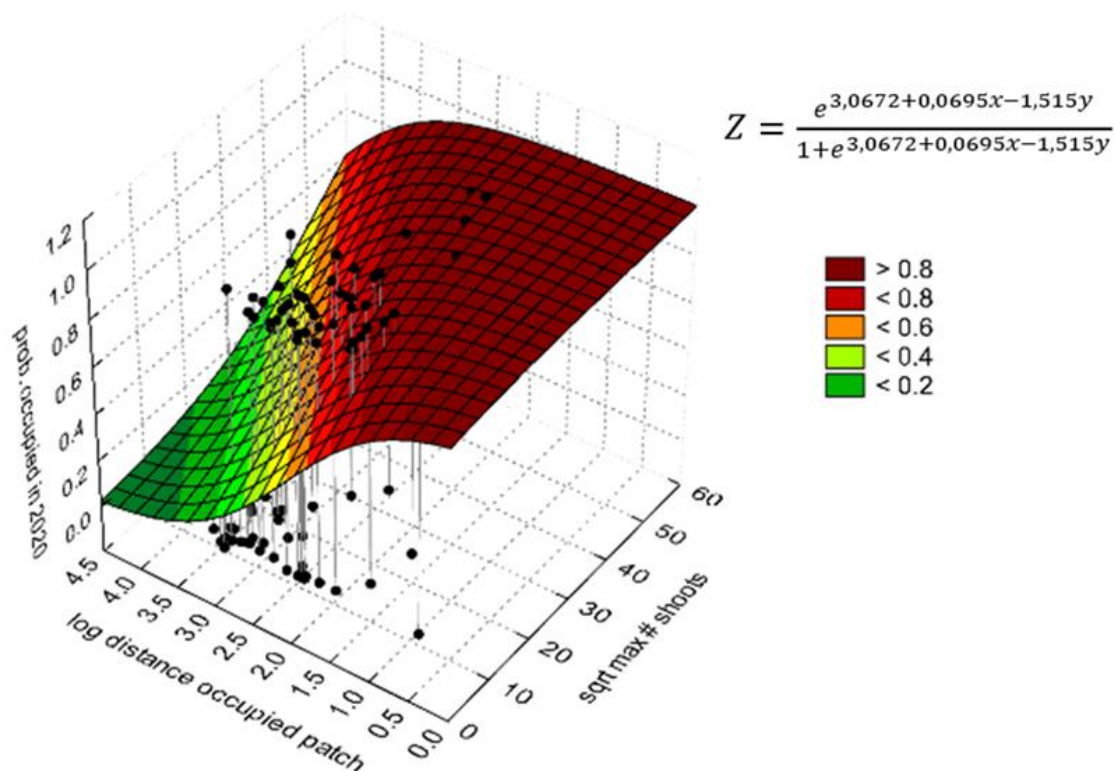
Tabelle 2: Statistische Kenngrößen des vollen Modells (GLM) zu Beziehungen zwischen Patchbesetzung (binomiale abhängige Variable: Besetzt [n=53] versus unbesetzt [n=42]) und verschiedenen Habitatparametern. Signifikante Werte ($p < 0,05$) sind in Fettdruck hervorgehoben.

Parameter	Regressions- koeffizient B	Standard- fehler	95% Wald- Konfidenzintervall		Hypothesentest		
			Unterer Wert	Oberer Wert	Wald- χ^2	df	p
nächster besiedelter Patch (LOG)	1,490	,4660	,577	2,404	10,231	1	,001
Triebzahl (SQRT)	-,071	,0332	-,136	-,006	4,577	1	,032
Triebhöhe (SQRT)	,090	,3007	-,499	,680	,090	1	,764
Beschattungsgrad (LOGIT)	,018	,2767	-,525	,560	,004	1	,949

Tabelle 3: Statistische Kenngrößen des besten Modells (GLM) zu Beziehungen zwischen Patchbesetzung (binomiale abhängige Variable: Besetzt [n=53] versus unbesetzt [n=42]) und Entfernung nächster besiedelter Patch sowie Triebzahl. Signifikante Werte ($p < 0,05$) sind in Fettdruck.

Parameter	Regressions- koeffizient B	Standard- fehler	95% Wald- Konfidenzintervall		Hypothesentest		
			Unterer Wert	Oberer Wert	Wald- χ^2	df	p
nächster besiedelter Patch (LOG)	1,515	,4591	,615	2,415	10,890	1	,001
Triebzahl (SQRT)	-,070	,0319	-,132	-,007	4,763	1	,029

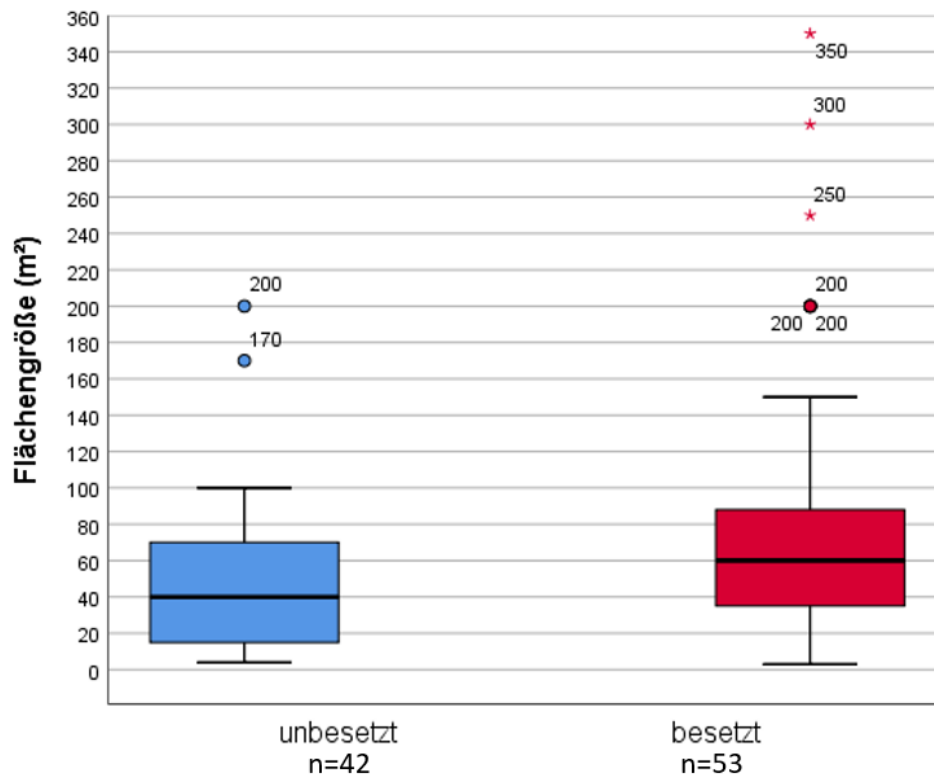
Abbildung 9: Zweifaktorielles logistisches Regressionsmodell mit Patchbesetzung als Antwortvariable und den Habitateigenschaften Entfernung zum nächsten besiedelten Patch und Triebzahl als erklärende Variablen. Die Gleichung der angepassten Funktion ist mit angegeben.



Im direkten Vergleich der zwei signifikanten Variablen wird sichtbar, dass die Distanz zum nächsten besiedelten Patch einen höheren Stellenwert einnahm, als die Triebzahl eines Standorts. Die Anzahl der Triebe kann daher auf einem Patch gering ausfallen und dieser dennoch besetzt sein, wenn der Abstand zum nächsten besiedelten Patch nur gering genug ist. Damit nimmt die Wahrscheinlichkeit einer Besiedlung von Larven mit der Verringerung des Abstandes zum nächsten besetzten Standort stärker zu als mit der Steigerung der Anzahl der Wirtspflanzentriebe.

Bei der Flächengröße der Standorte zeigte sich, dass besiedelte Flächen eine größere Spannweite der Werte aufwiesen als unbesiedelte. In beiden Gruppen waren die untersuchten Flächen größtenteils unter 100 m² groß, was auf die eher verstreut und kleinflächig auftretenden Wirtspflanzenstandorte im Untersuchungsgebiet zurückzuführen ist. Wie zu erwarten war, zeigte sich, ebenso wie analog dazu bei der Triebzahl (Abb. 9), dass besetzte Standorte zu höheren Werten tendieren als unbesetzte.

Abbildung 10: Vergleich der Untersuchungsstandorte mit Larvennachweis (besetzt n=53) bzw. ohne (unbesetzt n=42) in Bezug auf die Flächengröße in m² inklusive Spannweite, Interquartilbereich und Median der beobachteten Werte.



3.4 Standortbesetzung

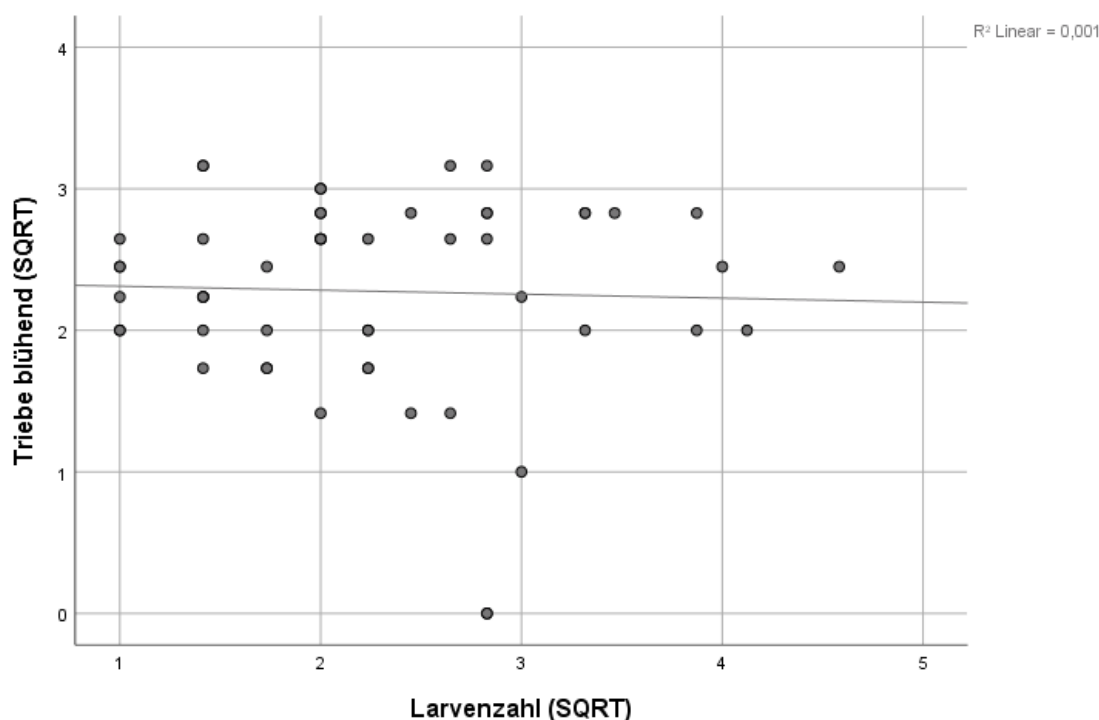
Auch bei der Osterluzei-Pflanzenkartierung 2019 in Wien wurden Daten zu aufgefundenen Larven notiert. Beim Vergleich dieser 61 Standorte, welche 2019 und 2020 aufgesucht wurden, ergab sich, dass 27 Standorte in beiden Untersuchungs Jahren als unbesetzt und 16 Standorte in beiden Jahren als besetzt bewertet wurden. Der Besiedlungsstatus hatte sich auf einer Mehrheit von 43 der 61 Standorte binnen eines Jahres nicht nachweislich verändert. Bei diesem Befund konnte kein überzufälliges Muster aufgezeigt werden (McNemar- $\chi^2 = 2,33$, $p = 0,127$, n.s.). Bei 18 Standorten hatte sich jedoch der Besetzungsstatus geändert. Auf 15 Standorten, welche 2019 anscheinend unbesetzt waren, konnte 2020 die Zielart nachgewiesen werden. Lediglich drei Standorte wiesen 2020 im Vergleich zu 2019 keine Besetzung mehr auf (McNemar- $\chi^2 = 6,72$, $p = 0,0095$). Jedoch lagen die Untersuchungszeitpunkte 2019 nicht allesamt im empfohlenen Zeitraum (Ellmauer et al., 2019c). Zwölf der 15 scheinbar neu besiedelten Standorte im Jahr 2020 wurden 2019 zwischen dem 21.06.2019 und dem 29.07.2019 untersucht. Aus praktischer Sicht ist ein Nachweis von Larven nach bzw. am Ende der Flugzeit ungünstig, jedoch ist ein

Larvenbesatz theoretisch möglich und kann nicht vollkommen ausgeschlossen werden. Mit der Annahme, dass ein Larvenbesatz bei einem Aufsuchen der Wirtspflanzenstandorte bis Ende Juli nicht ausgeschlossen werden kann, deutet die vermehrte Neubesiedelung von Patches auf eine positive Metapopulationsdynamik hin, da es scheinbar mehr neu besiedelte Standorte als lokale Extinktionen von Demen gab.

3.5 Pflanzenebene

Auf der Pflanzenebene wurden die Mittelwerte der Parameter Triebhöhe und Blattzahl sowie die Anzahl an blühenden Trieben der zehn pro Standort erfassten Triebe analysiert. Der Korrelationskoeffizient (Rang-Korrelationen nach Spearman) der drei Parameter in Verbindung mit der Larvenzahl wurden nur für besetzte Patches ($n=53$) berechnet. Damit wurde versucht von Weibchen gänzlich unbesuchte Flächen, welche aufgrund der räumlichen Konfiguration oder des Pflanzenangebots nicht zugänglich waren bzw. gemieden wurden, auszuschließen. Es ergab sich keine Korrelation zwischen der Larvenzahl pro Standort und der mittleren Triebhöhe, der mittleren Blattzahl und der Anzahl an blühenden Trieben. Daher besteht die Vermutung, dass die erhobenen Einzelpflanzeigenschaften keinen Einfluss auf die Menge an Larven auf einem Standort hatten.

Abbildung 11: Streudiagramm der Parameter Larvenzahl und Anteil an blühenden Trieben der 10 pro Standort untersuchten Wirtspflanzentriebe transformiert.



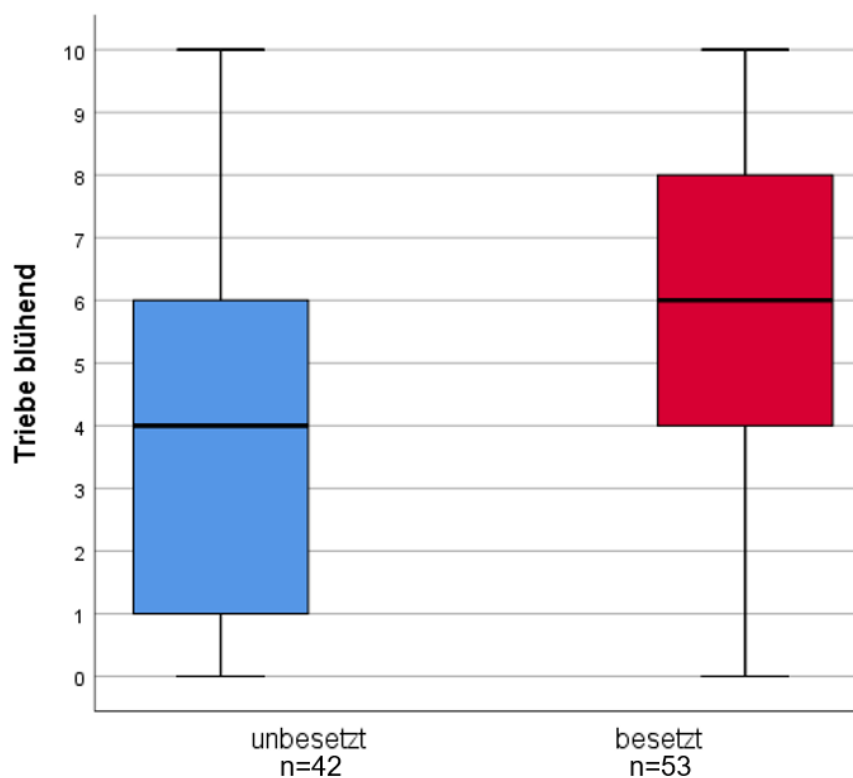
Beim Vergleich der besetzten und unbesetzten Standorte in Verbindung mit den Einzelpflanzeigenschaften mittels Mann-Whitney-U-Test, ergab sich für den Parameter blühende Triebe ein signifikanter Wert von $p=0,002$. Der Korrelationskoeffizienten zeigt mit $r=0,32$ noch eine mittlere Effektstärke. Daraus ergibt sich die Annahme, dass die Anzahl an blühenden Trieben pro Standort die Besetzung von einem Patch beeinflusst. Eine Steigerung der blühenden Triebe würde die Wahrscheinlichkeit einer Besetzung eines Standorts demnach erhöhen, jedoch nicht die Larvenmenge.

Tabelle 4: Ergebnisse des U-Test nach Mann & Whitney mit den Parametern mittlere Triebhöhe, mittlere Blattzahl und Anteil blühender Triebe der 10 pro Standort untersuchten Wirtspflanzentriebe im Vergleich mit der Gruppenvariable Larven 2020 ($n=95$), kategorisiert als besetzt und unbesetzt. Signifikante Befunde ($p<0,05$) sind in Fettdruck hervorgehoben.

	Mittelwert Triebhöhe	Mittelwert Blattzahl	Anzahl blühender Triebe
Mann-Whitney-U	1013,000	1041,000	695,000
Wilcoxon-W	2444,000	1944,000	1598,000
Z	-,749	-,540	-3,152
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	,454	,589	,002

Gruppenvariable: Larven 2020

Abbildung 12: Vergleich der Untersuchungsstandorte mit Larvennachweis (besetzt $n=53$) bzw. ohne (unbesetzt $n=42$) in Bezug auf den Anteil an blühenden Trieben der 10 pro Standort untersuchten Wirtspflanzentriebe inklusive Spannweite, Interquartilbereich und Median der beobachteten Werte.



3.6 Zusammenfassende Darstellung

Die Auswertung der Daten zeigt, dass die Wahrscheinlichkeit für eine Besiedlung von *Z.-polyxena*-Larven an einem *A.-clematitis*-Standort negativ mit dem Abstand zum nächsten besiedelten Patch korreliert (Abbildungen 7 und 9). Die Wahrscheinlichkeit, dass eine Untersuchungsfläche als Larvenhabitat fungiert, erhöht sich mit der Anzahl der Wirtspflanzentriebe und der blühenden Triebe auf derselbigen (Abbildungen 9 und 12). Steigt der Anteil an Baumkronenfläche in einem Radius von 50 m um einen Standort, hatte dies negative Auswirkungen auf das Larvenvorkommen (Abbildung 6).

4 Diskussion

4.1 Analyse von *A.-clematitis*-Standorten als günstige Larvalhabitate

Die räumliche Verteilung und Abundanz von *Z. polyxena* hängen, wie bei allen monophagen herbivoren Insekten, stark von der Verfügbarkeit und Verteilung der Wirtspflanzen ab. Damit stellt sich die Verfügbarkeit der Wirtspflanze als ein wesentlicher begrenzender Faktor heraus, der das Vorkommen beeinflusst (Čelik, 2012; Camerini et al., 2018). Jedoch spiegelt die Verfügbarkeit einzelner Ressourcen weder die tatsächlichen Ansprüche einer Art, noch die Eignung eines Lebensraums für diese vollständig wider (Fartmann und Hermann, 2006). Bei der Untersuchung auf Ebene der Habitat-Patches zeigte sich, dass die Anzahl der Futterpflanzentriebe mit der Patchgröße eng korrelierte und einen signifikanten Einfluss auf die Besetzung von Patches mit Larven hatte. Schmetterlingsarten mit einer eher sesshaften Lebensart, univoltinen Entwicklung und engen Nische zeigen generell eine größere Affinität zu Standorten mit einem hohen Nahrungsangebot als mobile und eher opportunistische Arten (Bauerfeind et al., 2009; Curtis et al., 2015; Essens et al., 2017). Daraus lässt sich ableiten, dass die Eignung von Larvalhabitaten mit der Menge der Nahrungspflanzen steigt und die Qualität von Entwicklungshabitaten für *Z.-polyxena*-Larven von dieser abhängig ist. Im Gegensatz dazu konnten Untersuchungen von Batáry et al. (2008) und Šlancarová et al. (2015) keinen Effekt der Patchgröße oder Triebdichte auf die Eimenge und das Larvenvorkommen von *Z. polyxena* feststellen. Jedoch merkten Batáry et al. (2008) an, dass die Anzahl an Wirtspflanzen in ihren Untersuchungsgebieten sehr hoch war. Daraus lässt sich die Vermutung formulieren, dass die Menge an Wirtspflanzen vor allem für klein skalierte und verstreute Osterluzei-Standorte eine Bedeutung für deren Eignung als Brutplatz hat. Die Verfügbarkeit und Verteilung von Wirtspflanzen ist jedenfalls auch ein Schlüsselfaktor für das Auftreten von Imagines, da sich bei dieser Falterart Balzplätze, Brutplätze und Larvenhabitate überschneiden (Čelik, 2012; Örvösy et al., 2014). Ein positiver Einfluss auf das Larvenvorkommen auf der Pflanzenebene war lediglich durch die Häufigkeit an blühenden Osterluzei-Trieben zu erkennen. Bei Untersuchungen an *Zerynthia cassandra* von Cini et al. (2018, 2021) stellte sich, neben der Blattzahl und dem Blütenvorkommen der Osterluzei-Pflanzen, die Sonneneinstrahlung als relevant für die Menge an beobachteten Eiern und Larven

heraus. Standorte mit einer hohen Sonneneinstrahlung brachten mehr Pflanzen mit Blütenständen hervor und beherbergten auch eine höhere Anzahl an Larven. Dieser Zusammenhang wurde durch die Vorteile von Blüten für Larven erklärt, da Blüten als Nahrung und Schutz für die frühen Stadien der Entwicklung dienen können und somit bereits bei der Brutplatzwahl der Weibchen eine Rolle spielen dürften. Meine Daten zum Beschattungsgrad der Osterluzei-Standorte in der Lobau zeigten hingegen keinen Zusammenhang mit der Larvenpräsenz, obwohl anzunehmen wäre, dass mit zunehmender Beschattung die Wahrscheinlichkeit eines Larvenbesatzes abnimmt. Jedenfalls konnte auf der Landschaftsebene im Umkreis von 50 m um eine Untersuchungsfläche ein negativer Einfluss der Baumkronenfläche auf den Larvenbesatz nachgewiesen werden. Die verfügbare Blattmasse der Raupen-Wirtspflanze zeigte, im Gegensatz zu den Ergebnissen von Batáry et al. (2008) und Cini et al. (2018, 2021), in meinen Erhebungen keinen positiven Effekt auf das Vorkommen von Präimaginalstadien. Es konnte ebenfalls keine Korrelation zwischen dem Larvenvorkommen und der Pflanzenhöhe festgestellt werden, wie dies bei Örvösy et al. (2005, 2014) der Fall war. Bei Studien, die in Ungarn bzw. auf dem Balkan durchgeführt wurden, zeigte sich die Kombination aus Habitat- und Wirtspflanzeigenschaften als besonders einflussreich für die Brutplatzwahl von Weibchen. Die Mikroumgebung um besetzte Pflanzentriebe, welche durch die allgemeine Wirtspflanzendichte, -phänologie und -vitalität definiert wurde, hatte hingegen keinen Einfluss auf das Vorkommen von juvenilen Stadien (Batáry et al., 2008; Šlancarová et al., 2015). Diese Erkenntnisse spiegeln sich in den hier vorliegenden Ergebnissen nur zum Teil wider. Bei einer größeren räumlichen Betrachtung der Untersuchungsflächen stellte sich die Distanz zum nächstgelegenen besetzten Standort als signifikanter Faktor dar. Besiedelte Standorte wiesen dabei einen geringeren Abstand als unbesiedelte Standorte auf. Bei den Untersuchungen von Ghesini et al. (2018) an *Zerynthia cassandra* wurde ebenfalls eine kürzere Distanz zwischen Standorten mit Larvenbesatz festgestellt als bei Standorten ohne Besatz. Jedoch war dort der Unterschied der Abstände nicht signifikant. Abhängig vom Fragmentierungsgrad eines Lebensraums, wird der Standort-Konnektivität eine hohe bis sehr hohe Bedeutung für das Vorkommen von Arten zugeschrieben, besonders wenn es sich um Spezialisten mit Metapopulationsstrukturen handelt. Es ist daher vom Gesamtbild des Lebensraums abhängig, in welchem Verhältnis lokale Habitateigenschaften und landschaftliche Standort-Konnektivität Einfluss nehmen.

Beide Faktoren bestimmen jedenfalls die vorherrschenden Bedingungen in einem Lebensraum und ob dieser besiedelt wird oder nicht (Čelik, 2012; Poniowski et al., 2018; Ghesini et al., 2019).

4.1.1 Untersuchungsschwerpunkte auf der Landschaftsebene

Auf der Makroebene, zum Einfluss landschaftlicher Strukturen auf die einzelnen Untersuchungsflächen, wurden folgende Fragen und Hypothesen behandelt.

- Gibt es Landschaftsausprägungen im Bereich um die Untersuchungsstandorte, welche die Besiedelung mit Larven begünstigen?
- Welchen Einfluss hat die Distanz von Untersuchungsflächen zu Waldbeständen und Gewässern auf das Larvenvorkommen?
- Welchen Einfluss hat die Distanz von Untersuchungsflächen zueinander (Konnektivität lokaler Deme innerhalb einer Metapopulation) auf das Larvenvorkommen?
 - Die Wahrscheinlichkeit einer Larvenbesetzung steigt mit der Nähe des Untersuchungsstandortes zu einem besetzten Patch.

Hinsichtlich der Besiedelung von Habitaten mit Larven traten die Faktoren Größe und Abstand von Untersuchungsstandorten als besonders aussagekräftig hervor. Je geringer der Abstand von Habitat-Patches zu anderen besiedelten Standorten war und je größer diese Habitate waren, desto wahrscheinlicher war eine Besiedlung oder Wiederbesiedlung dieser. Poniowski et al. (2018) bezeichnete diese Erkenntnis, auf Basis von weiteren Studien, als allgemein gültige Regel für die meisten Regionen und Lebensräume, welche speziell dann gilt, wenn es sich wie bei *Z. polyxena* um eher sesshafte Arten mit geringen Ausbreitungstendenzen handelt. Andererseits widersprechen die Ergebnisse von Krauss et al. (2004), am ebenfalls weitgehend monophagen Zwergbläuling *Cupido minimus*, dieser allgemeinen Annahme. Letztere Studie kommt vielmehr zu dem Schluss, dass auf der Landschaftsebene Habitatflächen, -isolierung oder -qualität keine zentralen Faktoren darstellen, um eine treffende Vorhersage für das Vorkommen von Schmetterlingsarten zu konstruieren. Wobei die Gewichtung einzelner Umweltfaktoren stark von der untersuchten Art, der geografischen Region und Fragmentierung des Lebensraums abhängig ist (Krauss et al., 2004; Krämer et al., 2012; Poniowski et al., 2018). In der hier vorliegenden Arbeit hatte die Distanz zu besetzten Habitat-Patches einen deutlich stärkeren Einfluss als die Flächengröße. Wenn auch die Messung der Distanz zwischen (Sub)populationen

ein gängiges Maß zur Bestimmung des Vernetzungsgrads von Habitat-Patches darstellt, sollte idealerweise auch die Raumstruktur, die sich dazwischen befindet, miteinbezogen werden (Hanski, 1999). Eine Ergänzung für zukünftige Untersuchungen in Bezug auf die Vernetzung von Bruthabitaten des Osterluzeifalters in der Lobau könnte daher zusätzlich die Erfassung der Raumstruktur zwischen Untersuchungsflächen darstellen. Kein Einfluss zeigte sich jedoch bei den Abständen zwischen untersuchten Patches und dem nächstgelegenen Patch, unabhängig ob dieser 2020 untersucht wurde oder nicht. Daher wird angenommen, dass nur die Distanz zwischen potenziellen Wirtspflanzenstandorten an sich keinen Hinweis auf die Besetzung eines Patches liefern kann. Die Konnektivität von besetzten Standorten war daher erkennbar relevant, wohingegen die Konnektivität von reinen Wirtspflanzenstandorten (ohne die Information der Besiedlung) keine Aussagekraft zum Larvenaufkommen aufwies. Die Abstände von Untersuchungsflächen zu der nächstgelegenen Wald- und Gewässergrenze ließen ebenfalls keinen Zusammenhang mit der Larvenbesetzung erkennen. Wie bereits frühere Studien aufgezeigt haben, können Osterluzeifalter unterschiedliche Habitatausprägungen im Areal ihrer Wirtspflanze bewohnen (Höttinger, 2003; Van Swaay et al., 2006, 2012; Čelik, 2012). Diese Habitate können von Heißländern bis zu Flussufern reichen (Kapitel 2.1), und auch in meiner Untersuchung zeigte sich diesbezüglich keine Präferenz. Im Nahbereich der Untersuchungsflächen (50 m Radius) konnte lediglich festgestellt werden, dass die Baumkronenfläche einen negativen Einfluss auf die Larvenbesiedlung von Standorten aufwies. Von der sehr nah verwandten Art *Z. cassandra* wurden in Italien gehölzreiche Vegetationen bzw. Standorte mit Vollschaten ebenfalls gemieden. Dies belegen Untersuchungen von Vovlas et al. (2014), Camerini et al. (2018) und Ghesini et al. (2018). Im Gegensatz dazu wurden von *Z. polyxena* in der griechischen Region Thrakien offene und geschlossene Waldbestände gegenüber Flächen mit Sträuchern und landwirtschaftlichen Flächen bevorzugt (Šlancarová et al., 2015), wobei dennoch alle untersuchten Habitate grundsätzlich bewohnt wurden. Bevorzugt wurden in Ungarn wiederum Robinienbestände gegenüber Lichtungen (Batáry et al., 2008). Als Erklärung vermuteten die Autoren, dass Weibchen bei der Eiablage Standorte, welche Kälte oder einer zu hohen Sonneneinstrahlung ausgesetzt waren, mieden. Wohingegen der in der vorliegenden Arbeit beobachtete negative Einfluss der Baumkronenfläche annehmen lässt, dass in Ostösterreich, also nahe dem nördlichen Rand des Artareals,

geschlossene Waldgebiete eher gemieden werden. Dafür spricht auch die Feststellung von Örvössy et al. (2005, 2014), dass in Ungarn Imagines von *Z. polyxena* Pappel-Beständen mit vermeintlich ungünstigen Lichtverhältnissen auswichen, da die Art eine gewisse Sonnenintensität benötigt, um aktiv zu sein. In Italien hingegen wiesen Flächen mit angrenzenden Strauchvorkommen eine höhere Larvenmenge auf (Cini et al., 2021). Jedoch konnte von mir diese Tendenz zu mit Sträuchern gesäumten Habitaten nicht nachgewiesen werden. Mikroklimatisch könnte die Nähe von Gehölzen um Reproduktionsstandorte, besonders in Gegenden mit höheren Temperaturen als dies hierzulande der Fall ist, relevant sein. Dass eine Diskrepanz zwischen den beobachteten Habitatpräferenzen besteht, könnte jedenfalls mit regional unterschiedlichen Mesoklimata zusammenhängen. *Z. polyxena* bewohnt in Österreich annähernd den Nordrand seines Verbreitungsgebiets mit gemäßigtem Klima und könnte daher mehr Sonneneinstrahlung tolerieren oder sogar benötigen als dies in weiter südlichen und heißeren Arealen mit zum Beispiel mediterranem Klima der Fall ist. Wie in Tabelle 1 ersichtlich, gab es abgesehen von der Baumkronenfläche keine Landschaftsausprägungen um die Untersuchungsflächen, die einen sichtbaren Einfluss auf die Besetzung der Osterluzei-Standorte hatten. Dies führt zu der Vermutung, dass die nahe Umgebung der untersuchten Standorte sehr heterogen strukturiert ist und keine einzelne Landschaftsstruktur für sich genommen die Habitatwahl der Falter dominiert. Dafür spricht auch, dass *Z. polyxena* eine große Variation an Lebensräumen nutzt, die sich in ihrer Beschaffenheit (linear bis nicht linear), Beständigkeit (ephemer bis stabil) und Fragmentierung (vereinzelt bis verbunden) recht unterschiedlich charakterisieren lassen (Čelik, 2012). Allerdings konnten Einflüsse der Lebensraummatrix um einen Habitat-Patch auf die Zu- und Abwanderung von Individuen bei vielen Tagfaltern in früheren Studien, unter anderem an *Melitaea cinxia*, nachgewiesen werden (Hanski, 1999). Wenngleich es sich dabei um eine polyphage Art handelte, könnte eine derartige Umgebungsanalyse auch für monophage Arten Relevanz haben. Um die Wirkung solch differenzierter Habitatformate zu prüfen, bedarf es jedenfalls weiterer komplexer Berechnungen, wie sie unter anderem von Hanski (1999) vorgenommen wurden.

4.1.2 Untersuchungsschwerpunkte auf der Patchebene

Auf Ebene der Untersuchungsstandorte wurde folgenden Fragen und Hypothesen nachgegangen.

- Welchen Einfluss haben Habitatfaktoren verschiedener Ebenen (Deskriptoren der Habitatqualität) auf das Vorkommen von Larven auf den Untersuchungsflächen?
 - Eine erhöhte Anzahl von *Aristolochia-clematitis*-Trieben auf der Untersuchungsfläche begünstigt das Larvenvorkommen.
 - Je höher der Beschattungsgrad einer Untersuchungsfläche, desto unattraktiver ist diese als Entwicklungshabitat für Präimaginalstadien.

Die Standortfaktoren Flächengröße und Wirtspflanzenzahl wiesen eine enge Korrelation untereinander auf. Dies führt zu der Annahme, dass neben weiteren Umweltbedingungen und Fragmentierung, die Steigerung der Größe bzw. der Triebzahl eines Standorts und damit des lokalen Ressourcenangebots, die Wahrscheinlichkeit einer Besiedlung erhöht. Selbige Feststellung wurde auch in vielen weiteren Studien an verschiedenen Tagfaltern, unter anderem von Batáry et al. (2008), Bauerfeind et al. (2009), Čelik, (2012), Vovlas et al. (2014), Örvösy et al. (2014), Curtis et al. (2015), Šlancarová et al. (2015), Macgregor et al. (2017), Camerini et al. (2018), Ghesini et al. (2018) und Poniatowski et al. (2018) bereits getroffen. In Bezug zu den empfohlenen Monitoringmethoden für *Z. polyxena* ist festzustellen, dass die vorgeschlagene Mindestgröße von 100 m² für Untersuchungsflächen (ARGE Basiserhebung, 2012) im Rahmen dieser Forschungsarbeit deutlich zu groß bemessen gewesen wäre, da die Flächengröße von 41 der 53 besetzten Standorte unter 100 m² lag. Zahlreiche besetzte Bruthabitate wären somit übersehen worden. Die von Ellmayer et al. (2019c) adaptierte, empfohlene Mindestflächengröße von 10 m² stellt hingegen für die räumlichen Gegebenheiten im Großraum Wien eine adäquate Untergrenze dar. Tatsächlich wiesen nur zwei der besetzten Patches eine Größe von unter 10 m² auf, während sieben weitere, derart kleine Osterluzei-Bestände tatsächlich ohne Larvennachweis waren.

Welche Intensität von Beschattung bzw. Sonneneinstrahlung sich als förderlich oder hemmend für die Habitatnutzung bezeichnen lässt, konnte aus der gesichteten Literatur zu *Zerynthia polyxena* nicht eindeutig entnommen werden. Weibchen von *Z. polyxena* konnten von Čelik (2012) besonders häufig auf sonnigen Wirtspflanzenstandorten beobachtet werden. Dieses Verhalten legt nahe, dass die Vorliebe von Weibchen, sich auf sonnigen Wirtspflanzenstandorten aufzuhalten, einen Vorteil für die dort platzierten Gelege mit sich bringt. Wie bei vielen Schmetterlingsarten, ist eine sonnige und damit wärmere Umgebung förderlich für die

schnellere Entwicklung der Präimaginalstadien (Čelik, 2012; Cini et al., 2018, 2021). Bei Untersuchungen zur Verteilung von Gelegen in verschiedenen Habitaten wurden in Ungarn allerdings jene gemieden, die eine besonders hohe Sonneneinstrahlung aufwiesen (Batáry et al., 2008). Örvösy et al. (2014) vermuteten daher, dass Standorte mit hoher Sonneneinstrahlung zu trocken für eine günstige Entwicklung sein könnten, während eine Temperaturabnahme durch Beschattung wiederum zu verlangsamtem Wachstum oder Tod der Larven führen könnte. Eine Übereinstimmung besteht dahingehend zwischen Batáry et al. (2008), Örvösy et al. (2014) und Šlancarová et al. (2015), dass die Brutplatzwahl der Weibchen und die Ansprüche der Larven von den geographischen, phänologischen und witterungsbedingten Umständen beeinflusst werden und sich je nach Region unterscheiden können. Bei Untersuchungen zu *Zerynthia cassandra* zeigte sich hingegen bei mehreren Studien in Italien ein Konsens bezüglich Brutplatzbedingungen, nämlich eine Bevorzugung von Wirtspflanzen mit mäßiger bis intensiver Sonneneinstrahlung (Vovlas et al., 2014; Camerini et al., 2018; Ghesini et al., 2018; Cini et al., 2018, 2021). Eine höhere Larvendichte auf sonnigen Untersuchungsflächen trat ebenfalls bei *Z. cerisy* und *Z. polyxena* in der Studie von Šlancarová et al. (2015) in der Region Thrakien (Griechenland) auf. Obwohl sich die potenzielle Sonnenexposition des Öfteren in Untersuchungen zu *Zerynthia* spp. als bedeutsam für das Vorkommen von Präimaginalstadien herausstellte, konnte im Zuge meiner eigenen Forschungsarbeit zwischen Beschattungsgrad und Habitatnutzung kein Zusammenhang festgestellt werden. Allerdings erfolgte die Erhebung des Kronenschlusses nur zu einem Zeitpunkt im Frühling und könnte sich im Laufe der Entwicklungszeit der Larven mit der zunehmenden sommerlichen Belaubung verändern.

4.1.3 Untersuchungsschwerpunkte auf der Pflanzenebene

Auf der Pflanzenebene wurden Einzelpflanzeigenschaften erhoben, um folgenden Hypothesen nachzugehen.

- Eigenschaften von Pflanzen wie eine hohe Biomasse (Blattzahl) bzw. Triebhöhe wirken sich im Gegensatz zu kleinwüchsigen, potenziellen Futterpflanzen positiv auf das Larvenvorkommen aus.
- Durch das Vorkommen von Wirtspflanzen mit Blüten als frühe Larvennahrung und Rückzugsort auf Untersuchungsflächen wird die Wahrscheinlichkeit einer Besetzung erhöht.

In früheren Studien zu *Z. polyxena* und *Z. cassandra* konnte nachgewiesen werden, dass die Larvenanzahl durch die Wuchshöhe der Wirtspflanzen positiv beeinflusst wurde. Eine höhere Biomasse der Wirtspflanzen kann einen Vorteil für das Überleben und die Entwicklung von Larven darstellen (Örvössy et al., 2005, 2014). In weiteren Studien korrelierte die Blattzahl, welche an Einzelpflanzen mit Gelegenachweis erhoben wurde, positiv mit der Zahl der darauf abgelegten Eier (Batáry et al., 2008; Cini et al., 2018, 2021). Die Mikroumgebung von besetzten Einzelpflanzen, bei welchen Blattzahl oder Triebhöhe erhoben wurden, zeigte für *Z. polyxena* in Batáry et al. (2008) und Šlancarová et al. (2015) hingegen keinen Einfluss auf die Eier- oder Larvenmenge. Lediglich Cini et al. (2018, 2021) konnten einen Einfluss der Blattzahl auf die Anzahl der Eier und Larven von *Z. cassandra* in der Mikroumgebung feststellen. Wie in Kapitel 4.1 angeführt, war in meiner Studie eine hohe Biomasse, in Form einer hohen Blattzahl oder hoch gewachsenen Trieben, kein ausschlaggebendes Kriterium, ob ein Standort mit Larven besetzt war oder nicht. Dabei ist anzumerken, dass in meinem Studiendesign nicht zwischen besetzten Einzelpflanzen und Mikroumgebung von besetzten Pflanzen unterschieden wurde. Blattzahl und Triebhöhe von besetzten sowie unbesetzten Pflanzentrieben wurden gemeinsam betrachtet. Dies geschah aus der Überlegung heraus, dass Larven nicht strikt an einen Osterluzei-Trieb gebunden sind, sondern bei Bedarf mehrere verschiedene Rameten im Laufe ihrer Entwicklung besetzen. Höttinger (2003) gab an, dass der Blütenreichtum der Osterluzei um und in Larvalhabitaten für die Abundanz von *Z.-polyxena*-Imagines nicht von Bedeutung sei. Diese Beobachtung gilt jedoch nicht für das Larvenstadium der Art. Mehrere Studien zeigten, dass die Blüten der Wirtspflanze durchaus einen positiven Einfluss auf die Häufigkeit der Präimaginalstadien haben. Weibchen bevorzugten blühende Triebe für die Eiablage und es konnten in der Regel mehr Eier darauf nachgewiesen werden (Šlancarová et al., 2015; Cini et al., 2018, 2021; Ghesini et al., 2018). Die Larven dürften besonders in frühen Stadien von den Blüten als Nahrung und Schutz profitieren. Durch den Rückzug in Blüten können sich Larven vor Umweltstressoren wie Prädatoren, Parasitoiden oder einer ungünstigen Witterung teilweise schützen. Diese Strategie begünstigt die Überlebensrate und das Wachstum (Vovlas et al., 2014; Cini et al., 2018, 2021; Ghesini et al., 2018). Dieser Umstand könnte erklären, warum auch in Wien blühende Triebe der Osterluzei auf den Untersuchungsflächen einen positiven Einfluss auf das Auftreten von Larven hatten.

4.2 Populationsdynamik

Z. polyxena bildet generell eher kleine und verstreute Populationen in Verbindung mit der in Österreich einzig vorkommenden Wirtspflanze, *Aristolochia clematitis*. Aus diesen Gründen und wegen seines eher sesshaften Verhaltens wird angenommen, dass höchstwahrscheinlich Metapopulationen gebildet werden (Dapporto, 2010; Čelik, 2012; Bârcă und Niculae, 2018). Durch die in Kapitel 3.4 angeführten Ergebnisse zur Wiederbesiedlung einzelner Untersuchungsflächen liegt die Vermutung nahe, dass ein Austausch zwischen lokalen Habitaten stattfindet und sich die Population in der Lobau und Umgebung womöglich sogar ausbreitet. Wobei angemerkt werden muss, dass die Datengrundlage, wegen zeitversetzter Untersuchungszeiträume in zwei Beobachtungsjahren, keinen einwandfreien Vergleich zulässt. Ungeachtet dessen konnte bei der Untersuchung 2020 im Vergleich zu den Untersuchungen 2019 auf 15 Standorten eine Neubesiedlung und lediglich auf dreien ein vermutliches Erlöschen von Populationen beobachtet werden, was für eine positive Metapopulationsdynamik spricht. In der Gruppe der besetzten Patches wiesen sieben eine Entfernung von über 500 m zum nächsten besetzten Patch auf. Dies spricht dafür, dass es in dieser Metapopulation, trotz einer gewissen Isolierung von Habitaten, zu Besiedlungsereignissen kommen konnte. Um diese Hypothese zu festigen, bedarf es jedoch weiterer Untersuchungen, da nicht ausgeschlossen werden kann, dass sich nicht doch besiedelte Patches oder Trittsteine in der näheren Umgebung von vermeintlich isolierten Standorten befanden. Jedenfalls lagen alle im Jahr 2020 untersuchten Standorte, bis auf zwei Ausnahmen, unter 2,5 km und mehrheitlich unter 800 m voneinander entfernt. Da die beobachtete Flugreichweite bei *Z. polyxena* bis zu einigen hundert Metern reicht (Čelik, 2012), kann von einer dynamischen Metapopulation ausgegangen werden. Der Metapopulationstheorie von Hanski (1999) zufolge sind auf der landschaftlichen Betrachtungsebene die Qualität und die Konnektivität von Lebensräumen die wichtigsten Faktoren für die Stabilität lokaler Populationen. Auf lange Sicht sind Arten mit einer hohen Spezialisierung, einer engen Nische und zerstreuten Habitat-Patches auf eine räumliche Vernetzung von Subpopulationen angewiesen (Hanski, 1999; Bauerfeind et al., 2009; Poniatowski et al., 2018). Immer mehr Untersuchungen legen dar, dass isolierte Populationen in einem Lebensraum einem höheren Aussterberisiko unterworfen sind. Eine intakte Metapopulation kann stochastische Ereignisse durch beständige Rekolonisierung aus benachbarten Subpopulationen abfedern, wodurch das Aussterberisiko oder die

Gefahr einer Inzuchtdepression gemindert wird. Das bedeutet, je besser lokale Habitate vernetzt sind, desto stabiler und nachhaltiger kann sich eine Metapopulation in diesem Gebiet zumeist entwickeln (Baguette und Schtickzelle, 2006; Bauerfeind et al., 2009; Poniowski et al., 2018; Warren et al., 2021). Die Qualität einzelner Habitate bzw. Untersuchungsflächen allein ist daher unzureichend, um die langfristige Eignung eines Lebensraums für Arten festzustellen (Poniowski et al., 2018; Münsch et al., 2019). Generell wird angenommen, dass für die Besiedelung eines Patches sowohl die lokale Qualität und Quantität der Ressourcen als auch die Konnektivität mit anderen Patches ausschlaggebend ist (Bauerfeind et al., 2009). Diese Annahme deckt sich mit meinen Ergebnissen. Zusätzlich wird von Curtis et al. (2015) noch die Aspektfolge, bezogen auf die mikroklimatischen Bedingungen auf einzelnen Standorten, als wichtiger Faktor erwähnt. Dies gilt besonders an den klimatischen Grenzen des Verbreitungsgebiets, und damit auch für *Z. polyxena* in Österreich. Demnach ist zu erwarten, dass das Verhältnis zwischen Ressourcenverfügbarkeit und Populationsdichte je nach phänologischer Patchausprägung zwischen Standorten variieren kann und insbesondere die larvalen Ansprüche bei der Habitatnutzung und dem Verbreitungspotenzial eine entscheidende Rolle bei Schmetterlingen einnehmen (Poniowski et al., 2018). Auch wenn phänologische Artmerkmale für die Ausbreitungsfähigkeit von Schmetterlingen eine Rolle spielen können, so wogen die klimatischen Ansprüche an eine Nische der in Essens et al. (2017) untersuchten Arten schwerer in Bezug auf deren Vulnerabilität als deren Lebenszyklusschema. Grundsätzlich ist das Zusammenspiel morphologischer, physiologischer und phänologischer Artmerkmale bedeutsam für die Populationsdynamik von Tagfaltern (Essens et al., 2017). Die Persistenz von Metapopulationen ist damit von beidem abhängig, den Artmerkmalen und dem ökologischen Profil einer Landschaft (Hanski, 1999).

4.3 Habitatqualität

Zweifellos spielt die Habitatqualität eine entscheidende Rolle bei der Frage, ob sich eine Art ansiedelt und erfolgreich entwickeln kann. Im Falle von *Z. polyxena* und seinem Vorkommen im Großraum Wien ergeben sich strukturell sehr diverse Lebensräume (Höttinger et al., 2013; Weigelhofer et al., 2013, 2020). Der Großteil des Artvorkommens befindet sich in der Oberen und Unteren Lobau (Höttinger et al., 2013). Diese sind, wie die meisten naturnahen Landschaften, auf lange Sicht dennoch einer

stetigen Veränderung unterworfen. Veränderungen auf verschiedenen räumlichen Ebenen, wie es in naturnahen Waldgebieten der Fall ist, bringen unterschiedlichste Habitate hervor, was wiederum zu einem kontinuierlichen Turnover von Arten führt. Abhängig von den Fähigkeiten einer Art entscheidet sich, ob diese phänologisch und physisch in der Lage ist, im Zuge von Sukzessionsprozessen auf einen passenden alternativen Lebensraum auszuweichen (Hanski, 1999). Einer steigenden Anzahl an Forschungen zufolge, dürfte die Ausbreitungsrichtung von Schmetterlingen dabei nicht wahllos erfolgen, sondern entlang adäquater Habitate liegen (Baguette und Schtickzelle, 2006). Eine gute raumstrukturelle Konnektivität von qualitativ hochwertigen Habitaten bietet daher (Teil-)Populationen die Möglichkeit, stochastische Ereignisse zu überleben, indem neue und passende Habitate erreicht werden können (Hanski, 1999; Habel et al., 2018; Poniatowski et al., 2018). Insbesondere Populationen von Schmetterlingsarten wie *Z. polyxena*, mit Spezialisierung auf eine bestimmte und nur lokal auftretende Wirtspflanze, können empfindlich reagieren und erlöschen, wenn mit einer Umweltveränderung der Verlust der Nahrungspflanze einhergeht. Diese vermeintliche Schwäche wird in der heutigen Kulturlandschaft oft durch einen hohen Isolierungsgrad von Habitaten sowie die Verschlechterung der Habitatqualität verstärkt (Habel et al., 2018). Besonders in Lebensräumen mit einem hohen Waldflächenanteil, wie es im Untersuchungsgebiet der Fall war, ist eine dichte Vernetzung von Wirtspflanzenstandorten essenziell. Waldbestände können laut Habel et al. (2018) als Barriere für Tagfalterarten offener Standorte fungieren und die Besiedlung neuer Patches nochmals erschweren. Positiv auf das Ausbreitungsverhalten von Tagfaltern, dürften sich lineare Strukturen wie Wege oder Straßen, welche als Dispersionskorridore genutzt werden, auswirken. Der Austausch zwischen Teilpopulationen und der Übergang zu günstigen Habitaten werden dadurch erleichtert. Habel et al. (2018) geben an, dass besonders Lebensraumspezialisten wie *Erebia medusa* und *Coenonympha arcania* von Korridorstreifen mit passenden Habitaten bzw. Trittsteinen profitieren. Die Ausbreitungsfähigkeit kann daher durch die Erhöhung der Durchlässigkeit von Landschaften und ein adäquates Angebot an Lebensräumen gefördert werden. Diese Beobachtung trifft ebenfalls auf den Osterluzeifalter in dieser Forschungsarbeit zu, wo ein Großteil der besetzten Untersuchungsflächen an linearen Pfaden lag. Jedoch besteht die Möglichkeit, dass durch den leichten Zugang zu Habitaten an Wegrändern eine überproportional hohe Anzahl solcher Standorte erfasst wurde. Jedenfalls ist

Lebensraumqualität ein komplexes Gefüge und bedingt durch die verschiedenen Lebenszyklusphasen von Schmetterlingen, ergeben sich daraus unterschiedliche Lebensraumanforderungen, die es zu differenzieren gilt (Dennis, 2003, 2006; García-Barros und Fartmann, 2009). In früheren Studien wurde erkannt, dass Standorte auch ökologische Fallen für Präimaginalstadien darstellen können (Hale und Swearer, 2016). Dies zeigte sich dadurch, dass Standorte mit einer hohen Anzahl an abgelegten Eiern nicht zwangsweise auch eine hohe Anzahl an späteren Entwicklungsstadien aufweisen müssen. Die Entwicklung der Eier wurde durch ungünstige Umstände, wie Zunahme von Beschattung oder Sonneneinstrahlung, gestört (Örvössy et al., 2014; Vovlas et al., 2014). Der Nachweis von Larven auf Wirtspflanzen kann daher ein späteres und aussagekräftigeres Bild zur Eignung eines Präimaginalstandorts aufzeigen. Aufgrund ihrer geringeren Mobilität weisen Präimaginalstadien oft eine höhere Sensitivität gegenüber Umwelteinflüssen auf, wodurch ihre Lebensraumansprüche eine besonders hohe Priorität in der naturschutzfachlichen Beurteilung einnehmen (Fartmann und Hermann, 2006; García-Barros und Fartmann, 2009; Salz und Fartmann, 2017; Poniatowski et al., 2018).

4.4 Aspekte zu Management und Förderung

Eine hohe Habitatqualität und das Verständnis der Parameter, die diese definieren, ist für die Umsetzung eines erfolgreichen Managements von großer Bedeutung (Salz und Fartmann, 2017; Habel et al., 2018). Weiters ist die Größe von Reproduktionsstandorten und ihr Grad der Isolierung entscheidend für das Auftreten von Schmetterlingen (Bauerfeind et al., 2009; Poniatowski et al., 2018; Münsch et al., 2019). Das Einflussverhältnis dieser drei Komponenten ist von der jeweiligen Art und der Landschaftsstruktur abhängig (Krämer et al., 2012; Münsch et al., 2019). Ein dichtes Netzwerk an geeigneten Habitaten wirkt sich positiv auf die Entwicklung von Populationen, deren Ausbreitungstendenzen und deren Resilienz gegenüber lokalen Aussterbeereignissen aus (Baguette und Schtickzelle, 2006; Bauerfeind et al., 2009; Krämer et al., 2012; Poniatowski et al., 2018; Warren et al., 2021). Selbstverständlich muss ein idealer Lebensraum grundsätzliche Elemente für alle Lebenszyklen von Schmetterlingen anbieten. Dazu gehören im Allgemeinen Strukturen für Balzplätze und Rückzugsorte als auch pflanzenbezogene Ressourcen wie Wirtspflanzen und Nektarquellen (Dennis, 2006, 2014; Ochoa-Hueso et al., 2014; Cini et al., 2018, 2021; Ghesini et al., 2019). Die larvalen und adulten Habitate überlappen sich bei

Zerynthia-Arten zu einem großen Teil, wodurch die Persistenz dieser Art primär durch das Angebot von Habitaten für Präimaginalstadien bestimmt wird (Čelik, 2012; Vovlas et al., 2014; Šlancarová et al., 2015). Bei *Z. polyxena* und *Z. rumina* wird zudem angenommen, dass das Angebot an Nektarquellen nur einen geringen Stellenwert in deren Lebensraumanforderungen einnimmt (Höttinger, 2003; Čelik, 2012; Ochoa-Hueso et al., 2014). In Österreich sind zum Ernährungsverhalten der Imagines des Osterluzeifalters keine relevanten Beobachtungen dokumentiert, weshalb Blütenbesuche höchstens als selten angesehen werden können (Höttinger, 2003; Höttinger et al., 2013). Dadurch konzentrieren sich die Lebensraumansprüche noch mehr auf die Ressource Wirtspflanze, dessen Vorkommen demgemäß als Indikator für die Existenz dieser Art besser geeignet ist als die Verfügbarkeit von Nektarquellen (Ochoa-Hueso et al., 2014). Diese Umstände unterstreichen, dass *Z. polyxena* sehr eng an die begrenzten Flächen, wo die Wirtspflanze der Larven vorkommt, gebunden ist, da sich die Falter auch meist nicht weit von diesen Standorten entfernen (Dapporto, 2010; Čelik, 2012). Einen anschaulichen Versuch, eine Population der nahe verwandten Art *Z. cassandra* in einem geeigneten Gebiet in der Nähe bereits bestehender *Z.-cassandra*-Vorkommen (8-15 km) anzusiedeln, schilderten Ghesini et al. (2019). Ihre Studie beschreibt eine spontane Besiedlung, 34 Jahre nachdem Wirtspflanzenstandorte 1982 in einem Park etabliert wurden. Als Ursache für die erfolgreiche Ansiedlung wird hier vermutet, dass mit dem seit den 1990er Jahren verstärkt auf Renaturierung aufbauende Managementkonzept, die Ausbreitung der Wirtspflanze *Aristolochia rotunda* begünstigt wurde. Der Fokus der Managementbemühungen lag auf der Förderung der Biodiversität von Vögeln, welcher sich aber ebenfalls günstig auf Schmetterlinge auswirkte. Als Grund für die späte Besiedlung wird angenommen, dass die Wirtspflanzenhabitate erst mit einer entsprechenden Größe und Etablierung für die Zielart attraktiv genug erschienen, um diese durch Überwindung einer größeren Strecke zu besiedeln. Es ist naheliegend, dass sich die Kolonisierung von der Ebene des Parks aus ereignet hat. Einerseits befinden sich dort die größten *A.-rotundifolia*-Bestände und andererseits laufen dort Korridore in Form von Gräben und Kanälen entlang, welche die Ansiedlung erleichtern könnten. Dies steht im Einklang mit der Hypothese, dass lineare Landschaftsstrukturen die Ausbreitung von (ortstreuen) Schmetterlingen fördern (Höttinger, 2003; Čelik, 2012; Habel et al., 2018; Warren et al., 2021). Nach dem ersten Nachweis der Art 2016 stieg die Anzahl der erfassten adulten Tiere und die Zahl der

besetzten Larvalhabitate mit jedem Jahr an, womit eine dauerhafte Etablierung der Population in dem Gebiet anzunehmen war. Daraus ergeben sich Empfehlungen für die Förderung von *Z. cassandra*, die ebenfalls auf *Z. polyxena* übertragen werden können. Gebiete, welche für eine Ansiedlung vorgesehen sind, sollten ein differenziertes Angebot an Mikrohabitaten und eine gewisse Heterogenität aufweisen, um strukturelle und nahrungsbasierte Bedürfnisse zu decken. Weiters muss eine ausreichende Anzahl an Wirtspflanzen verfügbar sein. Im Falle des Untersuchungsgebiets dieser Arbeit betrug die durchschnittliche Anzahl an Wirtspflanzen auf besetzten Patches 434 Triebe (Median: 140 Triebe) und die Standorte waren im Schnitt 79 m² groß (Median: 60 m²). Baumbestände und Sträucher sind bis zu einem gewissen Anteil vorteilhaft für Schmetterlinge, da diese als Rückzugsort oder Schattenspender fungieren können (Krämer et al., 2012). Nach Cini et al. (2021) konnte lediglich durch Einschnitte in die Umgebungsvegetation bei beschatteten Standorten eine Erhöhung der Eidichte auf diesen Standorten erreicht werden. Einerseits konnte dadurch die Zugänglichkeit für Imagines zu den Habitaten und andererseits die Pflanzenqualität durch mehr Blütenangebot für die Larven erhöht werden. Der Verlust von offenen Habitaten durch Sukzession und andere Verschlechterungen der Lebensraumqualität zählt zu den wahrscheinlichsten Ursachen für die Gefährdung von Schmetterlingen (Hanski, 1999; Warren et al., 2021), und dies gilt auch für das lokale Aussterben von *Zerynthia*-Populationen (Höttinger, 2003; Höttinger et al., 2013; Ghesini et al., 2018, 2019; Gauthier et al., 2020). Weitere Gefährdungsursachen sind der Verlust oder die Verschlechterung von Habitaten durch Aufforstung, Verbauung, zeitlich ungünstige Mahd oder chemische Beeinträchtigung durch Pestizide (Čelik, 2012; Van Swaay et al., 2012; Höttinger et al., 2013; Gauthier et al., 2020; Warren et al., 2021). Für *Z. polyxena* wird – sofern die Standorte nicht im Waldbereich liegen – eine Mahd nach dem Abschluss der Larvenentwicklung empfohlen, wenn die Diapause begonnen hat (Van Swaay et al., 2012). Für Wien ist eine Mahd von Osterluzei-Beständen daher ab Ende Juli möglich, sofern es sich um Saumbereiche von offen zu haltendem Grasland handelt. Für die Förderung einer Ausbreitung der Art ist ein Angebot an entsprechenden Habitaten, welche als Trittsteine fungieren können, wichtig. Ein besonderes Augenmerk sollte zudem auf die möglichst lückenlose Kartierung der Wirtspflanzen und das Monitoring der Art durch die Nachsuche von Präimaginalstadien gelegt werden. Damit können weitere Daten in die Erweiterung und Förderung von (Larval-)Habitaten einfließen und zur Erhaltung

des Osterluzeifalters in Wien beitragen (Höttinger et al., 2013). Im Falle der Lobau geht die Entwicklung der Vegetation aufgrund von anthropogenen Eingriffen in die Flussdynamik der Donau hin zu mehr terrestrischen und semi-aquatischen Bereichen (Weigelhofer et al., 2013, 2020), was sich auf den Osterluzeifalter mit seinem breit aufgestellten Habitatspektrum (Van Swaay et al., 2006; Čelik, 2012; Höttinger et al., 2013) nicht negativ auswirken sollte. Jedenfalls ist erwiesen, dass mit der Steigerung der Habitatqualität und der Vernetzung von Lebensräumen die Resilienz von Schmetterlingspopulationen gegenüber widrigen Verhältnissen gesteigert wird (Baguette und Schtickzelle, 2006; Bauerfeind et al., 2009; Krämer et al., 2012; Mills et al., 2017; Poniatowski et al., 2018; Warren et al., 2021) und dieser Maßnahmenansatz ebenfalls zum Schutz und zur Förderung einer stabilen Osterluzeifalter-Metapopulation im Gebiet der Lobau beitragen würde.

Literaturverzeichnis

- ARGE Basiserhebung. (2012). Kartieranleitung zur Durchführung von Basiserhebung und Monitoring nach Art. 11 FFH-Richtlinie. Projekt Basiserhebung von Lebensraumtypen und Arten von gemeinschaftlicher Bedeutung. Bearbeitung Revital Integrative Naturraumplanung GmbH, freiland Umweltconsulting ZT GmbH, eb&p Umweltbüro GmbH, Z_GIS Zentrum für Geoinformatik. Im Auftrag der neun Bundesländer Österreichs. Lienz, Wien, Klagenfurt, Salzburg. S. 122–126.
- Baguette, M., Schtickzelle, N. (2006). Negative relationship between dispersal distance and demography in butterfly metapopulations. *Ecology*, 87(3):648–654.
- Bârcă, V., Niculae, M. (2018). Distribution of the species *Zerynthia polyxena* (Lepidoptera, Papilionidae) in natural and anthropic habitats in the Carpathian piedmont between the rivers Buzău and Prahova (Romania), implications for its conservation. *Oltenia Studii și comunicări Științele Naturii*, 34(1):127–134.
- Bartha, G. S., Tóth, G., Horváth, P., Kiss, E., Papp, N., Kerényi, M. (2019). Analysis of aristolochic acids and evaluation of antibacterial activity of *Aristolochia clematitis*, L. *Biologia Futura*, 70(4):323–329.
- Batáry, P., Örvössy, N., Kőrösi, A., Peregovits, L. (2008). Egg distribution of the southern festoon (*Zerynthia polyxena*) (Lepidoptera, Papilionidae). *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 54(4):401–410.
- Bauerfeind, S., Theisen, A., Fischer, K. (2009). Patch occupancy in the endangered butterfly *Lycaena helle* in a fragmented landscape: effects of habitat quality, patch size and isolation. *Journal of Insect Conservation*, 13:271–277.
- Baumann, E. (1981). Erfolgreiche Wiedereinbürgerung von *Zerynthia polyxena* auf einem ehemaligen Weinberg am Stadtrand von Graz. Beiheft Veröffentlichung Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württemberg, 21:177–179.
- Beneš, J., Konvička, M., Dvůrák, J., Fric, Z., Havelda, Z., Pavličko, A., Vrabec, V., Weidenhoffer, Z. (Hrsg.) (2002). Butterflies of the Czech Republic: distribution and conservation (Vol. 1). Prag, Společnost pro ochranu motýlů.
- Bolz, R. (2013). Östlicher Osterluzeifalter. In: Bräu, M., Bolz, R., Kolbeck, H., Nunner, A., Voith, J., Wolf, W. (Hrsg.). (2013). Tagfalter in Bayern. E. Ulmer Verlag, Stuttgart. S. 118.
- Buch, C., Jagel, A. (2018). *Aristolochia clematitis* – Gewöhnliche Osterluzei (Aristolochiaceae). *Jahrbücher des Bochumer Botanischen Vereins*, 9:162–165.

- Camerini, G., Groppali, R., Minerbi, T. (2018). Observations on the ecology of the endangered butterfly *Zerynthia cassandra* in a protected area of Northern Italy. *Journal of Insect Conservation*, 22(1):41–49.
- Čelik, T. (2012). Adult demography, spatial distribution and movements of *Zerynthia polyxena* (Lepidoptera: Papilionidae) in a dense network of permanent habitats. *European Journal of Entomology*, 109(2):217–227.
- Cini, A., Benetello, F., Platania, L., Bordoni, A., Boschi, S., Franci, E., Ghisolf, G., Pasquali, L., Negroni, R., Dapporto, L. (2021). A sunny spot: habitat management through vegetation cuts increases oviposition in abandoned fields in an endemic Mediterranean butterfly. Abgerufen unter <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/icad.12489> [letzter Zugriff: 21.03.2021].
- Cini, A., Bordoni, A., Ghisolf, G., Lazzaro, L., Platania, L., Pasquali, L., Negroni, R., Benetello, F., Coppi, A., Dapporto, L. (2018). Host plant selection and differential survival on two *Aristolochia* L. species in an insular population of *Zerynthia cassandra*. *Journal of Insect Conservation*, 23(2):239–246.
- Curtis, R., Brereton, T., Dennis, R., Carbone, C., Isaac, N. (2015). Butterfly abundance is determined by food availability and is mediated by species traits. *Journal of Applied Ecology*, 52:1676–1684.
- Dapporto, L. (2010). Speciation in Mediterranean refugia and post-glacial expansion of *Zerynthia polyxena* (Lepidoptera, Papilionidae). *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, 48(3):229–237.
- Denis, M., Schiffermüller, J. I. (1775). Ankündigung eines systematischen Werkes von den Schmetterlingen der Wienergegend. Herausgegeben von einigen Lehrern am k. k. Theresianum. S. 1–323.
- Dennis, R., Dapporto, L., Dover, J. (2014). Ten years of the resource-based habitat paradigm: the biotope-habitat issue and implications for conserving butterfly diversity. *Journal of Insect Biodiversity*, 2(8):1–32.
- Dennis, R., Shreeve, T., Van Dyck, H. (2003). Towards a functional resource-based concept for habitat: a butterfly biology viewpoint. *Oikos*, 102(2):417–426.
- Dennis, R., Shreeve, T., Van Dyck, H. (2006). Habitats and resources: the need for a resource-based definition to conserve butterflies. *Biodiversity and Conservation*, 15:1943–1966.
- Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., Paulißen, D. (2001). Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3. Auflage. *Scripta Geobotanica* 18(2). Göttingen, Goltze-Verlag.

- Ellmauer, T., Igel, V., Kudrnovsky, H., Moser, D., Paternoster, D. (2019c). Monitoring von Lebensraumtypen und Arten von gemeinschaftlicher Bedeutung in Österreich 2016-2018 und Grundlagenerstellung für den Bericht gemäß Art.17 der FFH-Richtlinie im Jahr 2019: Teil 3: Kartieranleitungen. Im Auftrag der österreichischen Bundesländer. Umweltbundesamt GmbH, Wien.
- Ellmauer, T., Igel, V., Kudrnovsky, H., Moser, D., Paternoster, D. (2019a). Monitoring von Lebensraumtypen und Arten von gemeinschaftlicher Bedeutung in Österreich 2016–2018 und Grundlagenerstellung für den Bericht gemäß Artikel17 der FFH-Richtlinie im Jahr 2019: Teil 1: Artikel 11-Monitoring. Im Auftrag der österreichischen Bundesländer. Umweltbundesamt GmbH, Wien.
- Ellmauer, T., Igel, V., Kudrnovsky, H., Moser, D., Paternoster, D. (2019b). Monitoring von Lebensraumtypen und Arten von gemeinschaftlicher Bedeutung in Österreich 2016–2018 und Grundlagenerstellung für den Bericht gemäß Art.17 der FFH-Richtlinie im Jahr 2019: Teil 2: Artikel 17-Bericht. Im Auftrag der österreichischen Bundesländer. Umweltbundesamt GmbH, Wien. Reports Bd. REP-0734.
- Essens, T., Van Langevelde, F., Vos, R., Van Swaay, C., Wallis de Vries, M. (2017). Ecological determinants of butterfly vulnerability across the European continent. *Journal of Insect Conservation*, 21:439–450.
- Essl, F. (1994). Floristische Beobachtungen aus dem östlichen oberösterreichischen Alpenvorland. *Beiträge zur Naturkunde Oberösterreichs*, 2:66–67.
- Fartmann, T., Hermann, G. (2006). Larvalökologie von Tagfaltern und Widderchen in Mitteleuropa – von den Anfängen bis heute. In: *Fartmann, T., Hermann, G. (Hrsg.) Larvalökologie von Tagfaltern und Widderchen in Mitteleuropa. Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde*, 68(3/4):11–57.
- Fartmann, T., Timmermann, K. (2006). Where to find eggs and how to manage the breeding sites of the Brown Hairstreak (*Thecla betulae* (Linnaeus, 1758)) in Central Europe? *Nota lepidopterologica*, 29(1/2):117–126.
- Fischer, M., Oswald, K., Adler, W. (2008). *Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol*. 3., verbesserte Auflage. Land Oberösterreich, Biologiezentrum der Oberösterreichischen Landesmuseen, Linz. S. 260.
- García-Barros, E., *Fartmann, T.* (2009). Butterfly oviposition: sites, behaviour and modes. In: *Settele, J., Shreeve, T., Konvička, M., Van Dyck, H. (Hrsg.), Ecology of butterflies in Europe*. Cambridge University Press, S. 29–42.

- Gauthier, P., De Manincor, N., Picquenot, M., Pons, V., Schumpp, U., Thompson, J. (2020). Specificity and flexibility of egg laying by *Zerynthia polyxena* on different species of *Aristolochia* in Mediterranean France. *Ecologia Mediterranea*, 46(2):47–63.
- Geiser, E. (2018). How many animal species are there in Austria? Update after 20 years. *Acta ZooBot Austria*, 155(2):1–18.
- Ghesini, S., Faveri, A., Marini, M. (2019). A successful habitat patch creation for *Zerynthia cassandra*. *Bulletin of Insectology*, 72(2):261–266.
- Ghesini, S., Magagnoli, S., Marini, M. (2018). Biology and conservation of *Zerynthia cassandra* (Lepidoptera, Papilionidae) in semi natural environments and agricultural landscapes. *Journal of Insect Conservation*, 22:151–161.
- Habel, J., Teucher, M., Rödder, D. (2018). Mark-release-recapture meets Species Distribution Models: Identifying micro-habitats of grassland butterflies in agricultural landscapes. *PLoS ONE*, 13(11):e0207052.
- Habeler, H. (1986a). Die Bestandssituation des Osterluzeifalters am Südostalpenrand. In: *Naturschutz in der Steiermark*, Steirischer Naturschutzbund Steiermark, 132(26):10–12.
- Habeler, H. (1986b). Zur Kenntnis der Lebensräume des Osterluzeifalters, *Zerynthia polyxena* (Denis & Schiffermüller, 1775). *Mitteilungen aus der Abteilung Zoologie, Landesmuseum Joanneum*, 39:51–53.
- Hale, R., Swearer, S. E. (2016). Ecological traps: current evidence and future directions. *Proceedings of the Royal Society B*, 283:(1824), 20152647.
- Hanski, I. (1999). Habitat connectivity, habitat continuity, and metapopulations in dynamics landscapes. *Oikos*, 87:209–219.
- Hein, T., Lazowski, W., Muhar, S., Schwarz, U., Weigelhofer, G. (2014). Die Bedeutung von Augewässern am Beispiel der Donau-Auen bei Wien. *Denisia*, 33(163):167–174.
- Höttinger, H. (2003). Neue Erkenntnisse zur Verbreitung, Ökologie und Gefährdung des Osterluzeifalters *Zerynthia polyxena* (Denis und Schiffermüller, 1775) in Österreich mit besonderer Berücksichtigung des Burgenlandes (Papilionidae). *Beiträge zur Entomofaunistik*, 4:89–105.
- Höttinger, H., Pendl, M., Wiemers, M., Pospisil, A. (2013). *Insekten in Wien – Tagfalter*. Österreichische Gesellschaft für Entomofaunistik, Wien. S. 47–50.
- Jelaković, B., Dika, Ž., Arlt, V. M., Stiborova, M., Pavlović, N. M., Nikolić, J., Colet, J. M., Vanherweghem, J. L., Nortier, J. L. (2019). Balkan endemic nephropathy

- and the causative role of aristolochic acid. *Seminars in Nephrology*, 39(3):284–296.
- Krämer, B., Kämpf, I., Enderle, J., Poniowski, D., Fartmann, T. (2012). Microhabitat selection in a grassland butterfly: a trade-off between microclimate and food availability. *Journal of Insect Conservation*, 16:857–865.
- Krauss, J., Steffan-Dewenter, I., Tschardt, T. (2004). Landscape occupancy and local population size depends on host plant distribution in the butterfly *Cupido minimus*. *Biological Conservation*, 120:355–361.
- Macgregor, C., Hoare, D., Parsons, M., Lewis, O. (2017). Host-plant patch qualities and presence of a likely competitor species affect the distribution and abundance of a rare British moth, *Cucullia lychnitis*. *Journal of Insect Conservation*, 21:137–146.
- Magistratsabteilung 22, Wien. (2008). Grünraummonitoring Wien Gesamtbericht. Wien. S. 13-17. Abgerufen unter <https://www.wien.gv.at/kontakte/ma22/studien/pdf/monitoring-2005-1.pdf> [letzter Zugriff: 15.03.2021].
- Meller, B. (2014). The first fossil *Aristolochia* (Aristolochiaceae, Piperales) leaves from Austria. *Palaeontologia Electronica*, 17(1):1–17.
- Mills, S., Oliver, T., Bradbury, R., Gregory, R., Brereton, T., Kühn, E., Kuussaari, M., Musche, M., Roy, D., Schmucki, R., Stefanescu, C., Van Swaay, C., Evans, K. (2017). European butterfly populations vary in sensitivity to weather across their geographical ranges. *Global Ecology and Biogeography*, 26:1374–1385.
- Mölder, A., Schneider, E. (2010). On the beautiful diverse Danube? Danubian floodplain forest vegetation and flora under the influence of river eutrophication. *River Research and Applications*, 30:881–894.
- Moore, B. P., Brown, W. V., Rothschild, M. (1990). Methylalkylpyrazines in aposematic insects, their hostplants and mimics. *Chemoecology*, 1:43–51.
- Münsch, T., Helbing, F., Fartmann, T. (2019). Habitat quality determines patch occupancy of two specialist Lepidoptera species in well-connected grasslands. *Journal of Insect Conservation*, 23:247–258.
- Ochoa-Hueso, R., De la Puente Ranea, D., Viejo, J. (2014). Comparison of trends in habitat and resource selection by the Spanish Festoon, *Zerynthia rumina*, and the whole butterfly community in a semi-arid Mediterranean ecosystem. *Journal of Insect Science*, 14(51):1–14.
- Örvössi, N., Korösi, A., Batáry, P., Vozár, A., Peregovits, L. (2014). Habitat requirements of the protected southern festoon (*Zerynthia polyxena*); adult, egg

and larval distribution in a highly degraded habitat complex. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 60(4):371–387.

Örvössi, N., Kőrösi, A., Vozár, A., Batáry, P., Peregovits, L. (2005). Microhabitat preference of the Southern Festoon (*Zerynthia polyxena*). In: Kühn, E., Feldmann, R., Thomas, J. A., Settele, J. (Hrsg.) *Studies on the ecology and conservation of butterflies in Europe. Vol 1: General concepts and case studies.* Pensoft, Sofia. S. 24.

Poniatowski, D., Stuhldreher, G., Löffler, F., Fartmann, T. (2018). Patch occupancy of grassland specialists: Habitat quality matters more than habitat connectivity. *Biological Conservation*, 225:237–244.

Rabitsch, W., Zulka, K., Götz, M. (2020). *Insekten in Österreich. Artenzahlen, Status, Trends, Bedeutung und Gefährdung.* Umweltbundesamt GmbH, Wien. Reports, Bd. REP-0739.

Reckendorfer, W., Böttiger, M., Funk, A., Hein, T. (2013). Die Entwicklung der Donau-Auen bei Wien – Ursachen, Auswirkungen und naturschutzfachliche Folgen. *Geographica Augustana*, 13:45–53.

Reinhardt, R. (2020). *Zerynthia polyxena* ([Denis & Schiffermüller], 1775) – Osterluzeifalter. Seiten 40-41 in: Reinhardt, R., Harpke, A., Caspari, S., Dolek, M., Kühn, E., Musche, M., Trusch, R., Wiemers, M., Settele, J., (Hrsg.): *Verbreitungsatlas der Tagfalter und Widderchen Deutschlands.* E. Ulmer Verlag, Stuttgart. S. 432.

Richtlinie 92/43/EWG des Rates. (1992). Zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen Begriffsbestimmungen. Anhang IV: Streng zu schützende Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse.

Rothschild, M., Von Euw, J., Reichstein, T. (1972). Aristolochic acids stored by *Zerynthia polyxena* (Lepidoptera). *Insect Biochemistry*, 2:334–343.

Rotter, D., Schratt-Ehrendorfer, L. (1999). Geobotanik und Ökologie der Donaualtwässer bei Wien (Wasser- und Verlandungsvegetation). *Stapfia*, 64:6–12.

Salz, A., Fartmann, T. (2017). Larval habitat preferences of a threatened butterfly species in heavy-metal grasslands. *Journal of Insect Conservation*, 21:129–136.

Settele, J., Kudrna, O., Harpke, A., Kühn, I., Van Swaay, C., Verovnik, R., Warren, M., Wiemers, M., Hanspach, J., Hickler, T., Kühn, E., Van Halder, I., Veling, K., Vliegenthart, A., Wynhoff, I., Schweiger, O. (2010). Climatic risk atlas of European butterflies. *Journal of Insect Conservation*, 14:423–424.

- Settele, J., Steiner, R., Reinhardt, R., Feldmann, R. (2005). Schmetterlinge: Die Tagfalter Deutschlands. E. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Sime, K. R., Feeny, P. P., Haribal, M. M. (2000). Sequestration of aristolochic acids by the pipevine swallowtail, *Battus philenor* (L.): evidence and ecological implications. *Chemoecology*, 10(4):169–178.
- Šlancarová, J., Vrba, P., Platek, M., Zapletal, M., Spitzer, L., Konvička, M. (2015). Co-occurrence of three *Aristolochia*-feeding papilionids (*Archon apollinus*, *Zerynthia polyxena* and *Zerynthia cerisy*). *Journal of Natural History*, 49(29–30):1–11.
- Van Swaay, C., Collins, S., Dušej, G., Maes, D., Munguira, M. L., Rakosy, L., Ryrholm, N., Šašić, M., Settele, J., Thomas, J. A., Verovnik, R., Verstrael, T., Warren, M., Wiemers, M., Wynhoff, I. (2012). Dos and don'ts for butterflies of the habitats directive of the European Union. *Nature Conservation*, 1:79–80.
- Van Swaay, C., Cuttelod, A., Collins, S., Maes, D., Lopez Munguira, M., Šašić, M., Settele, J., Verovnik, R., Verstrael, T., Warren, M., Wiemers, M., Wynhof, I. (2010). European Red List of butterflies. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Van Swaay, C., Maes, D., Collins, S., Munguira, M., Šašić, M., Settele, J., Verovnik, R., Warren, M., Wiemers, M., Wynhoff, I., Cuttelod, A. (2011). Applying IUCN criteria to invertebrates: How red is the Red List of European butterflies? *Biological Conservation*, 144:470–478.
- Van Swaay, C., Nowicki, P., Settele, J., Van Strien, J. (2008). Butterfly monitoring in Europe: methods, applications and perspectives. *Biodiversity and Conservation*, 17:3455–3469.
- Vovlas, A., Balletto, E., Altini, E., Clemente, D., Bonelli, S. (2014). Mobility and oviposition site-selection in *Zerynthia cassandra* (Lepidoptera, Papilionidae): Implications for its conservation. *Journal of Insect Conservation*, 18(4):587–597.
- Warren, M., Maes, D., Van Swaay, C., Goffart, P., Van Dyck, H., Bourn, N., Wynhoff, I., Hoare, D., Ellis, S. (2021). The decline of butterflies in Europe: Problems, significance, and possible solutions. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 118(2):e2002551117.
- Weigelhofer, G., Feldbacher, E., Trauner, D., Pölz, E., Hein, T., Funk, A. (2020). Integrating conflicting goals of the EC Water Framework Directive and the EC Habitats Directives into floodplain restoration schemes. *Frontiers in Environmental Sciences*, 8:538139.

- Weigelhofer, G., Hein, T., Hohensinner, S. (2007). Optima Lobau – Lösungsansätze für das Management urbaner Auen. *Österr. Wasser- und Abfallwirtschaft*, 7(8):1–3.
- Weigelhofer, G., Reckendorfer, W., Funk, A., Hein, T. (2013). Auenrevitalisierung – Potential und Grenzen am Beispiel der Lobau, Nationalpark Donauauen. *Österr. Wasser- und Abfallwirtschaft*, 65:400–407.
- Wiemers, M., Balletto, E., Dincă, V., Fric, Z., Lamas, G., Lukhtanov, V., Munguira, M. L., Van Swaay, C., Vila, R., Vliegenthart, A., Wahlberg, N., Verovnik, R. (2018). An updated checklist of the European butterflies (Lepidoptera, Papilionoidea). *ZooKeys*, 81:9–45.
- Wiener Naturschutzverordnung. (1998). Verordnung der Wiener Landesregierung über den Schutz wildwachsender Pflanzen- und frei lebender Tierarten und deren Lebensräume sowie zur Bezeichnung von Biotoptypen. Wiener Naturschutzverordnung, Nr. 45/1998.
- Zhou, Q., Pei, J., Poon, J., Lau, A. Y., Zhang, L., Wang, Y. (2019). Worldwide research trends on aristolochic acids (1957-2017): Suggestions for researchers. *PLoS ONE*, 14(5):e0216135.
- Zinetti, F., Dapporto, L., Vovlas, A., Chelazzi, G., Bonelli, S., Balletto, E., Ciofi, C. (2013). When the rule becomes the exception. No evidence of gene flow between two *Zerynthia* cryptic butterflies suggests the emergence of a new model group. *PLoS ONE*, 8(6):e65746.

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Verschiedene Entwicklungsstadien des Osterluzeifalters	6
Abbildung 2: Karte der <i>Aristolochia clematitis</i> Vorkommen in Österreich. Zur Verfügung gestellt von H. Niklfeld und L. Schratt-Ehrendorfer.	8
Abbildung 3: Karte der Standorte der Osterluzei-Pflanzenkartierung 2019 gesamt. Zur Verfügung gestellt von M. Pendl, Magistratsabteilung 22 der Stadt Wien.	10
Abbildung 4: Auf Larven untersuchte Standorte 2020	11
Abbildung 5: Infrarotluftbild für den Untersuchungsstandort Nr. 107. Zur Verfügung gestellt von A. Kasper, Magistratsabteilung 22 der Stadt Wien.	13
Abbildung 6: Wahrscheinlichkeit des Auftretens von Larven des Osterluzeifalters in Bezug zur Baumkronenfläche	17
Abbildung 7: Zweifaktorielles logistisches Regressionsmodell mit Patch Besetzung, Entfernung zum nächsten besiedelten Patch und Triebzahl	18
Abbildung 8: Vergleich der Untersuchungsstandorte mit und ohne Larvennachweis in Bezug auf die Flächengröße	19
Abbildung 9: Vergleich der Untersuchungsstandorte mit und ohne Larvennachweis in Bezug auf die Entfernung zum nächsten besiedelten Patch	21
Abbildung 10: Lage der besetzten und unbesetzten Standorte im Wiener Teil der Lobau, dem Lobau-Vorland und auf der Donauinsel	22
Abbildung 11: Streudiagramm der Parameter Larvenzahl und blühende Triebe pro Standort	23
Abbildung 12: Vergleich der Untersuchungsstandorte mit und ohne Larvennachweis in Bezug auf die Anzahl an blühenden Trieben pro Standort	24

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Ergebnisse der binär logistischen Regression zum Zusammenhang des Flächenanteils der Landschaftskategorien (50 m Puffer) im Umkreis der Osterluzei-Patches mit dem Larvenvorkommen.....	16
Tabelle 2:	Statistische Kenngrößen des vollen Modells (GLM) zu Beziehungen zwischen Patchbesetzung und verschiedenen Habitatparametern.....	20
Tabelle 3:	Statistische Kenngrößen des besten Modells (GLM) zu Beziehungen zwischen Patchbesetzung und Entfernung nächster besiedelter Patch sowie Triebzahl.....	20
Tabelle 4:	Ergebnisse des U-Test nach Mann & Whitney mit den Parametern Triebhöhe, Blattzahl und blühende Triebe im Vergleich mit Larvenbesetzung.....	24

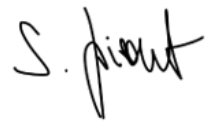
Eidesstattliche Erklärung

„Ich erkläre eidesstattlich, dass ich die Arbeit selbständig angefertigt, keine anderen als die angegebenen Hilfsmittel benutzt und alle aus ungedruckten Quellen, gedruckter Literatur oder aus dem Internet im Wortlaut oder im wesentlichen Inhalt übernommenen Formulierungen und Konzepte gemäß den Richtlinien wissenschaftlicher Arbeiten zitiert, durch Fußnoten gekennzeichnet bzw. mit genauer Quellenangabe kenntlich gemacht habe.“

Ort, Datum

Wien, 07. Juni 2021

Unterschrift

A handwritten signature in black ink, appearing to read "S. Piant". The signature is written in a cursive style with a large initial "S" and a distinct "Piant" following.