

# Über die Lebensraumansprüche des Blauschillernden Feuerfalters in der UNESCO Biosphäre Entlebuch

Eine Analyse mithilfe geographischer Informationssysteme



Bachelor-Arbeit

Tobias Kuster

16-700-791

Herbstsemester 2020

kusterto@student.ethz.ch

Betreuer:

Florian Knaus

Fabian Fopp

# Inhaltsverzeichnis

|  |           |
|--|-----------|
| <b>Einleitung</b> .....  | <b>5</b>  |
| 1.1 <i>Lebensweise des Blauschillernden Feuerfalters</i> .....   | 5         |
| 1.2 <i>Ziel, Zweck und Fragestellung dieser Arbeit</i> .....   | 7         |
| <b>2    Methoden</b> .....   | <b>9</b>  |
| 2.1 <i>Modellerarbeitung</i> .....   | 9         |
| 2.2 <i>Ausarbeitung der Sichtungs- und Kontrollpunkte</i> .....  | 10        |
| 2.3 <i>Auswahl der Ausgangsgrößen</i> .....  | 11        |
| 2.4 <i>Berechnung der Ausgangsgrößen mit ArcGIS Pro</i> .....  | 13        |
| 2.5 <i>Modelloptimierung</i> .....   | 13        |
| 2.6 <i>Kartenerarbeitung</i> .....   | 13        |
| <b>3    Resultate</b> .....  | <b>14</b> |
| 3.1 <i>Analyse der Ausgangsgrößen</i> .....  | 14        |
| 3.2 <i>Optimierung des Logistischen Regressionsmodells</i> .....   | 17        |
| 3.3 <i>Analyse der Modellkoeffizienten</i> .....   | 18        |
| 3.4 <i>Kartierung der potenziellen Habitate</i> .....  | 19        |
| <b>4    Diskussion</b> .....   | <b>24</b> |
| <b>5    Schlussfolgerungen</b> .....   | <b>29</b> |
| <b>6    Danksagung</b> .....   | <b>32</b> |
| <b>7    Literaturverzeichnis</b> .....   | <b>33</b> |
| <b>8    Anhang</b> .....   | <b>37</b> |
| 8.1 <i>Anhang 1: Informationen zu den GIS-Datensätzen</i> .....  | 37        |
| 8.2 <i>Anhang 2: Matrix und p-Werte der Pearson-Korrelationstests der verwendeten Ausgangsgrößen</i> .....           | 38        |
| 8.3 <i>Anhang 3: Liste der erarbeiteten logistischen Regressionsmodelle mit den jeweiligen Signifikanzniveaus</i> .. | 39        |
| <b>9    Eigenständigkeitserklärung</b> .....   | <b>40</b> |

## Abbildungsverzeichnis

|               |   |    |
|---------------|---|----|
| Titelbild:    | © Wikimedia, Frank Vassen (CC BY 2.0), Abgerufen am 10. November 2020 auf <a href="https://www.biosphaere.ch/de/unesco-biosphaere-a-z/natur-landschaft/unser-engagement/aktuelle-projekte/">https://www.biosphaere.ch/de/unesco-biosphaere-a-z/natur-landschaft/unser-engagement/aktuelle-projekte/</a> |    |
| Abbildung 1   | Präsenznachweise in der UNESCO Biosphäre Entlebuch .....  | 10 |
| Abbildung 2:  | Modellierung der potenziellen Habitate des Blauschillernden Feuerfalters im Untersuchungsgebiet der UNESCO Biosphäre Entlebuch mithilfe von ArcGIS .....  | 19 |
| Abbildung 3:  | Klassifikation der Auftretenswahrscheinlichkeiten zwischen 0 und 1 .....  | 19 |
| Abbildung 4:  | Vernetzungsmöglichkeiten in der Region Glaubenberg .....  | 20 |
| Abbildung 5:  | Vernetzungsmöglichkeiten in der Region Hochwald .....   | 20 |
| Abbildung 6:  | Vernetzungsmöglichkeiten in der Region Schimbrig .....  | 21 |
| Abbildung 7:  | Vernetzungsmöglichkeiten in der Region Schrattenfluh .....  | 21 |
| Abbildung 8:  | Vernetzungsmöglichkeiten in der Region Sörenberg .....  | 22 |
| Abbildung 9:  | Jungwuchs/Dickung entlang Bachläufen im Gebiet Sörenberg .....  | 22 |
| Abbildung 10: | Plenterwald entlang Bachläufen im Gebiet Sörenberg .....  | 23 |

## Tabellenverzeichnis

|            |  |    |
|------------|--|----|
| Tabelle 1: | Quantifizierte Ausgangsgrößen im Vergleich mit Literaturwerten .....   | 11 |
| Tabelle 2: | Indikatoren der quantifizierten Ausgangsgrößen mit angepasstem Signifikanzniveau .....   | 15 |
| Tabelle 3: | Deskriptive Analyseresultate zu den Bewirtschaftungstypen der Moorschutzzonierungsflächen .....  | 16 |
| Tabelle 4: | Deskriptive Analyseresultate zu den Unterkategorien der Ausgangsgrösse Anteile Extensivflächen .....                                   | 16 |
| Tabelle 5: | Modell- und Vorhersagegütemasse für die erstellten Modellierungen .....  | 17 |
| Tabelle 6: | Koeffizienten des logistischen Regressionsmodells 2 mit den jeweiligen 95%-Konfidenzintervallen, p-Werten und Signifikanzniveaus ..... | 17 |

## Zusammenfassung

Der Blauschillernde Feuerfalter (*Lycaena helle*) ist eine Reliktart der letzten Eiszeit, weshalb sein Vorkommen sehr lokal und oft nicht vernetzt ist. In der Schweiz ist er in höheren Lagen der Alpennordflanke und dem Jura zu finden. Mithilfe von geographischen Informationssystemen und statistischen Modellierungen wurden die Habitatparameter dieser Tagfalterart in der UNESCO Biosphäre Entlebuch analysiert, um vorherig erarbeitete Lebensraumansprüche zu bestätigen, sowie potenzielle Habitate und dadurch wichtige Vernetzungsmöglichkeiten zu identifizieren. Von den untersuchten Ausgangsgrößen erwiesen sich die Distanz zu Windschutz, Fließgewässern, Moorgebieten, Jungwuchs-, Dickungs- und Plenterwaldstrukturen, sowie die Geländesteigung und die Höhe als signifikante Einflüsse. Der Effekt der Exposition, als Proxy für die Sonnenscheindauer, zeigte sich als wenig bedeutend, genauso wie die Anteile extensiv bewirtschafteter Flächen, welche in der Literatur oft als wichtig beschrieben wurden. Die erarbeiteten Modelle und Analysen vermochten das bisherige Wissen über das bevorzugte Habitat des Blauschillernden Feuerfalters, welches aus einem heterogen verzahnten Mosaik aus offenen Feuchtwiesen- und Weideflächen in minimaler Nähe zu Windschutz, Moorgebieten und Fließgewässern, sowie einer idealen Steigung besteht, ziemlich gut zu reproduzieren.

# Einleitung

## 1.1 Lebensweise des Blauschillernden Feuerfalters

Der Blauschillernde Feuerfalter (*Lycaena helle*) ist ein Schmetterling (*Lepidoptera*) der Familie der Bläulinge (*Lycaenidae*) und gehört zur Gattung *Lycaena*. Er ist ein eher kleiner Falter mit einer Vorderflügelänge von bis zu 1.5 Zentimeter. Das Weibchen ist mehrheitlich dunkel gefärbt mit leicht orange und blau schillernden Farben, während das Männchen intensiv blauviolett schillert (Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2010).

Der Blauschillernde Feuerfalter existiert im Landschaftskontext in Metapopulationen und zeigt oft kleinflächige Lebensstätten mit hohen Individuenzahlen, die durch lokales Aussterben und Wiederbesiedlung geprägt sind (Nunner, 2013; Biewald & Nunner, 2006; Falkenhahn, 2005). Diese Metapopulationsstruktur im Zusammenspiel mit der Vagilität des Falters erlaubt das Verlassen ungeeigneter, zuwachsender Standorte und die Besiedlung kleinster Flächen mit temporärer Eignung (Habeler & Kuzmits, 2015).

Die sehr standorttreue Falterart ist ein Monotopbewohner, weil sie alle Entwicklungsstadien im selben Habitat durchlebt. Die Art ist generell mehrbrütig, zeigt also mehr als eine Generation pro Jahr. Doch die örtlichen Klima- und Vegetationsbedingungen ermöglichen teils nur die Ausbildung einer annuellen Generation (Habeler & Kuzmits, 2015). Im alpinen, immer mehr in höhere Lagen verdrängten Vorkommensgebiet reichen die Nektarblüten- und Wiesenknöterichvorkommen oft nicht mehr für eine zweite Generation (Habeler & Kuzmits, 2015).

Der Wiesenknöterich (*Polygonum bistorta*) ist die exklusive Raupenfutterpflanze in ganzen westeuropäischen Verbreitungsgebiet (Koch, 1993), während in Nord- und Osteuropa auch andere Arten als Raupenfutterpflanzen fungieren können (*Polygonum viviparum*, *P. amphibium*; *Rumex acetosa*, *R. acetosella*, *R. aquaticus*) (Henriksen & Kreutzler, 1982; Tshikolovets, 2011). Der Wiesenknöterich ist eine weit verbreitete Pflanze der Nelkenartigen (*Caryophyllales*) und zeigt sich an feuchten nährstoffreichen Standorten, als Charakterart für die Pflanzengesellschaft Sumpfdotterblumenwiesen (*Calthion*), Pfeifengrasstreuweise (*Molinion*) oder nasse Hochstaudenflure (*Filipendulion*) (Landolt et al., 2010; Delarze, Gonseth & Eggenberg, 2015; Ebert & Rennwald, 1991, Drews & Fechner, 1996, Fischer, Beinlich & Plachter, 1999; Nunner, 2006).

Das Weibchen legt die Eier auf der Blattunterseite des Wiesenknöterichs ab. Die Raupen schlüpfen nach ein bis zwei Wochen und zeigen zuerst eine weissgräuliche Farbe. In dieser Phase betreiben sie den charakteristischen Schabefrass auf der Unterseite des Blattes und lassen dabei die Blattrippen stehen (Gros, 2015; Walchlin, 2012). Mit der Zeit färben sich die Raupen grün, wodurch sie aufgrund ihrer Tarnung nun auch an der Blattoberseite fressen können (Walchlin, 2012; Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2010). Durchschnittlich 4 bis 5 Wochen nach dem Schlüpfen erfolgt die Verpuppung in der bodennahen Streuschicht, wo angeheftet an totes, trockenes Pflanzenmaterial überwintert wird (Walchlin, 2012). Er ist der einzige als Puppe überwintender Feuerfalter. Nach überstandenen Winter schlüpfen die Falter und beginnen ihr Imaginalstadium. Die Flugzeit zeigt sich aufgrund der Sonneneinstrahlung und der Geomorphologie von Population zu Population unterschiedlich, meist aber von Mai bis Juni (Habeler & Kuzmits, 2015), in höheren Lagen teils bis in den Juli (Nunner, 2010; Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2010). Es wird in dieser Zeit nur bei Sonnenschein (Walchlin, 2012; Falkenhahn, 2005) und günstigen Windbedingungen geflogen. Die durchschnittliche Lebensdauer des Imagos dauert circa 10 Tage (7 bis 14 Tage) (Settele et al., 1999).

Der Falter saugt im mitteleuropäischen Verbreitungsgebiet am Blütennektar an mehr als 30 verschiedenen Pflanzen (Ebert & Rennwald, 1991; Falkenhahn, 1995; Nunner, 1995; Drews & Fechner, 1996), aber auch an austretendem Baumsaft, feuchten Bodenstellen, selten sogar am Schweiß von Säugetieren. (Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2010)

Die Ausdehnung des Verbreitungsgebiets des Blauschillernden Feuerfalters umfasst grosse Teile der borealen Zone des eurasischen Kontinents. Es erstreckt sich von den westeuropäischen Pyrenäen und dem Baskenland über Skandinavien, Zentraleuropa, den Kaukasus bis ins Amurgebiet an der Pazifikküste Ostsibiriens (Tolman & Lewington, 1998). Der Falter wird aufgrund seines Verbreitungsmusters und seinen Anpassungen an die Umwelt- und Klimabedingungen als Art des Taiga-Typ-Lebensraumes beschrieben (Falkenhahn, 2005). Im sibirischen Areal zeigt er ein beinahe flächendeckendes Vorkommen (Walchlin, 2012), während die westeuropäische Verbreitung in isolierte, oft kleinflächige Teilpopulationen fragmentiert ist (Walchlin, 2012; Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2010). Der Tagfalter wird hier als ein Relikt der letzten Eiszeit angesehen,

da die Populationen in montanen und subalpinen Periglazialräumen des Gletscherausmasses der letzten Eiszeit liegen (Fischer, Beinlich & Plachter, 1999).

Als ursprüngliches Primärhabitat werden Erlensumpfwälder und Zwischenmoore (Falkenhahn, 2005), lichte Waldstandorte (Steiner, Trautner & Grandchamp, 2006; Habeler & Kuzmits, 2015), bewaldete Moorränder (Goffart et al., 2014), minerotrophe Bereiche in Hoch- und Übergangsmooren, und von Bächen durchschnittene Moore mit lichtem Moorwald und Wiesenknöterichbeständen angenommen (Gros, 2015). Heutzutage besiedelt der Blauschillernde Feuerfalter mehrheitlich menschengeprägte Sekundärbiotope (Gros, 2015) und gilt als Art halboffener Feuchtgebiete und Moorstandorte (Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2010), nährstoffreicher Feuchtwiesenbrachen, brachliegender oder sehr extensiv genutzter Moor-, Nass- und Pfeifengraswiesen, Grossegegnriede und feuchter Hochstauden- oder Quellfluren, sowie Hochmoorränder und Riedwiesen (ProNatura, 2004). Auch die Umgebung von Bachläufen, sumpfiger Hangquelle, sickerfeuchter Hänge, Wiesengräben, verbuschter Bereiche, genauso wie Feucht- und Nasswiesen mit Sumpfdotterblumen und Waldbinsen (Falkenhahn, 2005) mit jeweiligem Wiesenknöterichvorkommen und mehr oder weniger ausgeprägter Streuschicht (Bundesamt für Naturschutz, 2020) wurden vermehrt genannt.

Das Vorkommen der Raupenfutterpflanze allein reicht aber nicht aus für die Präsenz des Feuerfalters, was für viele Schmetterlingsarten gilt (Goffart et al., 2014; Turlure et al., 2009; Habeler & Kuzmits, 2015). Dies kann man am Unterschied zwischen dem häufigen Auftreten des Wiesenknöterichs und dem seltenen Vorkommen des Blauschillernden Feuerfalters sehr gut erkennen (Habeler & Kuzmits, 2015). Auch andere Strukturen, mikroklimatische Zustände und Abläufe sind von grosser Wichtigkeit. Mittels funktionaler ressourcenbasierten Herangehensweisen zur Habitatdefinition (Dennis, Shreeve & Van Dyck, 2003, 2006; Dennis, 2012) wurden folgende Habitatansprüche erarbeitet: grosse Diversität an Nektarpflanzen für adulte Stadien, wie Krautpflanzen, Büschen und Bäumen; sonnige Standorte für Ansitzwarten, welche für die männliche Revierverteidigung und das Paarungsverhalten, sowie als Nachruhestätte benutzt werden (Goffart et al., 2014; Turlure et al., 2009). Des Weiteren wurde die Nähe zu Gehölzen und anderen windschützenden Strukturen, wie Felsblöcken, als wichtig befunden, da sie auch mikroklimatisch Einfluss nehmen (Habeler & Kuzmits, 2015; Ebert & Rennwald, 1991; SBN, 1994; Nunner, 1995). Dadurch sollte für ein gleichmässig kühles Mikroklima während der Überwinterungsphase gesorgt sein (Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2010).

Er zählt zu den seltensten Schmetterlingen der Schweiz (SBN, 1994) und zeigt hier sehr lokale und isolierte Vorkommen zwischen 600 und 1800 m.ü.M. im Jura, sowie an der Nordflanke der Zentral- und Westschweiz. In den Jurassischen Teilpopulationen ist er meist an schattigen Waldrändern, entlang Wassergräben und verbuschten Stellen an Hochmoorrändern zu finden (Steiner, Trautner & Grandchamp, 2006; SBN, 1994). Im Schweizerischen Alpengebiet wurden feuchte und versumpfte Hänge (SBN, 1994), aber auch Feuchtwiesen der montanen und subalpinen Höhenstufe (Gonseth, 1987), sowie Heu- und Streuwiesen (Kiser, 1987) als vorgefundene Habitate angegeben. Steiner konnte in seinem Bericht von 2006 zeigen, dass ungenutzte Senken und Geländerinnen in Feuchtbrachen, Bach- und Grabensäume zwischen Wiesen, sowie junge brachliegende Weide- und Streuwiesen häufig besiedelte Strukturen in der UNESCO Biosphäre Entlebuch (UBE) sind. Auch lichte Bergwälder und Waldlichtungen, genauer Schlagfluren und Windwurfflächen, mit Wiesenknöterichbeständen waren gut besiedelt. Die meisten Präsenznachweise wiesen dabei eine starke Inhomogenität der Vegetationsstruktur auf, also ein wechselndes Mosaik aus tief- und hochwüchsigen Bereichen.

Als ebenfalls geeignete Habitate wurden sogenannte Bachbegleit-Galeriewälder beschrieben (Habeler & Kuzmits, 2015). Dabei handelt es sich um sehr kleine begrenzte Lebensräume aus Lichtstellen im Galeriewald bewachsen von Pflanzengesellschaften in schmalen Streifen entlang Bächen. Diese bestehen aus einer starken Krautschicht auf dem nassen, teiloffenen Waldboden umgeben von lückigem Wald. Das Gehölz wird dabei schlechtwüchsiger, je näher sich die Lage am Gewässer befindet. Durch den erzeugten Schatten wächst an diesen Standorten der Wiesenknöterich einzeln und nicht in dichten Beständen wie im offenen Gelände, was aber dennoch zureichend für die Eiablage und die Ernährung ist (Habeler & Kuzmits, 2015).

Zusammengefasst besteht das optimale Habitat aus einem verzahnten Mosaik aus krautigen und hölzernen Vegetationen an der Schnittstelle zwischen offenen, höchstens extensiv bewirtschafteten Grünflächen und Waldflächen (Nunner, 2006) mit einem Übergangscharakter durch ökologische Sukzession und unabdingbarem Wiesenknöterichvorkommen (Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2010).

## 1.2 Ziel, Zweck und Fragestellung dieser Arbeit

Etwa 35 %, genauer 78 von 226 Arten, der in der Schweiz vorkommenden Tagfalter sind gefährdet (Rey, 2017). Früher bewirkte die Entwässerung (Gros, 2015) und Trockenlegung von Mooren und Feuchtgebieten mit darauffolgender Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung (Steiner, Trautner & Grandchamp, 2006) die Zerstörung der Habitate des Blauschillernden Feueralters (Walchlin, 2012). Die Eutrophierung (Schrautzer, Asshoff & Müller, 1996; Prévosto et al., 2011), Übernutzung durch Nutztiere (Goffart et al., 2014), Düngung und Mahd reduzieren dabei die Wiesenknöterichbestände, welche durch konkurrenzstärkere Pflanzen verdrängt werden (Pechácková et al., 2010).

Als aktuelle Gefährdungsursachen sind die fortschreitende Zerstörung, Verkleinerung und Isolation der Habitate, sowie die Degradation der jeweiligen Lebensraumqualität durch Landnutzungsänderungen zu nennen. Die Bedrohung ist tendenziell stärker in tiefen und mittleren Lagen als in subalpinen Lagen, aufgrund der erhöhten anthropogenen Nutzung durch Verbauung, Intensivierung der Landwirtschaft und Forst. Aber auch die Nutzungsaufgabe an unzugänglichen Hängen mit anschliessendem Verbrachen und Verwaldung durch Sukzession kann die geeigneten Habitate zerstören (Rey, 2017). Dieser Prozess, beobachtet am Brachfallen von Feuchtwiesen in Belgien seit Mitte des 20. Jahrhunderts, bewirkte zuerst eine Zunahme der Habitatqualität, dann aber folgte deren Abnahme aufgrund der flächigen Schliessung durch die Sukzession (Goffart et al., 2014). Auch Stäubli (2020) erwähnte, dass die Sukzession, wie Verbrachung, Verbuschung und die Bewaldung, die auf die Nutzungsaufgabe folgt, erst langfristig einen negativen Effekt hat, sobald die Verschattung durch Gehölzschliessung erfolgt. Des Weiteren üben schlecht geregelte, unangepasste Landwirtschafts- und Forstnutzungen, wie intensive oder schlecht getimte Mahd, Deponierung von Pflegeabfällen an geeigneten Standorten, einen negativen Einfluss aus (Stäubli, 2020; Steiner, Trautner & Grandchamp, 2006; Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2010). Diese Ablagerungen von Schnitt- und Mähgut erzeugen eine Nährstoffanreicherung und fördern damit das Aufkommen von Brennesseln und Himbeer (Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2010). Oft geht das einher mit nicht vorhandener Naturschutzbetreuung und somit fehlender Rücksichtnahme durch falsche oder zu intensive Pflege (Falkenhahn, 2005). Viele Insektenarten, besonders Schmetterlinge, sind in Westeuropa gefährdet (Van Swaay & Martin, 1999; Maes & Van Dyck, 2001; Konvicka, Fric & Benes, 2006). An dieser Stelle ist die Bedeutung von gesicherten Habitatnetzwerken hervorzuheben, da die meisten Schmetterlinge in Metapopulationen existieren (Thomas & Hanski, 1997). Obschon, diese Konzepte länger bekannt sind, ist deren Anwendung für Insekten noch selten (Porter & Ellis, 2011; Bourn, Ellis & Bulman, 2012).

Das schlechte Ausbreitungspotential (Chuluunbaatar, Barua & Muehlenberg, 2009; Fischer, Beinlich & Plachter, 1999; Turlure et al., 2009), verstärkt durch Ausbreitungsbarrieren und das häufige Fehlen geeigneter Strukturen, wie Trittsteinhabitate, im Zusammenspiel mit der Zersplitterung und dem Verlust des Lebensraums birgt eine latente Gefahr (Falkenhahn, 2005; Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2010), die zu genetischer Verarmung und damit zum Aussterben führen wird (Gros, 2015). Anhand der sehr spezifischen Anpassung an kalt-feuchte Gebiete (Bachelard & Descimon, 1999; Steiner, Trautner & Grandchamp, 2006; Habel et al., 2010, 2011) des Falters, wird auch davon ausgegangen, dass der gegenwärtige Klimawandel weitere negative Auswirkungen haben wird (Gros, 2015; Maes et al., 2010; Habel et al., 2010, 2011).

Die Art wurde aufgrund der vielseitigen Gefährdung in die Anhänge II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH), einer Naturschutzrichtlinie der Europäischen Union, aufgenommen. Das Ziel dieser Richtlinie ist es, wildlebende Arten, Lebensräume und deren europaweite Vernetzung zu gewährleisten und zu schützen. Die Vernetzung dieser Habitate sollte die ökologischen Wechselbeziehungen bewahren oder wiederherstellen und gleichzeitig die natürlichen Ausbreitungs- und Wiederbesiedlungsprozesse fördern. Der Anhang II beinhaltet Tier- und Pflanzenarten, für deren Schutz spezielle Schutzgebiete bestimmt werden müssen. Das heisst man muss die geschützten Gebiete so gestalten, pflegen und betreuen, dass ihre ökologischen Ansprüche erfüllt werden und ihre Bestände somit erhalten bleiben. Im Anhang IV sind Arten aufgelistet, die ein europaweites Vorkommen zeigen, aber gefährdet und damit schützenswert sind. Es gilt ein absolutes Tötungsverbot, genauso verboten ist aber auch die Beschädigung ihrer Lebensstätten. Die aufgeführten Arten dürfen zudem während ihrer Fortpflanzungs-, Wanderungs- und Ruhezeit nicht gestört werden. Diese Schutzverordnungen gelten nicht nur auf den ausgewiesenen FFH-Flächen, sondern *müssten eigentlich* bei jeglichen Eingriffen in die Natur und Landschaft berücksichtigt werden (Bundesamt für Naturschutz, 2020).

Das ehemalige Forschungsvorhaben *Landscape Development, Biodiversity and Co-operative Livestock Systems in Europe* (LACOPE), welches von der Europäischen Union und dem Schweizerischen Staatssekretariat für Bildung und Forschung gefördert wurde, erkannte die Wichtigkeit historisch entwickelter Weidesysteme in Bezug auf die Erhaltung der Biodiversität. In der UBE, einem der damaligen Untersuchungsgebiete, wurde die Tagfalterart als naturschutzrelevante Zielart auserkoren (Steiner, Trautner & Grandchamp, 2006). Sein Vorkommen wurde im besagten Gebiet seit geraumer Zeit dokumentiert (Gonseth, 1987). Zudem spielen in der UBE Almwirtschaft und extensive Beweidung eine wesentliche Rolle in der Landnutzung und werden grossflächig betrieben (Steiner, Trautner & Grandchamp, 2006).

Um die Effektivität der Naturschutzmassnahmen zu gewährleisten, braucht es unbedingt evidenzbasierte Praktiken (Sutherland *et al.*, 2004). Bereits betriebene Anstrengungen zum Schutz bedrohter Schmetterlinge suggerierten die Wichtigkeit des Wissens über die Autökologie der jeweiligen Art (Thomas, 1991). Diese Erkenntnis konnte anhand der erfolgreichen Wiedereinführung des Quendel-Ameisenbläuling (*Maculinea arion*) aus schwedischen Populationen nach dessen Populationszusammenbruch und Aussterben in England (1979) belegt und definitiv gezeigt werden (Thomas, Simcox & Clarke, 2009). Es ist deshalb wichtig sich bezüglich der Habitatansprüche, räumlichen Verteilung und Schutzmanagement auf die wissenschaftliche Literatur zu stützen (Goffart *et al.*, 2014). Speziell im Angesicht der fragmentierten westeuropäischen Landschaften und dem Klimawandel ist die Wiederherstellung der abiotischen Bedingungen (*environmental restoration*) und biotischen Gesellschaften (*restoration management*) von grosser Dringlichkeit zur Erhaltung der Biodiversität (Hannah, Lovejoy & Schneider, 2005).

Auch gut verbundene Habitatnetzwerke sind sehr wichtig für die Erhaltung einer Art, da sie Dispersion, Kolonisation und genetischen Austausch erleichtern (Thomas & Hanski, 1997; Schtickzelle *et al.*, 2005; Bulman *et al.*, 2007). Dies gilt auch für den Blauschillernden Feuerfalter (Fischer, Beinlich & Plachter, 1999; Bauerfeind, Theisen & Fischer, 2009), für dessen Vorkommen nicht nur eine gesicherte Habitatqualität genügt, sondern auch die Konnektivität der ausreichend grossen Biotope gewährleistet sein muss. Die Präsenz ist dementsprechend abhängig vom Isolationsgrad der Kolonien (Bauerfeind, Theisen & Fischer, 2009), aufgrund des schwachen Dispersionsverhalten dieser wenig mobilen Art (Chuluunbaatar, Barua & Muehlenberg, 2009; Fischer, Beinlich & Plachter, 1999; Turlure *et al.*, 2009). Vorangegangene Arbeiten zu dieser Art im Untersuchungsgebiet stützten sich mehrheitlich auf Feldarbeit und weniger auf deren computergestützten Analysen und Modellierungen. Genau an dieser Lücke setzt diese Arbeit an, wobei versucht wurde, das Habitat mit zugänglichen Geodaten und deren Genauigkeit zu analysieren. Das Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, die Habitatansprüche, die seinen bevorzugten Lebensraum bestimmen, zu erörtern, um dadurch potenzielle Habitate und Vernetzungsmöglichkeiten identifizieren zu können. Diese Habitate können bestenfalls der Vernetzung der Populationen, der Erstellung von Trittstein- und Korridorflächen, der Vergrösserung des Verbreitungsgebiets und somit der Stabilisierung der lokalen Population dienlich sein.

Der übergeordnete Zweck der Erhaltung stenöker Zeigerarten, die für einen bestimmten Lebensraum und dessen Qualität stehen (Rey, 2017), ist es, gleichzeitig auch das Überleben vieler anderer Arten zu sichern. Die Umweltansprüche des Blauschillernden Feuerfalters schneiden sich mit den Ansprüchen anderer Insekten- und Schmetterlingsarten im selben Biotop (Goffart *et al.*, 2014; Goffart, Schtickzelle & Turlure, 2010), aber auch weiterer Organismen, wie Pflanzen, Reptilien und Vögel (Goffart *et al.*, 2014; Humbert *et al.*, 2012). Ähnliche Arbeiten wurde schon in anderen Gebieten geleistet, beispielsweise in Westerwald, Deutschland (Bauerfeind, Theisen & Fischer, 2009).

## 2 Methoden

### 2.1 Modellerarbeitung

Zur Untersuchung der Ansprüche des Blauschillernden Feuerfalters an seinen Lebensraum, wurden Ausgangsgrößen gewählt, welche in der Literatur häufig genannt wurden. Im betrachteten Gebiet wurden zwei Arten von Messpunkten benutzt, die sogenannten Sichtungs- und Kontrollpunkte. Die Sichtungspunkte entsprangen Feldaufnahmen seit 2004 durch verschiedene Personen. Da bis anhin aber nur Präsenzdaten vorhanden sind, mussten die Kontrollpunkte, sogenannte Pseudoabsenzdaten, künstlich kreiert werden. Die Kontrollpunkte wurden zufällig an verschiedenen Koordinaten innerhalb des Perimeters der Biosphäre Entlebuch generiert, weitere Information dazu folgen in Kapitel 2.2. Um gewisse Ausgangsgrößen zu untersuchen, wurden dafür um die Sichtsungs- und Kontrollpunkte Puffer mit jeweils 10, 25 und 50 Meter Radius gelegt. Die erwarteten Trends der Ausgangsgrößen zeigten sich am besten innerhalb eines 50 Meter Radius, auch weil gewisse Geodaten eine Auflösung von nur 25 x 25 Meter hatten. Dies führte zu markanten Verkleinerungen der Datensätze mit kleiner werdenden Radien. Angaben zur exakten Reviergröße gibt es kaum, wobei die minimalen Flächenansprüche von 1 bis 5 Hektaren genannt wurden (ProNatura, 2004; Walchlin, 2012). Da die Art als wenig mobil gilt (Fischer, Beinlich & Plachter, 1999; Bauerfeind, Theisen & Fischer, 2009) und die vorgefundenen Populationsgebiete räumlich sehr begrenzt sind, kann die gewählte Größenordnung des Revierradius von 50 Meter als treffend gewertet werden.

Als erster Analyseschritt wurden die statistischen Richtwerte der erarbeiteten Ausgangsgrößen ermittelt und dann zwischen den beiden Klassen, Sichtsungs- und Kontrollpunkte, verglichen. Für jede Ausgangsgröße wurde mit einem Wilcoxon-Test beurteilt, ob sich die Werte der zwei Klassen jeweils signifikant voneinander unterscheiden. Mithilfe der Bonferroni-Korrektur, welche das Standard-Signifikanzniveau ( $\alpha = 0.05$ ) durch die 11 Ausgangsgrößen teilt, wurde die Wahrscheinlichkeit von *false-positive*-Resultaten eingeschränkt. Danach wurden die verschiedenen Ausgangsgrößen mittels Pearson-Korrelationstests auf Multikollinearität, welche möglichst vermieden werden sollte, untersucht. Die Voraussetzungen dafür, wie das Vorhandensein metrisch skalierten Variablen, nur weniger Ausreisser und einem linearen Zusammenhang, waren gegeben. Für die kaum überprüfbar bivariate Normalverteilung zwischen den Variablen, wurde der zentrale Grenzwertsatz in Anspruch genommen, der besagt, dass ab einem Umfang von mehr als 30 Stichproben von einer Normalverteilung ausgegangen werden darf (Döring & Bortz, 2016). Dieser Aufwand wurde betrieben, um in diesen beiden Tests erste Trends zu erkennen, und galt als erstes Selektionsverfahren. Die Resultate dieser Tests sind im Kapitel 3.1 und im Anhang 2 dargestellt.

Um den relativen Einfluss der ausgewählten Ausgangsgrößen auf die Lebensraumwahl des Feuerfalters zu ergründen, wurden ebendiese als Prädiktoren in ein *Generalized Linear Model*, genauer in ein logistisches Regressionsmodell, übertragen. Die beiden Klassen der Ausgangsgrößen im Fokus, namentlich Sichtsungs- und Kontrollpunkte, entsprachen indes der binären Zielgröße (0 gleich Absenz, 1 gleich Präsenz).

Das logistische Regressionsmodell wurde durch die *Stepwise-Regression*-Methode optimiert, wobei insignifikante Ausgangsgrößen schrittweise entfernt wurden. Der Optimierungsgrad wurde anhand verschiedener Modellgütemasse bestimmt. Wegweisend waren dabei die Anpassungsgütemasse *Aikaike* und *Bayesian Information Criterion* (AIC & BIC), sowie der *Likelihood-Quotienten-Test* (LQT). Die AIC und BIC zeigen kleinere Werte bei besser passenden Modellen. Die zu verwerfende Nullhypothese des LQTs besagt, dass Modelle mit wenigen Ausgangsgrößen besser an den Datensatz angepasst seien. Falls der p-Wert des Tests signifikant ist, kann sie folglich verworfen werden und weitere Ausgangsgrößen können hinzugezogen werden (Stahel, 2017).

Der andere wichtige Bestandteil der Modellbeurteilung bildeten Masse für die Vorhersagegüte. Dafür wurden Konfusionsmatrizen gebildet, welche den Vergleich von vorhergesagten Werten mit den bestehenden Werten erlauben. Zudem wurden *Area Under the Receiver Operating Curves* (AUROC), sowie fünffache Kreuzvalidierungen mittels der *Leave-One-Out*-Methode erstellt. Die AUROC bewertet die Fähigkeit des erstellten Modells zwischen den Kategorien der binären Zielgröße zu unterscheiden. Die erhaltenen Flächenwerte erstrecken sich zwischen 0 und 1, wobei 0.5 reinem Zufall und 1 der optimalen Modellfähigkeit entspricht (Hanley & McNeil, 1982). Die fünffache Kreuzvalidierung unterteilt die Daten in 5 zufällig gewählte Subsets und verwendet 4 davon als Trainingssets, welche das Modell anpassen. Dann werden die Werte des übrigbleibenden Testsets anhand des neuen Modells vorhergesagt. Die

Vorhersagekraft wird dabei erfasst und der ganze Vorgang fünf Mal wiederholt. Dadurch wird das ursprüngliche Modell mit neuen, simulierten Datensätzen getestet (Wollschläger, 2020). Die Datensätze wurden mittels der Software ArcGIS Pro (Version 2.4.3) von ESRI aus den erhaltenen Geodaten extrahiert, während die anschliessende Datenanalyse mithilfe von RStudio (Version 1.3.959) durchgeführt wurde.

## 2.2 Ausarbeitung der Sichtungs- und Kontrollpunkte

Die verwendeten Präsenzdaten des Blauschillernden Feuerfalters im untersuchten Gebiet wurden seit 2004 von verschiedenen Personen aufgenommen und vom *Centre Suisse de Cartographie de la Faune (CSCF)*, sowie von Eva Frei (UBE) zur Verfügung gestellt. Es handelt sich dabei um über 131 Datenpunkte, welche von 2004 bis 2020 reichen. Die letzte Datenerhebung fand im Frühjahr 2020 statt und wurde von Anna Stäubli durchgeführt. Ihre früher erhobenen Daten dazugezählt, lieferte Anna Stäubli circa die Hälfte aller Präsenzdaten, während die zweite Hälfte vom CSCF stammen. Diese Daten wurden von verschiedenen Personen erhoben und zeigten teils dürftige Genauigkeiten.

Die Auswahl der verwendeten Sichtungsdaten geschah anhand der beiden Kriterien *Datum der Datenaufnahme* und *Genauigkeit der Koordinatendaten*. Es wurden keine Daten von vor 2004, sowie keine tieferen Genauigkeiten als 50 Meter verwendet. Die Daten wurden vom CSCF so kategorisiert. Dieser Schwellenwert erlaubte es, eine minimale Genauigkeit sicherzustellen und gleichzeitig einen genügend grossen Datensatz beizubehalten.

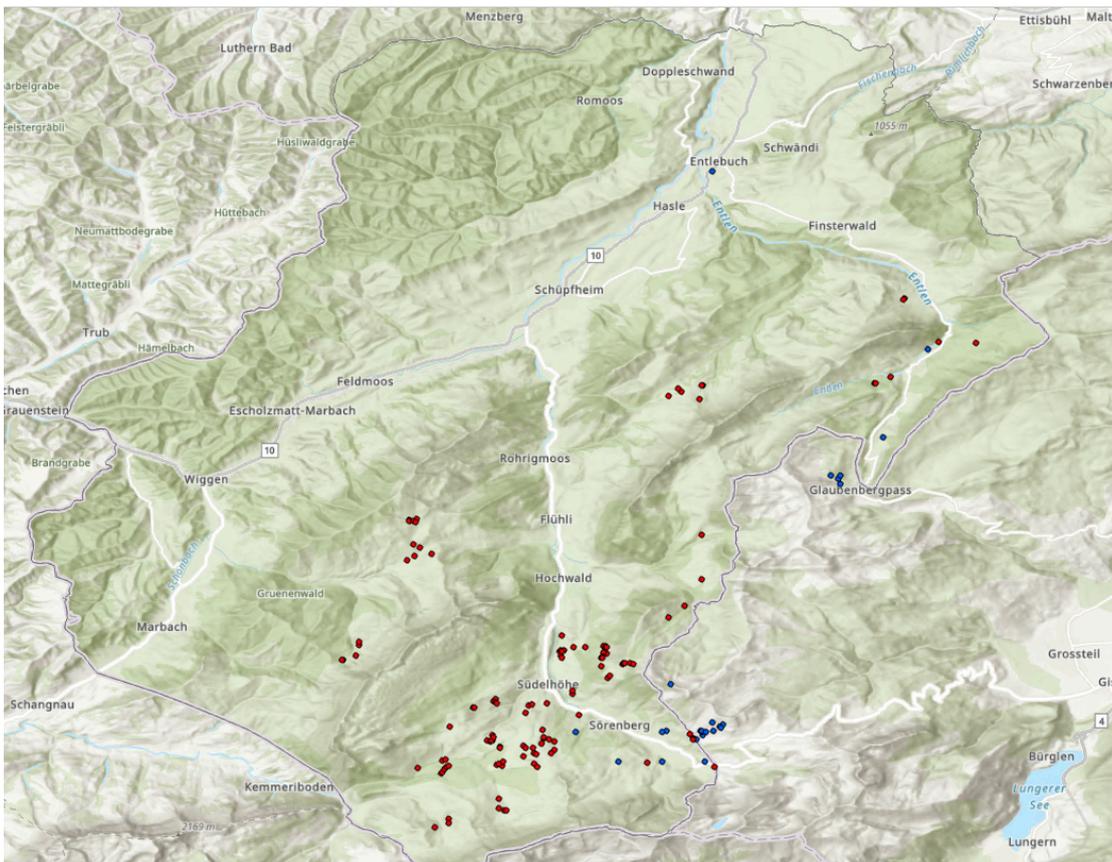


Abbildung 1: Präsenznachweise in der UNESCO Biosphäre Entlebuch (rot = verwendete Datenpunkte, blau= nicht verwendete Datenpunkte)

Mit der *Create-Random-Points*-Funktion in ArcGIS wurden innerhalb eines ausgearbeiteten Perimeters ebenfalls 131 Kontrollpunkte generiert. Dafür wurden vom Perimeter des untersuchten Gebiets der UBE Flächen entfernt, an denen ein Vorkommen ausgeschlossen werden konnte. Dazu gehören dichte Waldgebiete, Gewässerflächen, Siedlungen, Strassen und andere anthropogen verbaute Flächen, sowie Erhebungen über 2000 m.ü.M. Somit summierte sich die Stichprobengrösse aus 131 Präsenzkordinaten und 131 zufällig generierten Kontrollpunkten auf 262.

## 2.3 Auswahl der Ausgangsgrößen

Tabelle 1: Quantifizierte Ausgangsgrößen im Vergleich mit Literaturwerten

| Ausgangsgröße   | Einheit | Werte nach Steiner (2006)   | Werte nach Walchlin (2006)  | Werte nach Stäubli (2020)  |
|---|---------|---|---|--|
| Höhe  | m.ü.M.  | /   | /   | /  |
| Steigung  | °       | 3-14°   | /   | /  |
| Exposition  | °       | Mehr als 8 Stunden Sonne pro Tag → Südwesthang (180°-270°)                            | /   | /  |
| Distanz zu Windschutz                                   | m       | Weniger als 50 Meter  | Randliche Gehölzstrukturen im näheren Umfeld der Knöterichbestände                              | Windschutzstrukturen essenziell  |
| Distanz zu Fließgewässer                                | m       | Rinnen, Wassergräben und Bachufer   | Flusstalmoore   | Bachgräben- und Rinnen   |
| Distanz zu Mooren                                       | m       | Rand von Hochmooren   | Verschiedenste Mooregebiete   | Flach- und Hochmoore   |
| Distanz zu Jungwuchs/Dickung                            | m       | Heterogene Vegetation; Mosaik aus tief-/hochwüchsigen Bereichen; lichte Waldstandorte | Vegetationsrelief verschiedener Sukzessionsstadien  | entlang strukturarmer/-loser Gräben/Rinnsale → Aufkommenlassen/Neupflanzungen von standorttypischen Bäumen → Galeriewald |
| Distanz zu gemischt strukturiert/Plenterwald            | m       | Heterogene Vegetation; Mosaik aus tief-/hochwüchsigen Bereichen; lichte Waldstandorte | Vegetationsrelief verschiedener Sukzessionsstadien  | mosaikartig verzahnter Übergangsbereich von offenen Flächen zu Waldrand  |
| Anteil Extensivflächen                                  | %       | extensive Weideflächen fördern Art; Streuwiesen werden nur 1x pro Jahr gemäht         | optimales Flächenmanagement ohne Auswirkungen; Gefährdung durch intensive Mäh- und Weidenutzung | rücksichtsvolle, termingerechte Bewirtschaftung; Gefährdung durch Überweidung  |
| Anteil Nadelholzflächen                                 | %       | /   | Boreale Verbreitung   | /  |
| Anteil Moorschutzzonierungsflächen ohne Bewirtschaftung | %       | Feuchtbrachen geeignet, langfristig erfahren sie aber Sukzession                      | Feucht- und Moorwiesen im Brachestadium → Sekundärhabitat                                       | Ausserhalb landwirtschaftlicher Nutzung nur Gefahr des Zuwachsens  |

Die bereits gesichtete Literatur zum Blauschillernden Feuerfalter, sowie Inputs aus dem neusten Bericht von Anna Stäubli bildeten die Grundlage für die Auswahl der Ausgangsgrößen. Aus der Literatur wurden nur Angaben zu Habitatanforderungen von mittel- und westeuropäischen Populationen ausgewählt. Berichte aus anderen eurasischen Populationen wurden nicht berücksichtigt. Diese Massnahme wurde getroffen, da es zwischen den mehrheitlich komplett getrennten Populationen während unbekanntem Zeiträumen keinen genetischen Austausch gab und in verschiedenen Populationen teils sehr unterschiedliche Bedingungen herrschen. Die Berichte von Steiner (2006) und Stäubli (2020), sowie die Publikationen von Walchlin (2012) und Bauerfeind (2009) bildeten die Grundlage für die Auswahl der zu quantifizierenden Ausgangsgrößen. Unglücklicherweise sind einige als wichtig befundene Habitatsprüche *noch* nicht als Geodaten erfasst worden oder sehr schwer zu quantifizieren. Dazu gehören Kartierungen des Vorkommens der exklusiven Raupenfutterpflanze Wiesenknöterich (*Polygonum bistorta*) oder genaue digitale Oberflächenmodelle

(DOM), anhand welcher die Heterogenität der Vegetationshöhe, sowie des Reliefs hätte bestimmt werden können.

Für die Modellierungen wurden die 11 obenstehenden Ausgangsgrößen berücksichtigt. Als Vergleich sind die Parameterausprägungen nach Steiner (2006) und Walchlin (2012) in der Tabelle 1 ersichtlich. Diese zeigt noch weitere Ausgangsgrößen, wie die *Distanz zu Vegetationsstrukturen Jungwuchs/Dickung* und *Plenterwald*, sowie die *Anteile von Nadelholzflächen* und *Moorschutzzonierungen ohne Bewirtschaftung*.

Das Gehölzstrukturmerkmal *Jungwuchs/Dickung* repräsentiert eine heterogen strukturierte Gehölzfläche, bestehend aus jungen, noch tiefen Bäumen und Sträuchern. Der *Plenterwald* zeigt ebenfalls eine stufige Struktur, die durch verschiedene Alters- und Höhenstufen nebeneinander zustande kommt (Brändli, 2010).

Der Flächenanteil des Mischungsgrades mit mehr als 50 % Nadelholz wurde hinzugenommen, da sich Nadelhölzer dominant in montanen, subalpinen Regionen zeigen (Brändli, 2010) und die generelle eurasische Verbreitung als boreal bezeichnet wird (Walchlin, 2012).

## 2.4 Berechnung der Ausgangsgrößen mit ArcGIS Pro

Die Ausgangsgröße *Höhe* konnte direkt aus dem Digitalen Höhenmodell (DHM) ermittelt werden. Genauso konnten die Fließgewässer im gleichnamigen Geodatenatz ausgemacht werden. Mithilfe der *Slope*- und *Aspect*-Funktionen konnten die Steigung und die Exposition dem DHM-Raster entnommen werden. Der Ausgangsgröße *Distanz zu Windschutz* wurde aus den *gemergten Layers* von kartierten Waldflächen, sowie erfassten Gebüsch- und Heckenreihen, Einzelbäumen und Felsen gezogen.

Um die Ausgangsgröße *Distanz zu Mooren* zu erhalten, wurden die amtlichen Vermessungen der Hoch- und Flachmoore, Moorschutzzonierungen, sowie regionale und nationale Kataster zusammengeführt. Der *Anteil Nadelholzflächen* ergab sich aus den Attributen des Waldbestandsdatensatzes des Kantons Luzern. Dafür wurden die Waldflächen mit Nadelholzanteilen von 50 bis 90 % mit > 90 % vereint. Ebenso konnten aus diesem vielseitigen Geodatenatz die Entwicklungsstufen ermittelt werden. Für *Distanz zu Jungwuchs/Dickung*, wie auch für *Distanz zu gemischt strukturiert/Plenterwald*, zeigten sich vermutete Einflüsse auf der Karte anhand ihrer auffälligen Nähe zu den Sichtungspunkten.

Die *Anteile Extensivflächen* an den Revieren waren das Ergebnis der Fusion von verschiedenen extensiv bewirtschafteten Flächentypen: Wiesen und Weiden, Streuflächen und Pflegeflächen nach Natur- und Heimatschutzgesetz (NHG).

Die Ausgangsgrößen *Distanz zu Windschutz*, *Fliessgewässern*, *Mooren* und den beiden Entwicklungsstufen *Jungwuchs/Dickung* und *Plenterwald* ergaben sich aus den Distanzen der Sichtungs- und Kontrollpunkte zum am nächsten liegenden, jeweils untersuchten *Feature*. Diese wurde anhand der *Near*-Funktion identifiziert. Für die *Anteile Extensivflächen*, *Nadelholzbeständen* und *Moorschutzzonierungsflächen ohne Bewirtschaftung* wurde mittels der *Summarize-Within*-Funktion die Mittelwerte der jeweiligen Ausgangsgröße der Raster- und Vektordaten aus den 50 Meter grossen Revieren extrahiert.

## 2.5 Modelloptimierung

Für die Konfusionsmatrizen der normalen und kreuzvalidierten Modelle wurden die jeweiligen Schwellenwerte berechnet und jeweils die *MaxSens+Spec*-Werte verwendet, da sie die besten Klassifikationsresultate erzielten. Die entsprechenden *thresholds* sind im Kapitel 3.2 zu finden.

Im ersten erstellten Modell LRM1 wurden zunächst alle direkt quantifizierbaren Ausgangsgrößen miteinbezogen, die sich aus der Literatur ableiten liessen. Dazu gehörten die Ausgangsgrößen *Distanz zu Windschutz*, *Fliessgewässern*, *Mooren*, *Jungwuchs/Dickung* und *Plenterwald*, sowie die Geländeaspekte *Steigung*, *Exposition* und *Höhe*, genauso wie die *Anteile Extensivflächen*, *Moorschutzzonierung ohne Bewirtschaftung* und *Nadelholzflächen*. Danach wurden schrittweise die insignifikanten Ausgangsgrößen aus den Modellen entfernt, die jeweiligen Modellgüte- und Vorhersagemasse bestimmt und am Ende miteinander verglichen.

## 2.6 Kartenerarbeitung

Nach der Erarbeitung des logistischen Modells wurden die Koeffizienten des besten Modells mittels der inversen Link-Funktion ( $\mu = e^x / (1 + e^x)$ ) zurücktransformiert und die finale Modellgleichung war berechnet. Um diese erhaltene Gleichung in ArcGIS verwenden zu können und das potenzielle Habitat zu kartieren, mussten zuerst noch einige Anpassungen vorgenommen werden. Die vorgängig für Distanzen verwendeten Vektor-Layers, nämlich die Windschutz-, Fließgewässer-, Moor-, Jungwuchs- und Plenterwaldkartierungen, mussten in Euklidische-Distanz-Raster-Layers umgewandelt werden. Somit wurde aus normalen Kartierungen jeweils eine Karte erstellt, die für jeden Raster die Distanz zum jeweiligen *Feature* zeigte. Nun konnte die finale Modellgleichung im Raster-Calculator eingegeben werden und die Modellierungen des potenziellen Habitats war erreicht. Die erarbeitete Karte zeigte für das Gebiet der UBE die jeweilige Auftretenswahrscheinlichkeit zwischen 0 und 1. Diese Werte wurden anschliessend in passende Klassen (< 0.5 / < 0.7 / < 0.9 / < 0.925 / < 0.95 / < 0.975 / < 1.0) eingeteilt, um eine verständliche und zweckmässige Karte zu erhalten. Dabei ist die farbliche Klassifizierung auf der Karte umso feiner gegliedert, je höher die Auftretenswahrscheinlichkeit.

## 3 Resultate

### 3.1 Analyse der Ausgangsgrößen

Es wurde vorab eine gesamte Pearson-Korrelationsmatrix zwischen allen untersuchten Ausgangsgrößen erstellt. Damit sollten kollineare Zusammenhänge zwischen den verschiedenen Ausgangsgrößen diagnostiziert werden. Multikollinearität, also starke Korrelationen ( $\geq \pm 0.7 / 0.8$ ) zwischen zwei Ausgangsgrößen sollten umgangen werden, da sie dieselbe Streuung der Daten erklären und somit die Modellergebnisse verfälschen (Tabachnick & Fidell, 2012; Field, 2013). Bei den Pearson-Korrelationstests zeigten die *Anteile Extensivflächen* und *Moorschutzzonierung ohne Bewirtschaftung* ( $r = 0.81$ ) die stärkste positive Korrelation, was einem fraglich hohen Korrelationswert entspricht. Die *Distanz zu Plenterwald* und *Jungwuchs* ( $r = 0.53$ ) lieferten auch erhöhte positiven Korrelationen. Darauf folgen die *Distanz zu Plenterwald* und *Windschutz* ( $r = 0.46$ ), *Distanz zu Plenterwald* und *Fliessgewässern* ( $r = 0.45$ ), sowie *Distanz zu Jungwuchs/Dickung* und *Windschutz* ( $r = 0.41$ ). Die *Distanz zu Mooregebieten* erreichte die höchste negative Korrelation mit zunehmender Höhe ( $r = -0.49$ ). Auch *Anteile Nadelholzflächen* und *Distanz zu Windschutz* zeigten ähnliche negative Werte ( $r = -0.44$ ).

Aufgrund der fraglichen Korrelation der *Anteile Extensivflächen* und *Moorschutzzonierungen ohne Bewirtschaftungen* wurden deshalb zusätzlich die Varianzinflationsfaktoren (VIF) für jedes Modell und deren Ausgangsgrößen berechnet. Im Anhang 3 findet man die VIF-Werte der verwendeten Ausgangsgrößen für das passendste Modell vor. Der Grenzwert für die Ausgangsgrößen wird je nach Quelle unterschiedlich gesetzt, oft wird aber von den Schwellenwerten 5 oder 10 gesprochen (Tabachnick & Fidell, 2012; Field, 2013; Universität Zürich, 2018). Diese Werte wurden in keinem der erstellten Modelle überschritten, weshalb keine bedeutende Multikollinearität vorliegt.

Die Indikatoren der 11 untersuchten Ausgangsgrößen des Datensatzes wurden jeweils für die beiden Klassen, Präsenz und Pseudoabsenz, berechnet (untenstehende Tabelle 2). Das Standard-Signifikanzniveau ( $\alpha = 0.05$ ) wurde aufgrund der 11 untersuchten Ausgangsgrößen auf 0.00454545 angepasst. Anhand dieses Grenzwertes waren alle durchgeführten Wilcoxon-Tests zwischen Sichtungs- und Kontrollpunkten signifikant unterschiedlich, ausser der Exposition, wobei auch die Steigung dem angepassten Signifikanzniveau nicht standhalten konnte.

Tabelle 2: Indikatoren der quantifizierten Ausgangsgrößen mit angepasstem Signifikanzniveau ( $\alpha = 0.00454545$ )

| Ausgangsgröße  | Einheit | Sichtungspunkte         | Kontrollpunkte          | Wilcoxon-Test |               |
|--|---------|-------------------------|-------------------------|---------------|---------------|
|  |         | Mittelwert ( $\pm$ Std) | Mittelwert ( $\pm$ Std) | p-Wert        | Rank-Sum-Wert |
| Höhe   | m.ü.M.  | 1353 ( $\pm$ 140)       | 1140 ( $\pm$ 307)       | 3.05E-12      | 4302          |
| Steigung   | °       | 15 ( $\pm$ 5)           | 18 ( $\pm$ 10)          | 0.02312       | 9974          |
| Exposition   | °       | 202 ( $\pm$ 93)         | 199 ( $\pm$ 92)         | 0.5939        | 8908          |
| Distanz zu Windschutz  | m       | 16 ( $\pm$ 18)          | 33 ( $\pm$ 33)          | 1.55E-11      | 12714         |
| Distanz zu Fließgewässern  | m       | 62 ( $\pm$ 61)          | 145 ( $\pm$ 164)        | 1.53E-11      | 12718         |
| Distanz zu Mooren  | m       | 32 ( $\pm$ 75)          | 920 ( $\pm$ 1120)       | 2.20E-16      | 14909         |
| Distanz zu Jungwuchs/Dickung   | m       | 161 ( $\pm$ 159)        | 310 ( $\pm$ 244)        | 5.59E-08      | 11912         |
| Distanz zu gemischt<br>strukturiert/Plenterwald                      | m       | 84 ( $\pm$ 81)          | 235 ( $\pm$ 249)        | 1.15E-10      | 12534         |
| Anteil Extensivflächen (50 Meter Radius)                             | %       | 41 ( $\pm$ 32)          | 12 ( $\pm$ 25)          | 3.40E-11      | 4677          |
| Anteil Nadelholzflächen (50 Meter Radius)                            | %       | 21 ( $\pm$ 22)          | 8 ( $\pm$ 17)           | 2.06E-10      | 4829          |
| Anteil Moorschutzzonierung ohne<br>Bewirtschaftung (50 Meter Radius) | %       | 46 ( $\pm$ 35)          | 10 ( $\pm$ 26)          | 2.20E-16      | 3648          |

Im untersuchten Gebiet der UBE war der tiefstgelegene Fund auf 1073 und der höchstgelegene auf 1815 m.ü.M. Das Gebiet der UBE erstreckt sich von 588 bis 2348 m.ü.M. Durchschnittlich liegt das Gebiet auf circa 1139 m.ü.M., was anhand einer durchgeführten Analyse in ArcGIS ermittelt wurde. Um zu ergründen, warum er sich nicht in tieferen Lagen zeigt, wurde ein Pearson-Korrelationstest der *Höhe* mit den anderen Ausgangsgrößen durchgeführt. Die *Höhe* zeigte zwar signifikante Korrelationen mit beinahe allen Ausgangsgrößen, die *Distanz zu Windschutz* und die *Exposition* ausgenommen. Die genauen p-Werte und die Korrelationsmatrix der Pearson-Korrelationstests kann dem Anhang 2 entnommen werden. Die *Steigung* der Sichtungspunkte zeigte Werte dicht um 15° gestreut, während die Kontrollpunkte in marginal steilerem Gelände lagen und eine grössere Streuung aufwiesen. Die Sichtungspunkte lagen an Hängen der Süd-Südwest-Exposition (202°) mit einer circa 90°-Streuung der Standardabweichung. Die Kontrollpunkte zeigten kaum unterschiedliche *Expositionen* mit beinahe gleicher Streuung. Die *Distanz zu Windschutz* an Sichtungspunkten war weniger als halb so lang, wie die der Kontrollpunkte und zeigte eine viel kleinere Streuung. Ähnliche Unterschiede zwischen den Klassen zeigte die *Distanz zu Fließgewässern*. Die *Distanz zu Mooren* wies extreme Unterschiede auf, wobei die Distanz der Sichtungspunkte zu Moorengebieten mehrheitlich unter 100 Metern blieb. Die Kontrollpunkte hingegen waren im Schnitt beinahe einen Kilometer entfernt, ein ganz klarer Trend also. Auch die *Distanzen zu Jungwuchs/Dickung* und *Plenterwald* zeigten klare Trends, dass die Falter viel näher an solchen Strukturen zu finden sind als Kontrollpunkte. Die *Anteile* der Revierradien (50 Meter) manifestierten ebenfalls grosse Differenzen zwischen den Klassen, wobei die Sichtungsreviere im Schnitt über 40 % *Extensivflächen* und *Moorschutzzonierungen ohne Bewirtschaftung* beinhalteten. Auch die *Anteile der Nadelholzflächen* wiesen markante Unterschiede auf, mit mehr als doppelt so grossem Anteil der Sichtungspunkte.

Als Vergleich zur Ausgangsgröße *Anteile Moorschutzzonierung ohne Bewirtschaftung* sind untenstehend die weiteren Bewirtschaftungstypen der Moorschutzzonierung dargestellt. Dabei ist klar ersichtlich, dass unbewirtschaftete Moorschutzzonen bevorzugt werden. Leicht gedüngte, beweidete oder gemähte Zonen sind allesamt weniger als halb so stark vertreten im 50-Meter-Radius der Sichtungen.

Tabelle 3: Deskriptive Analyseresultate zu den Bewirtschaftungstypen der Moorschutzzonierungsflächen (Moorschutzverordnung des Kantons Luzern)

|   | Einheit | Sichtungspunkte<br>Mittelwert ( $\pm$ Std) | Kontrollpunkte<br>Mittelwert ( $\pm$ Std) |
|---|---------|--|---|
| Flächenanteil Bewirtschaftungstyp<br>leichte Düngung      | %       | 8 ( $\pm$ 19)                              | 2 ( $\pm$ 12)                             |
| Flächenanteil Bewirtschaftungstyp<br>Weide                | %       | 19 ( $\pm$ 25)                             | 4 ( $\pm$ 15)                             |
| Flächenanteil Bewirtschaftungstyp<br>Mahd                 | %       | 11 ( $\pm$ 22)                             | 2 ( $\pm$ 11)                             |
| Flächenanteil Bewirtschaftungstyp<br>ohne Bewirtschaftung | %       | 46 ( $\pm$ 35)                             | 10 ( $\pm$ 26)                            |

Die Ausgangsgrösse *Anteile Extensivflächen* setzte sich aus verschiedenen Landwirtschaftsflächen zusammen. Die zusammengesetzten Unterkategorien sind deshalb noch einzeln aufgeführt. Sie wurden jeweils separat untersucht, wobei sich besonders auf NHG-Pflegeflächen starke Unterschiede zwischen Sichtungs- und Kontrollpunkten hervortaten.

Tabelle 4: Deskriptive Analyseresultate zu den Unterkategorien der Ausgangsgrösse *Anteile Extensivflächen*

|  | Einheit | Sichtungspunkte<br>Mittelwert ( $\pm$ Std) | Kontrollpunkte<br>Mittelwert ( $\pm$ Std) |
|--|---------|--|---|
| Flächenanteil Extensivwiesen & -<br>weiden | %       | 11 ( $\pm$ 22)                             | 7 ( $\pm$ 18)                             |
| Flächenanteil NHG-Pflegeflächen            | %       | 25 ( $\pm$ 30)                             | 5 ( $\pm$ 18)                             |
| Flächenanteil Streuflächen                 | %       | 6 ( $\pm$ 19)                              | 1 ( $\pm$ 7)                              |
| Anteil Extensivflächen                     | %       | 41 ( $\pm$ 32)                             | 12 ( $\pm$ 25)                            |

### 3.2 Optimierung des Logistischen Regressionsmodells

Der Modellierung des potenziellen Habitats des Blauschillernden Feuerfalters lag ein *Generalized Linear Model*, genauer gesagt eine logistische Regression, mit den in Tabelle 1 und 2 aufgeführten Ausgangsgrößen zugrunde. Mittels der *Stepwise-Regression*-Methode wurden von den ursprünglich 11 berücksichtigten Ausgangsgrößen jeweils die insignifikanten entfernt. Durch verschiedene Modell- und Vorhersagegütemasse wurden die erarbeiteten Modelle dann miteinander verglichen. Im LRM1 ergaben die Ausgangsgrößen *Distanz zu Fliessgewässern*, *Exposition* und alle *Flächenanteile* insignifikante Einflüsse. Diese insignifikanten Ausgangsgrößen ausser *Distanz zu Fliessgewässern* wurden für das zweite Modell LRM2 entfernt. Beinahe alle Modellgütemasse verbesserten sich, einzig die Sensitivität sank etwas. Beim dritten Modell wurde die *Distanz zu Fliessgewässern* entfernt, was aber die Konfusionsmatrixwerte und die anderen Interpretationswerte nicht wirklich verbesserte. Das Modell 4 inkludierte dann die *Distanz zu Fliessgewässern* wieder, schloss aber die *Steigung* aus, da sie das tiefste Signifikanzniveau aufwies. Auch dies vermochte keine Verbesserung der Modellierung zu erzielen, sondern verschlechterte sogar die AIC- und BIC-Werte. Für das LRM5 wurde die *Distanz zu den Fliessgewässern* nochmals entfernt, was auch keine wirklichen Verbesserungen hervorbrachte. Das LRM2 zeigte über alle Gütemasse der Tabelle 5 gesehen solide Werte, die nirgends ausrissen. Somit ist es das am besten *performende* Modell.

Tabelle 5: Modell- und Vorhersagegütemasse für die erstellten Modellierungen

| Modell | AIC | BIC | Nagelkerke's Pseudo R <sup>2</sup> | Adjusted D <sup>2</sup> | AC / SE / SP       | (SE+SP) -1 | AUROC | Schwellenwert | AUROC KV | Schwellenwert KV | False KV |
|--------|-----|-----|------------------------------------|-------------------------|--------------------|------------|-------|---------------|----------|------------------|----------|
| LRM1   | 176 | 219 | 0.74                               | 0.56                    | 0.89 / 0.93 / 0.85 | 0.78       | 0.94  | 0.495         | 0.92     | 0.438            | 0.13     |
| LRM2   | 172 | 200 | 0.73                               | 0.56                    | 0.89 / 0.92 / 0.85 | 0.77       | 0.94  | 0.5365        | 0.93     | 0.424            | 0.12     |
| LRM3   | 173 | 198 | 0.72                               | 0.55                    | 0.88 / 0.91 / 0.85 | 0.76       | 0.93  | 0.562         | 0.92     | 0.4985           | 0.12     |
| LRM4   | 175 | 200 | 0.72                               | 0.55                    | 0.88 / 0.92 / 0.83 | 0.76       | 0.93  | 0.492         | 0.92     | 0.4801087        | 0.14     |
| LRM5   | 177 | 199 | 0.71                               | 0.54                    | 0.89 / 0.94 / 0.83 | 0.77       | 0.93  | 0.492         | 0.91     | 0.338            | 0.15     |

Daraus wurde der Schluss gezogen, dass das LRM2 am besten an den Datensatz angepasst ist und gleichzeitig die stärksten Klassifikations- und AUROC-Resultate liefert. In der nachfolgenden Tabelle 6 sind die Koeffizienten des LRM2 mit den jeweiligen Signifikanzniveaus, sowie die dazugehörigen 95%-Konfidenzintervalle und p-Werte aufgelistet.

Tabelle 6: Koeffizienten des logistischen Regressionsmodells 2 mit den jeweiligen 95%-Konfidenzintervallen, p-Werten und Signifikanzniveaus

| LRM2 Koeffizienten                           | Steigung der Koeffizienten | 95%-Konfidenzintervall | p-Wert   | Signifikanzniveau |
|--|----------------------------|------------------------|----------|-------------------|
| Intercept                                    | 0.433                      | [-3.074, 3.832]        | 0.804395 | ' ' = 1           |
| Distanz zu Windschutz                        | -0.027                     | [-0.045, -0.012]       | 0.001267 | '**' = 0.01       |
| Distanz zu Fliessgewässern                   | -0.006                     | [-0.012, 0.0002]       | 0.061929 | '.' = 0.1         |
| Distanz zu Mooren                            | -0.007                     | [-0.011, -0.004]       | 0.000186 | '***' = 0.001     |
| Distanz zu Jungwuchs/Dickung                 | -0.004                     | [-0.007, -0.001]       | 0.004695 | '**' = 0.01       |
| Distanz zu gemischt strukturiert/Plenterwald | -0.006                     | [-0.01, -0.003]        | 0.000851 | '***' = 0.001     |
| Höhe   | 0.004                      | [0.001, 0.006]         | 0.006313 | '**' = 0.01       |
| Steigung                                     | -0.087                     | [-0.17, -0.012]        | 0.029327 | '*' = 0.05        |

### 3.3 Analyse der Modellkoeffizienten

Wie in den obenstehenden Tabellen zu sehen ist, haben im LRM2 alle Ausgangsgrößen ausser der *Höhe* einen negativen Einfluss auf die Präsenz des Blauschillernden Feuerfalters. Das heisst, dass die *Logits* einer Präsenz um die Steigung des jeweiligen Koeffizienten sinken, aufgrund des negativen Vorzeichens. Veranschaulicht heisst das, wenn zum Beispiel die *Steigung* als einzige Ausgangsgrösse um eine Einheit vergrössert wird, dann sinken die Präsenz-*Logits* um 0.087. Mathematisch fassbarer und besser interpretierbar werden die Steigungen der Koeffizienten dank den *Odds Ratios*. Durch die Umrechnung  $e^{\text{Steigung des Koeffizienten}}$  erhält man die *Odds Ratio* (Umkehrung:  $\ln(\text{Odds Ratio}) = \text{Steigung des Koeffizienten}$ ). Die *Odds Ratio* einer Ausgangsgrösse zeigt die Veränderung der relativen Wahrscheinlichkeit der Präsenz (= 1). Anders ausgedrückt nimmt im vorherigen Beispiel die *Odds Ratio* um über 8 % ( $e^{-0.087} = 0.917$ ) ab. Die *Odds Ratio* entspricht dabei dem Faktor, um den sich die *Odds* bei einem Anstieg der Ausgangsgrösse um eine Einheit ändern (Universität Zürich, 2018). Logischerweise entsprechen negative Steigungen der Koeffizienten *Odds Ratios* kleiner 1 und positive *Odds Ratios* grösser 1. Die Effekte der Ausgangsgrößen auf die *Logits* und *Odds* sind im Anhang 3 dargelegt.

Der Zusammenhang von Wahrscheinlichkeiten, *Odds*, *Odds Ratios* und *Logits* ist wie folgt: Wahrscheinlichkeiten ( $p$ ) nehmen Werte zwischen 0 und 1 an. Die *Odds* entsprechen der Wahrscheinlichkeit des Eintreffens eines Ereignisses geteilt durch die Wahrscheinlichkeit des Nichteintreffens ( $p/(1-p)$ ), und nehmen dabei, wie die Wahrscheinlichkeiten, immer positive Werte an. *Odds Ratios* zeigen ein Verhältnis zweier *Odds* auf. *Logits* werden anhand des Logarithmus naturalis der *Odds Ratio* ermittelt ( $\ln((p_1/(1-p_1))/(p_2/(1-p_2)))$ ) (Hosmer, Lemeshow & Sturdivant, 2013).

Die endgültige Formel des logistischen Regressionsmodells, mit den jeweils eingesetzten Habitatparameter, lautet:

$$e^{(0.433 - 0.027 * \text{EucDistWindschutz} - 0.006 * \text{EucDistFliessgewässer} - 0.007 * \text{EucDistMoore} - 0.087 * \text{Steigung} + 0.004 * \text{Höhe} - 0.0039 * \text{EucDistJungwuchsDickung} - 0.006 * \text{EucDistPlenterwald})} / (1 + e^{(0.433 - 0.027 * \text{EucDistWindschutz} - 0.006 * \text{EucDistFliessgewässer} - 0.007 * \text{EucDistMoore} - 0.087 * \text{Steigung} + 0.004 * \text{Höhe} - 0.0039 * \text{EucDistJungwuchsDickung} - 0.006 * \text{EucDistPlenterwald})})$$

Dabei entsprechen die umgewandelten *Distanzparameter* den Euklidischen Distanzen zum jeweiligen *Feature*. Die *Steigung* und die *Höhe* konnten unverändert verwendet werden.

### 3.4 Kartierung der potenziellen Habitate

Das Einfügen der obigen Formel der logistischen Regression in den Raster-*Calculator* in ArcGIS ergab folgende Kartierung des potenziellen Habitats im Untersuchungsgebiet der UBE. Es ergab sich eine Karte der UBE mit Werten zwischen 0 und 1, die die Auftretenswahrscheinlichkeit des Auftretens des Tagfalters angeben.

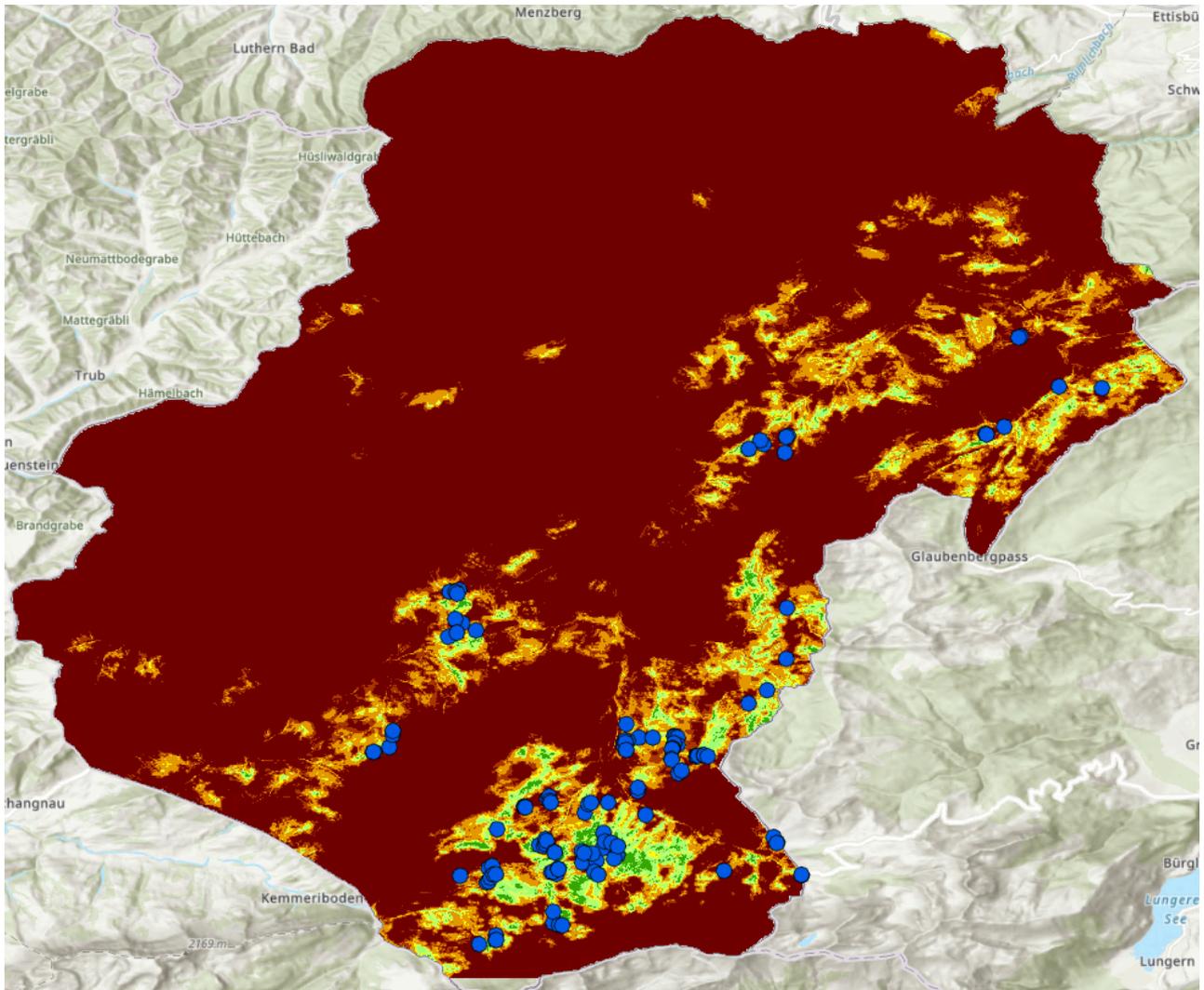


Abbildung 2: Modellierung der potenziellen Habitate des Blauschillernden Feuerfalters im Untersuchungsgebiet der UNESCO Biosphäre Entlebuch (blau = Präsenzdatenpunkte) mithilfe von ArcGIS



Abbildung 3: Klassifikation der Auftretenswahrscheinlichkeiten zwischen 0 und 1

Aus dieser Kartierung der potenziellen Habitate lassen sich nun Vernetzungsmöglichkeiten ableiten. Dabei sollten die geeigneten Habitate mit hohen Auftretenswahrscheinlichkeiten zwischen bestätigten Vorkommen als Vernetzungskorridore genutzt werden. Denn dort sind die Lebensraumsprüche schon besser erfüllt und somit bedürfen diese Verbindungswege weniger Anpassungen und Verbesserungen, was mit weniger Aufwand verbunden ist.

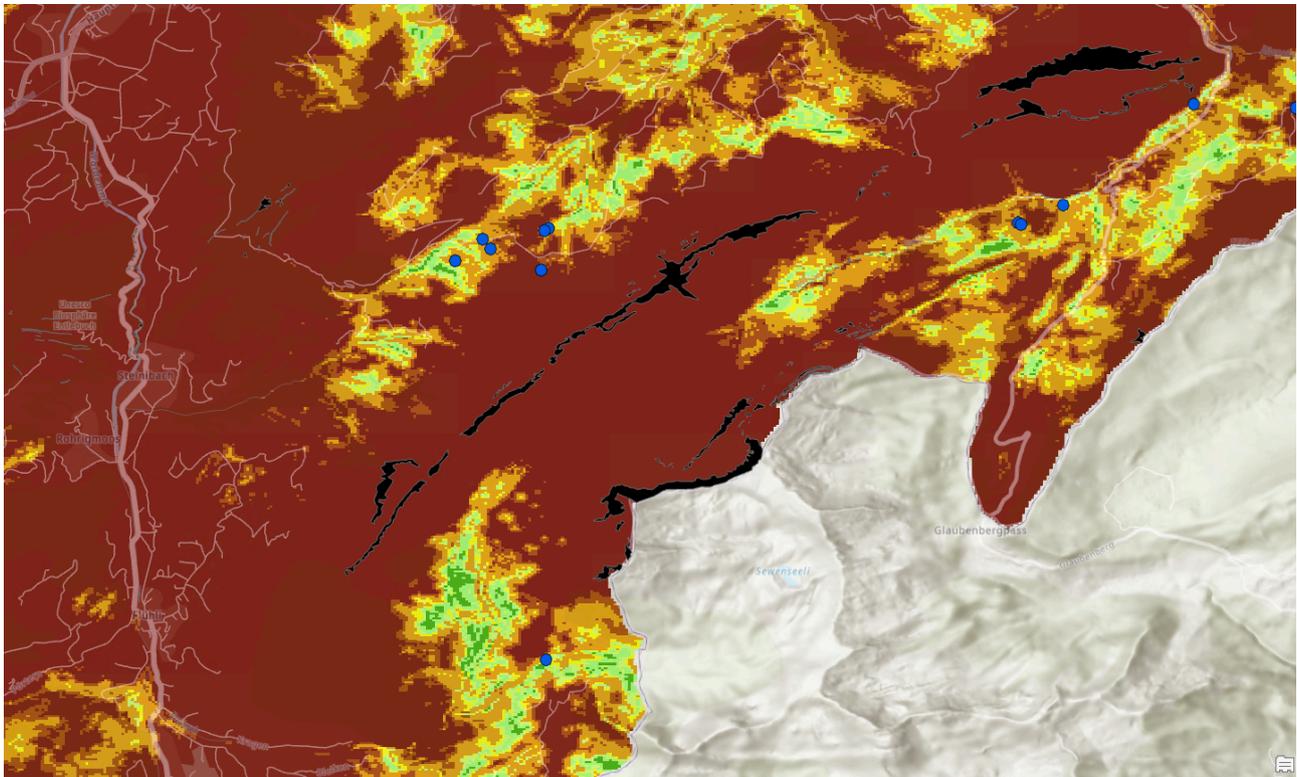


Abbildung 4: Vernetzungsmöglichkeiten in der Region Glaubenberg (blau = Präsenzdatenpunkte, schwarz = Felsformationen (möglicherweise unüberwindbare Barrieren))

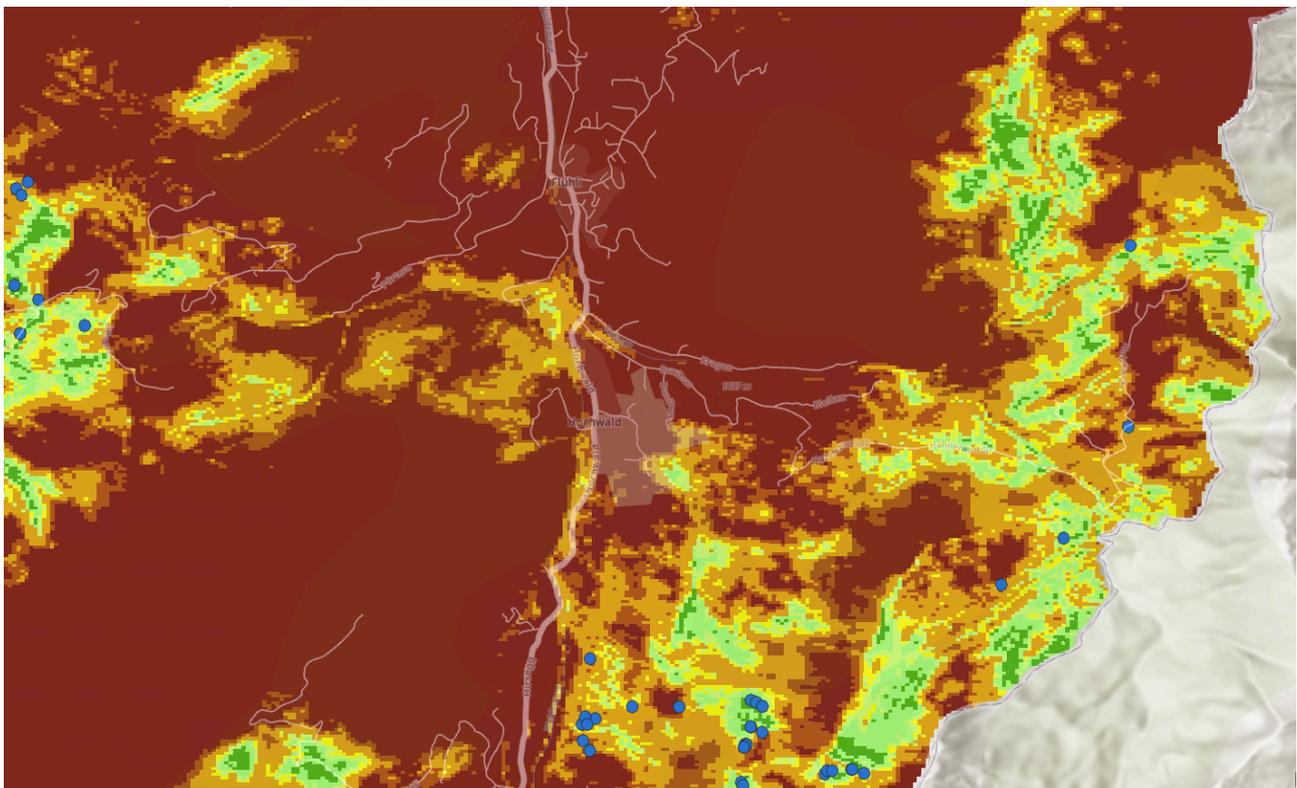


Abbildung 5: Vernetzungsmöglichkeiten in der Region Hochwald (blau = Präsenzdatenpunkte)

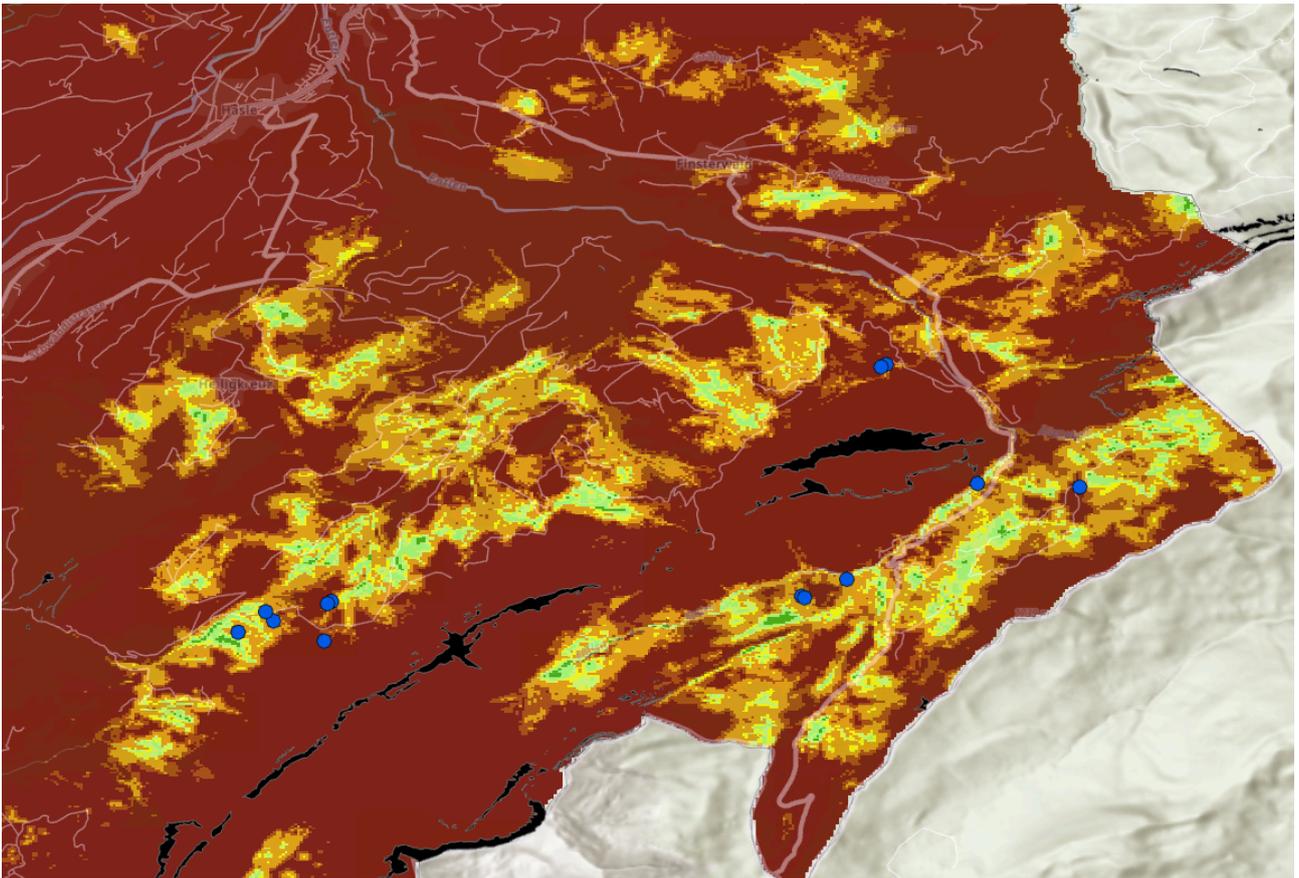


Abbildung 6: Vernetzungsmöglichkeiten in der Region Schimbrig (blau = Präsenzdatenpunkte, schwarz = Felsformationen (möglicherweise unüberwindbare Barrieren))

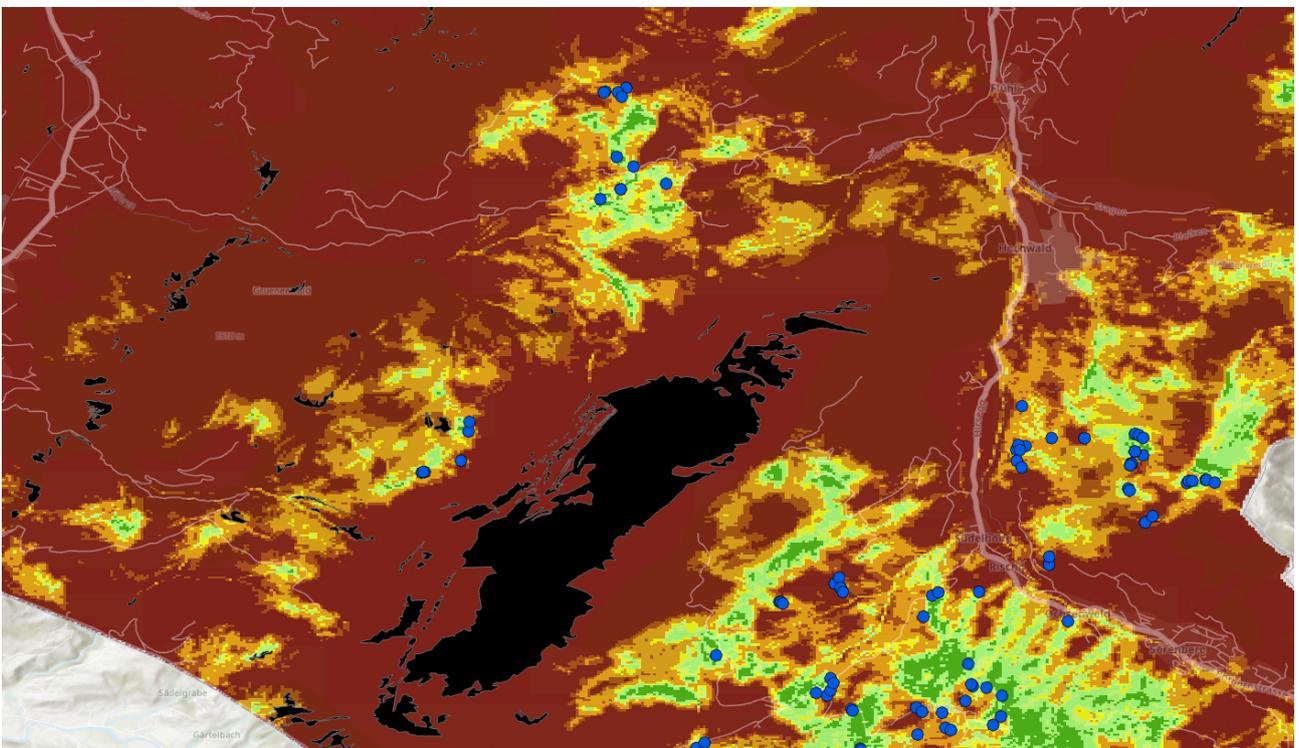


Abbildung 7: Vernetzungsmöglichkeiten in der Region Schratzenfluh (blau = Präsenzdatenpunkte, schwarz = Felsformationen (möglicherweise unüberwindbare Barrieren))

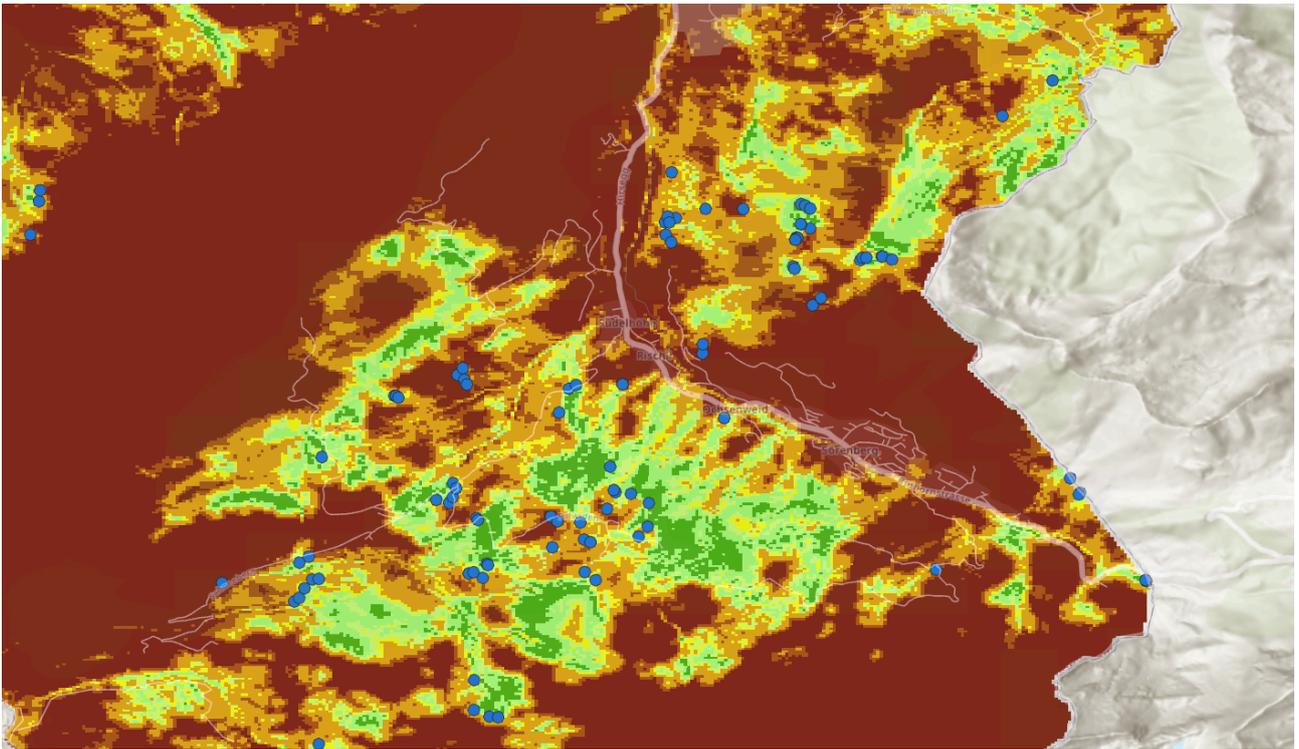


Abbildung 8: Vernetzungsmöglichkeiten in der Region Sörenberg (blau = Präsenzdatenpunkte)

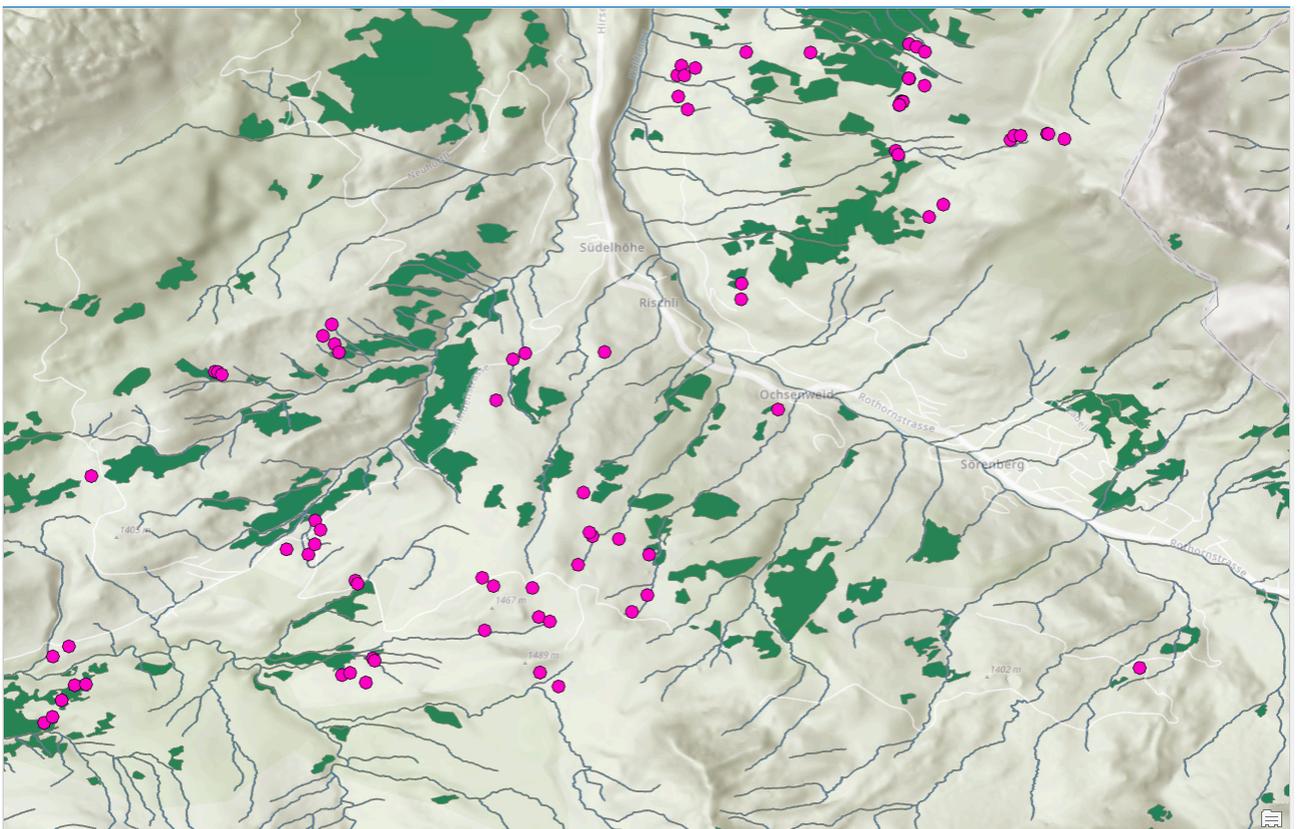


Abbildung 9: Jungwuchs/Dickung entlang Bachläufen im Gebiet Sörenberg (grün = Jungwuchs/Dickungs-Flächen, pink = Präsenzdatenpunkte)

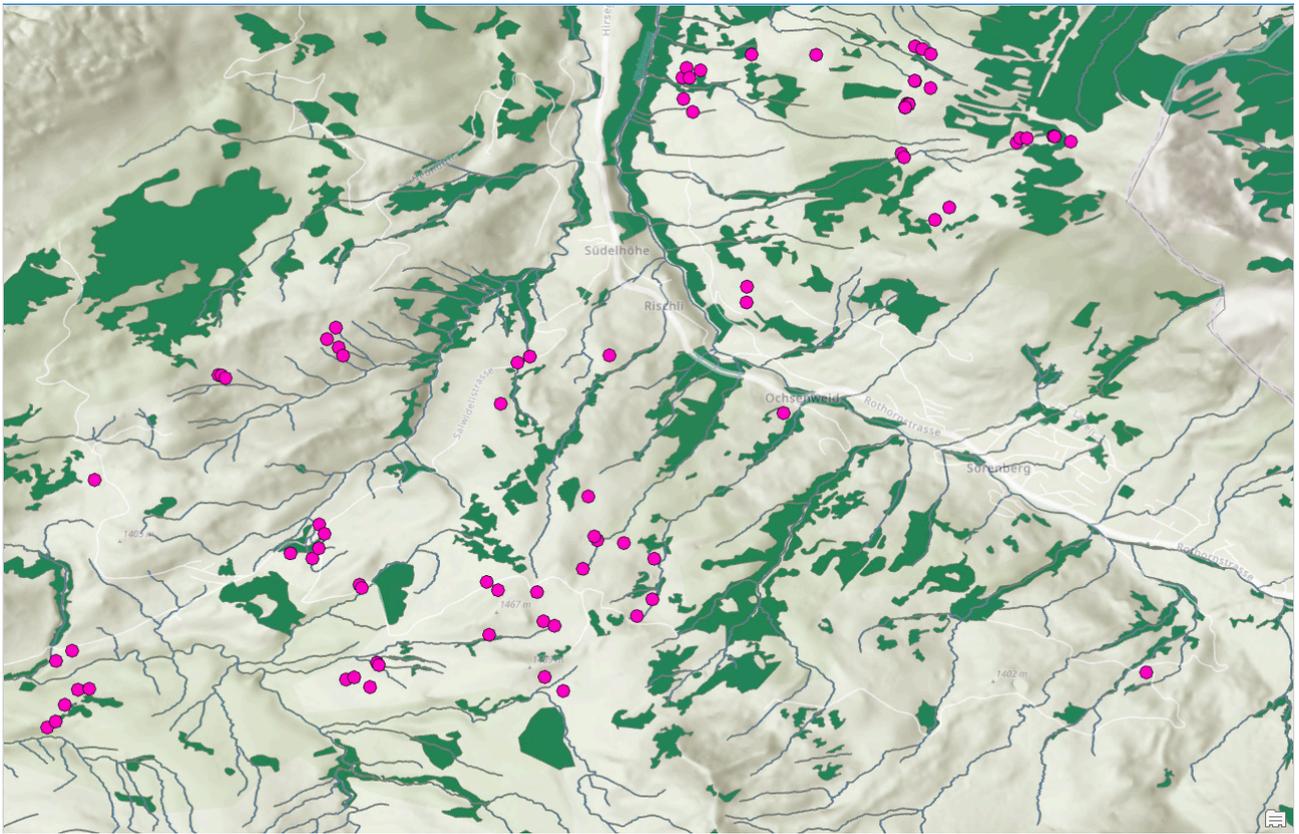


Abbildung 10: Plenterwald entlang Bachläufen im Gebiet Sörenberg (grün = Plenterwald-Flächen, pink = Präsenzdatenpunkte)

## 4 Diskussion

Strukturelemente wie Bäume und Geländeböschungen in unmittelbarer Nähe zum feuchtem Grünland sind wichtig als Windschutz (Theissen, 2014). Die Wichtigkeit von Windschutz liefernden Gehölzen oder anderen Strukturen, die gleichzeitig mikroklimatisch begünstigende Standorte erschaffen, ist ein oft genannter Habitatsanspruch (Walchlin, 2012; Falkenhahn, 1995, 2005; Nunner, 1995; Fischer, 1996; Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2010). Die Gehölze dienen nicht nur als Wind- und Witterungsschutz, sondern auch als Versteck- und Ruheplätze (Falkenhahn, 2005). Der Wortlaut der Publikation von Steiner (2006) bezüglich der Distanz zu Windschutz konnte in dieser Arbeit sehr gut reproduziert werden. Damals zeigte sich, dass die meisten Funde weniger als 50 Meter von Windschutz durch Gehölz oder Felsen gemacht wurden. In dieser Arbeit ergaben sich sogar noch kleinere Werte (Mittelwert 16 Meter ( $\pm 18$  Meter)).

Als weitere bevorzugte Landschaftsmerkmale erwiesen sich nährstoffreiche Feuchtwiesen entlang von Gebirgsbächen oder anderen Gewässern (Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2010), Flusstalmoore (Walchlin, 2012), Geländemulden, die Umgebung von Bachläufen, sowie sumpfige oder vernässte Hänge (Falkenhahn, 2005). Die *Distanz zu Fließgewässern* wurde anhand dieser Grundlagen und den Vermutungen, die sich während der diesjährigen Feldarbeit durch Anna Stäubli hervortaten, in die Modellierung miteinbezogen. Sie erwiesen sich als wichtige Hinweise und zeigten bei allen durchgeführten Analysen einen bedeutenden Effekt. Auch andere Feuchtstandorte, wie Feuchtwiesenbrachen, Nasswiesen oder unterschiedliche Moorflächen und deren Umgebung wurden immer wieder in der Literatur als Präferenzhabitat geäußert (Walchlin, 2012). Der gemeinsame Nenner dabei bilden ober- und unterirdische Fließgewässer mit feuchten Gehölzsäumen (Falkenhahn, 2005). Diese Lebensräume wurden früher durch Landwirtschaftsintensivierung und damit einhergehende Drainage und Düngung immer mehr verdrängt. Jetzt aber, mit der Nutzungsaufgabe solcher alpinen Grenzertragsstandorte, verschoben sich die Gefährdungsursachen auf Sukzession und intensiver Aufforstung (Walchlin, 2012).

Auch sogenannte Bachbegleit-Galeriewälder wurden erwähnt. Diese begrenzten Lebensräume bestehen aus lichten Standorten im Galeriewald mit Pflanzengesellschaften in schmalen Streifen entlang Bächen. Die starke Krautschicht auf dem nassen, teiloffenen Waldboden ist umgeben von lückigem Wald, der nicht zu viel Schatten erzeugt. Die Bäume werden dabei schlechtwüchsiger, je näher sie am Gewässer stehen. Aufgrund des erzeugten Schatten wächst der Wiesenknöterich dort einzeln und nicht in dichten Beständen. Dennoch ist dieser Lebensraum zureichend für die Eiablage und die Ernährung (Habeler & Kuzmits, 2015).

Leider konnte aufgrund fehlender genauer DOM-Geodatensätze die Heterogenität des Reliefs und der Vegetationshöhe, sowie die Vegetationsbedeckung nicht untersucht werden, welche ebenfalls als wichtig erachtet wurden (Steiner, Trautner & Grandchamp, 2006). Dennoch wurde hier versucht, die bedeutende Heterogenität der Vegetation durch die *Distanz zu Jungwuchs/Dickung* und *gemischt strukturiert/Plenterwald* wenigstens etwas zu quantifizieren. Diese Vegetationszustände widerspiegeln ein Mosaik aus tief- und mittelwüchsigen Gebüschern, und Jungbäumen, sowie hochwüchsigen, älteren Bäumen. Diese Strukturen kommen einem alpinen Gebüschwald sehr nahe und zeigen vor allem an den Rändern lichte Bereiche (Brändli, 2010). Die Plenterwaldflächen sind stufige Mischvorkommen von jungen bis alten Bäumen und somit trotz menschlichem Einfluss sehr nahe an Naturwäldern, aufgrund ihrer nicht einförmigen Struktur (Brändli, 2010). Gemäss Gros (2015) sollten die umgebenden, windschützenden Gehölzbestände die Höhe von 5 bis 7 Meter nicht überschreiten, was der Definition von Jungwuchs sehr nahekommt. Die Entnahme einzelner, diese Grenze überragender Bäume kann dabei den Status-quo erhalten. Es ist eine möglichst hohe Altersstrukturierung dieser Gehölzsäume zu erzielen (Gros, 2015), was der stufigen Struktur und Pflege eines Plenterwalds entspricht. Wichtig dabei ist, dass die Lebensstätte nicht zu sehr verschattet wird (Nunner, 2010; Gros, 2015). Die Nutzungsaufgabe und die darauffolgende ungebremste Sukzession über längere Zeiträume oder sogar die Aufforstung von geeigneten Feuchtstandorten bedeuten aktuelle Gefahren (Fischer, 1995; Falkenhahn, 1995; Nunner, 1995). Es wurde aber beobachtet, dass der Falter oft zuerst positiv auf das Brachfallen von Feuchtstandorten reagiert und die einhergehenden, sukzessionsbedingten Veränderungen erst längerfristig eine Gefahr darstellen (Walchlin, 2012). Der korrekte Umgang, also die Pflege, Entnahme und das Stehenlassen der Gehölze ist deshalb eine heikle Gratwanderung, die einer regelmässigen Überprüfung bedarf. 50 Jahre können durchaus schon ausreichen, um durch natürliche Sukzession einen Lebensraum zu verlieren (Habeler & Kuzmits, 2015).

Störende Gehölze, die Ausbreitungsbarrieren zwischen Teilpopulationen und aktuell unbesiedelten Trittsteinbiotopen bilden, sollten deshalb entfernt werden. Bei der Entfernung solcher flächigen Forste sollte

allerdings darauf geachtet werden, dass Einzel- und Saumgehölze als Windschutz stehen bleiben (Falkenhahn, 2005). Nunner (2010) rät sogar solche dichten Barriereflächen nur aufzulichten, sprich ältere Bäume plenterartig zu entnehmen. Denn schmale, 5 bis 10 Meter breiten Gehölze bilden keine unüberwindbaren Grenzen (Walchlin, 2012). Die komplette Beseitigung der sukzessiv entstandenen Vegetation sollte nur auf den tatsächlichen Vorkommensflächen inmitten der Wiesenknöterichbestände geschehen, während sie als randliche Struktur behalten werden sollte (Walchlin, 2012). Somit machen die Ausgangsgrößen der Vegetationsstrukturen, *Distanz zu Jungwuchs/Dickung* und *Plenterwald*, als Distanzparameter quantifiziert mehr Sinn wie als Flächenanteil.

Verzahnte Übergangsbereiche zwischen Offenland und Waldbereichen bleiben nur bei sehr extensiver Bewirtschaftung, wie mehrjähriger Streifenmahd und punktueller Baumentnahme, erhalten (Gros, 2015). Auch hier entspricht die Gehölzpflege einer plenterartigen Forstmethode. Waldweiden, lichte Bruch- und Moorwälder (Falkenhahn, 2005), sowie lichte Bachbegleit-Galeriewälder (Habeler & Kuzmits, 2015) entsprechen ursprünglichen, aber auch aktuellen Habitaten. Diese lichten Waldstrukturen können ebenfalls durch gezielte Entnahme von hohen, verschattenden Bäumen erreicht werden, sodass kein Lebensraumverlust geschieht (Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2010). Das plenterartige Entnehmen von „*Präsenz-hemmenden*“ Bäumen in Bachbegleit-Galeriewäldern kann einen optimalen Lebensraum schaffen, solange der freie, sonnige Flugraum entlang dem Bach nicht durch zu dichtes Gehölz abgetrennt wird (Habeler & Kuzmits, 2015). Dafür sollten solche versperrenden Bereiche rücksichtsvoll ausgelichtet werden, ohne dass der Unterwuchs Schaden nimmt (Habeler & Kuzmits, 2015). Die Dynamik und Diversität an Sukzessionsstadien, die solche sich verjüngenden, gemischt strukturierten Plenterwaldflächen erschaffen, sind sehr naturnah und somit erstrebenswert. Der Blauschillernde Feuerfalter ist so vagil, dass er zuwachsende Standort verlassen und neu entstehende, teils kurzlebige Lebensräume besiedeln kann (Habeler & Kuzmits, 2015). Solche nur durch kleine, punktuelle und seltene Eingriffe bewirtschaftete Vegetation, besonders im grösseren Landschaftskontext gesehen, erschafft längerfristig geeignete Dynamiken durch ein Mosaik verschiedener Sukzessionsstadien und Altersstufen. Somit ist über ein grösseres Gebiet gesehen immer irgendwo eine geeignete Fläche zu finden.

Moorgebiete (Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2010; Nunner, 2006) sind ebenfalls ein oft genanntes Habitat in der Literatur. Hoch- (Walchlin, 2012; Theissen, 2014; Steiner, Trautner & Grandchamp, 2006), Übergangs- und Flachmoore (Gros, 2015), sowie lichte Moorwälder, von Bächen durchschnittene Moore und deren natürliche Randzonen (Gros, 2015; Falkenhahn, 2005) gehören zu den bevorzugten Lebensräumen. Auch andere vernässte Standorte und Feuchtgebiete, wie Sumpflandschaften und Flusstalmoore (Walchlin, 2012), gelten als Lebensraum des Falters. Aufgrund der breiten Auswahl an potenziellen Moor- und Feuchtgebietstypen wurden sie unter der Ausgangsgrösse *Distanz zu Mooren* zusammengefasst.

Der Einfluss der Ausgangsgrösse *Höhe* konnte nicht zweifelsfrei geklärt werden, jedoch ist es naheliegend, dass fast alle Ausgangsgrößen mit ihr korrelieren, weshalb sie sich in den präferierten Höhenstufen an das Optimum annähern. Der Blauschillernde Feuerfalter kommt laut einem Artensteckbrief der Vogelwarte Sempach (2014) zwischen 600 und 1800 m.ü.M. vor, mehrheitlich aber zwischen 1000 und 1600 m.ü.M. Der Blauschillernde Feuerfalter zeigt sich in der Schweiz in den nördlichen Voralpen und dem Jura. Somit liegen seine Habitate in den montanen oder sogar subalpinen Höhenstufe (Burga, 2004). Hier ist festzuhalten, dass besonders Feuchtgebiete, unter anderem Moorlandschaften, in tiefergelegenen Gebieten kaum mehr vorkommen und nur noch in montanen und subalpinen Höhen existieren (Habel *et al.*, 2010, 2011). Diese sind aber durch anthropogene Einflüsse, wie Verbauung und Intensivierung der Landwirtschaft, mehrheitlich verschwunden (Rey, 2017). Dieses spezifische Vorkommen in erhöhten Lagen lässt sich auch anhand des fortschreitenden Klimawandels erklären. Dieser bewirkt eine Verschiebung des Ausbreitungsgebiets dieser kaltangepassten, borealen Art vom Tiefland in höhere Lagen, wobei logischerweise die Lebensraumfläche abnimmt (Habel *et al.*, 2010, 2011). Der menschliche Einfluss muss jedoch nicht immer eine Gefahr darstellen. Die Übergangsbereiche zwischen extensiv bewirtschafteten Flachmoorwiesen und den benachbarten Gehölzen, die durch natürliche Sukzession bewachsenen sind, gehören zu vorgefundenen Habitaten (Gros, 2015). Solche Bereiche bleiben nur erhalten, wenn sie sehr extensive und vorsichtige Bewirtschaftung, also keine regelmässige Mahd und nur gelegentliche, punktuelle Baumentnahmen erfahren (Gros, 2015). Die Nutzungsaufgabe von extensiver Beweidung mit einer Umstellung auf Mähwiesenbewirtschaftung begleitet von Entwässerung, Düngung und Reliefbegrädigung, bedeuten langfristig ein Risiko für die Art (Steiner, Trautner & Grandchamp, 2006). Nur schon alljährlich gemähte Streu- und Nasswiesen zeigen eine Habitatqualitätsverminderung und sind deshalb wenig besiedelt (Nunner, 2010).

Generell sind intensive Mäh- und Weidenutzungen, sowie unangepasste Pflgetermine während den Juvenilstadien als grosse Gefährdung einzuschätzen (Walchlin, 2012). Insekten mit mehrjähriger Larvalentwicklung, wie der Blauschillernde Feuerfalter, müssen meist nicht nur eine Mahd, sondern oft mehrere Ereignisse überleben. Aus diesem Grund sind sie sehr empfindlich gegenüber intensiven Bewirtschaftungssystemen (Rey, 2017). Gemäss Falkenhahn (2005) toleriert der Falter nur sehr extensive Weide- und Wiesennutzungen. Dennoch ist anzumerken, dass eine angepasste, rücksichtsvolle Pflege unabdingbar ist, damit die Kulturfläche längerfristig nicht grossflächig verbuscht und ihre Habitatsignung komplett verliert.

An den oben schon genannten, Übergangsmoorartigen Standorten kann meist auf eine Mahd verzichtet werden, solange gelegentlich das Gehölze und die schattenwerfende Vegetation ausgelichtet wird. Zu intensive Pflege von Mooren mit flächendeckender Mahd, Entbuschung und Auslichtung muss als Gefährdung gewertet werden (Nunner, 2010; Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2010).

In der Publikation von Steiner (2006), der aufgrund des gleichen Untersuchungsgebiets die Grundlage dieser Arbeit bildet, wurde unter anderem die Wichtigkeit der Besonnungsdauer vermerkt, da der Falterflug stark an Sonneneinstrahlung gebunden ist (Habeler & Kuzmits, 2015; Falkenhahn, 2005). Dieser Einfluss konnte aber in den Modellierungen leider nicht reproduziert werden. Die Sonnenscheindauer für eine bestimmte Fläche ist eine Funktion des Exposition und des Schattenwurfes der Umgebung (Habeler & Kuzmits, 2015). Die Exposition, deshalb als Proxy für die Sonnenscheindauer, erwies sich als schlechte Modellierungsvariable und zeigte auch beim Wilcoxon-Test keine signifikanten Unterschiede. Dennoch muss hier darauf hingewiesen werden, dass es eine ganz klare Präferenz des Falters für Südwestexpositionen (Mittelwert  $202^\circ (\pm 93^\circ)$ ) besteht. Es ergaben sich keine signifikanten Unterschiede, da die durchschnittliche Exposition des UBE-Perimeters auch um  $200^\circ$  liegt und die Kontrollpunkte damit wahrscheinlich in diesen Wertebereich gedrückt wurden.

Steiner (2006) untersuchte auch Geländeaspekte und zeigte, dass sich 53 % der Präsenznachweise in Steigungen zwischen  $3^\circ$  und  $14^\circ$  befanden, während 10 % sogar noch grössere Steigungen besiedelten. Dies entspricht den hier verwendeten Mittelwerten der 50-Meter-Reviere der Sichtungspunkte (Mittelwert  $15^\circ (\pm 5^\circ)$ ) ziemlich gut.

Die Ausgangsgrösse *Anteil Extensivflächen* erwies sich entgegen den literaturbasierten Erwartungen (Steiner, 2006) und als wenig einflussreich und zeigte in keinem Modell signifikante Effekte und vermochte keine guten Modellbeurteilungswerte zu erreichen. Einige Publikationen der letzten Jahre (Gros, 2015; Walchlin, 2012; Falkenhahn, 2005) wiesen aber explizit darauf hin, dass es sich um *sehr* extensive Bewirtschaftung handeln muss. Vielleicht ist diese Anforderung im Untersuchungsgebiet nicht gegeben, was somit den fehlenden Effekt erklären würde. Diese Ausgangsgrösse setzte sich aus extensiv bewirtschafteten Wiesen und Weiden, Streuflächen und NHG-Pflegeflächen zusammen. Hier darf meines Erachtens trotzdem nochmals auf die extremen Unterschiede der Werte zwischen Sichtungs- und Kontrollpunkten hingewiesen werden. Die Präsenzreviere wiesen durchschnittlich einen Anteil von 41 % ( $\pm 32$  %) auf, während die der Kontrollpunkte nur 12 % ( $\pm 25$  %) zeigten.

Auch die Effekte der im finalen Modell nicht miteinbezogenen Ausgangsgrössen *Anteil Nadelholzflächen* und *Anteil Moorschutzzonierung ohne Bewirtschaftung* sollten nicht einfach unkommentiert beiseitegelegt werden. Sie zeigten grosse und signifikante Unterschiede bei den Wilcoxon-Tests. Nadelwälder übernehmen spätestens ab der Laubwaldgrenze um 1000 m.ü.M. die Gehölzdominanz und sind in sauren, nährstoffärmeren Landschaften eher zu finden als Laubbäume (Brändli, 2010). Nadelholzbestände sind auch im UBE-Gebiet dominant, was Berechnungen anhand der Waldbestandgeodaten hervorbrachten. Fast die Hälfte des Perimeters sind als Waldflächen ausgewiesen, wovon 64 % mehr als 50 % Nadelholz beinhalten. Das ergibt einen Flächenanteil von 32 % Nadelholzbeständen im gesamten Biosphärengebiet. Die signifikanten Unterschiede beim Wilcoxon-Test müsste man vielleicht so erklären, dass die hohen Flächenanteile von Nadelholzbeständen ein logisches Zusammenspiel der Höhenlage und der bevorzugten Nähe zu Gehölzen des Falters sind. In einem untersuchten Gebiet in der Steiermark (Österreich) ist vielfach von nahen Fichtenbeständen die Rede, die keine Gefährdung darstellen, solange sich keine grossflächige Verschattung bildet (Habeler & Kuzmits, 2015).

Die *Moorschutzzonierung ohne Bewirtschaftung* erwiesen sich ebenfalls als präferiertes Lebensraummerkmal, obwohl sie in den Modellierungen nicht überzeugen konnte. Dies könnte damit zusammenhängen, dass unbewirtschaftete Moorränder keine Mahd oder sonstige Störungen, wie Beweidung, erfahren und der Tagfalter somit störungsfreie Bedingungen vorfindet. Die Unterschiede

zwischen den verschiedenen Bewirtschaftungstypen der Moorschutzzonen zeigten (Tabelle 3), dass *keine Bewirtschaftung* sich positiver auf das Vorkommen auswirkt als andere Moorschutzmassnahmen. Mähwiesen und andere zeitlich ungünstige Pflegemassnahmen, sowie zeitweise intensive Beweidung und andere eingreifende Methoden wie Entwässerung und Düngung können längerfristig ein Risiko für die Art bedeuten (Steiner, Trautner & Grandchamp, 2006). Dies könnte ein Grund sein, weshalb sich diese Resultate ergaben.

Doch nicht nur die untersuchten Habitatqualitätskriterien beeinflussen das Vorkommen des Schmetterlings. Der Blauschillernde Feuerfalter lebt in Metapopulationen (Falkenhahn, 2005). Auf die Fragmentierung und Isolation solcher Teilpopulationen folgt oft eine Verarmung der genetischen Diversität, was wiederum zu einer Reduktion der Fitness durch die Anhäufung schädlicher Allele führt (Reed & Frankham, 2003; Allendorf & Luikart, 2006; Gros, 2015). Habitatverlust und die damit verbundene Fragmentation der Lebensräume durch menschliche Landnutzungsänderungen sind die Hauptursachen für Biodiversitätsverlust und Aussterben (Brook, Sodhi & Bradshaw, 2008). Der bedeutende Einfluss von Habitatnetzwerken auf Schmetterlingsmetapopulationen ist schon seit geraumer Zeit bekannt (Thomas & Hanski, 1997), da sie über Dispersion, genetischen Austausch und Kolonisation entscheiden (Schtickzelle et al. 2005; Bulman et al. 2007). Dies gilt auch für den Blauschillernden Feuerfalter, dessen Präsenz nicht nur von der Habitatqualität, sondern auch von der Konnektivität oder dem Isolationsgrad der Biotope abhängt (Fischer, Beinlich & Plachter, 1999; Bauerfeind et al., 2009). Bauerfeind (2009) zeigte, dass das Vorkommen des Blauschillernden Feuerfalters von der Habitatgrösse, der Konnektivität und dem Vorkommen der Raupenfutterpflanzen abhängig ist, während alle anderen Habitatqualitätsparameter, die in dieser Arbeit im Vordergrund standen, nur von untergeordneter Bedeutung sind. Aus diesem Grund ist das Habitatnetzwerk für die wenig mobile Art entscheidend, wobei die Habitatqualität natürlich erhalten werden muss. Isolierte Populationen sind gefährdeter als gut verbundene (Fischer, Beinlich & Plachter, 1999). Bereits Distanzen über 1 Kilometer zwischen passenden Habitaten können für kleine, sesshafte Schmetterlingsarten als unüberwindbare Barrieren wirken (Thomas & Harrison, 1992). Solche Distanzen zwischen Sichtungspunkten sind auch im Perimeter der UBE erkennbar. In Westerwald (Deutschland) betrug 1994 die durchschnittliche Distanz zwischen zwei Vorkommen 598 ( $\pm$  405) Meter, während die durchschnittliche Grösse der Habitate 1.98 ( $\pm$  2.9) Hektaren erreichte. Eine erneute Begehung im Jahr 2004 zeigte Distanzen von 261 ( $\pm$  26) Meter und Habitatgrösse von 0.75 ( $\pm$  0.15) Hektaren (Fischer, Beinlich & Plachter, 1999; Bauerfeind, Theisen & Fischer, 2009). Das schwache Dispersionsverhalten der wenig mobilen Art wurde durch *Mark-Release-Recapture*-Versuche (MRR) belegt, wobei Männchen maximal 335 Meter und Weibchen 522 Meter zurücklegten (Chuluunbaatar, Barua & Muehlenberg, 2009; Fischer, Beinlich & Plachter, 1999; Turlure et al., 2009). Anzumerken ist hierbei, dass MMR-Versuche die wahren Distanzen immer unterschätzen (Schneider, Dover & Fry, 2003), da grosses Dispersionsverhalten auch für Arten möglich ist, die man bisher unterschätzt hat (Zimmermann et al., 2011). Es konnte auch für die untersuchte Falterart mittels genetischer Untersuchungen und Kolonisationsnachweise gezeigt werden, dass lineare Strukturen, wie Waldränder, die Ausbreitung fördern (Turlure et al., 2009; Bachelard & Descimon, 1999; Fischer, Beinlich & Plachter, 1999; Finger et al., 2009). Auch fungieren lichte Wälder, wie weiter oben beschrieben, nicht gezwungenermassen als Ausbreitungsbarrieren (Fischer, Beinlich & Plachter, 1999). Basierend auf der Metapopulationstheorie und anhand durchgeführter *Minimum-Viable-Metapopulation*- und *Minimum-Amount-of-Suitable-Habitat*-Analysen wurde gezeigt, dass 15 bis 20 gut verbundene Vorkommen für ein langfristiges Überleben benötigt werden (Hanski, Moilanen & Gyllenberg, 1996; Ray et al., 1997; Thomas & Hanski, 1997) mit jeweils mindestens 0.3 Hektaren Fläche (Goffart et al., 2014). Settele & Reinhardt (1999) gingen noch einen Schritt weiter und postulierten, dass eine Biotopgrösse von mindestens 4 Hektaren für eine überlebensfähige Population notwendig ist. Anhand dieser Forschungsergebnisse sollte die Förderung der Vernetzung und gleichzeitige Stabilisierung der besiedelten Biotope auch im Untersuchungsgebiet der UBE eine zeitnahe Umsetzung erleben. Besonders, da einige weitere schützenswerte Arten im Untersuchungsgebiet, die gleichen Gebiete besiedeln und ähnliche Vernetzungsschwerpunkte besitzen (Frei, 2017). Dazu gehören der Schwarzfleckige Ameisenbläuling (*Maculinea arion*), die Arktische Smaragdlibelle (*Somatochlora arctica*), der Sumpfgrashüpfer (*Pseudochorthippus montanus*) und das Haselhuhn (*Bonasa bonasia*).

Die Vernetzung der verschiedenen, weiter entfernten Populationen, beispielsweise des Regionalen Naturparks Gantrisch oder dem Jura, gilt als umstritten (Birrner, 2020), da diese seit unbekannter Zeit keinen genetischen Fluss mehr erlebt haben (Habel et al., 2010, 2011).

Um eine noch akkuratere Modellierung der Habitatansprüche des Blauschillernden Feuerfalters erstellen zu können, bedarf es gewissen, wenn auch kleinen, Fortschritten. Um die Vegetations- und Reliefstrukturen noch besser quantifizieren zu können, braucht es besser aufgelöste, verfügbare DOM (Digitale Oberflächenmodelle) und DGM (Digitale Geländemodelle). Mit solchen Satelliten- oder Airbornedaten lassen sich Heterogenitäten in Vegetations- und Geländestrukturen noch viel besser erkennen, als es mit Raster (25 x 25 m-Auflösung) möglich wäre. Generell waren einige der benutzten Geodatenätze schon etwas veraltet und somit vielleicht überhaupt nicht mehr der Realität entsprechend. Doch auch die Aktualität der Präsenzdaten ist zu hinterfragen, da doch schon einige vor 2010 erhoben wurden. Zudem fehlten, wie noch bei vielen ökologischen Modellierungen, richtige Absenzdaten. Einer der Hauptansprüche des Blauschillernden Feuerfalters jedoch, ist das Vorkommen seiner hiesig exklusiven Raupenfutterpflanze (Koch, 1993), dem Wiesenknöterich. Ohne sein Vorkommen in erreichbarer Distanz können die restlichen untersuchten Habitatparameter noch so passend sein, es wird keine Falterpräsenz möglich sein (Bauerfeind, Theisen & Fischer, 2009). Auch hierzu gibt es weder Geodaten, noch irgendwelche verfügbare Proxydaten, die man anstelle verwenden könnte. Diese Lücke könnte durch weitere Präsenz-/Absenz-Untersuchungen mit gleichzeitiger Aufnahme des Wiesenknöterich-Vorkommens geschlossen werden. Dennoch wurde hier davon ausgegangen, dass der Wiesenknöterich im untersuchten Gebiet ein *flächendeckendes* Vorkommen zeigt, da er eine sehr häufige Art bei ausreichender Stickstoffverfügbarkeit und Bodenfeuchte darstellt (Habeler & Kuzmits, 2015; Landolt et al., 2010).

Eine weitere Wissenslücke im untersuchten Gebiet besteht bezüglich der Habitatnetzwerke und Konnektivität der Metapopulationen. Laut einer Publikation über die Effekte von Habitatqualität, Reviergrösse und Isolation auf das Vorkommen des Schmetterlings, spielt Habitatqualität alleine, besonders bei sesshaften Arten, eine untergeordnete Rolle als Erklärung für sein Vorkommen (Hanski, 1994, 2001; Bauerfeind, Theisen & Fischer, 2009). Umso wichtiger scheinen die Einflüsse der Reviergrösse und der Konnektivität zu anderen Kolonien, sowie der Metapopulationsdynamiken im Kontext der regionalen Landschaft (Bauerfeind, Theisen & Fischer, 2009). Dies stellt in Frage, ob die Arterhaltungsbemühungen durch Erhaltung der Habitatqualität oder in der Habitatvernetzung effektiver eingesetzt werden können. Es scheint jedoch, dass ein *Trade-off* eingegangen werden muss, andernfalls wird das Vorhaben mit grosser Wahrscheinlichkeit scheitern.

## 5 Schlussfolgerungen

Das optimale Habitat des Blauschillernden Feuerfalters besteht also aus einem heterogenen Mosaik aus krautigen und hölzernen Vegetationen an der Schnittstelle zwischen offenen, feuchten, maximal extensiv bewirtschafteten Grünflächen und Waldflächen, geprägt durch verschiedene ökologische Sukzessionsstadien (Nunner, 2006; Theissen, 2014; Rey, 2017; Gros, 2015). Diese stark inhomogenen Vegetationsstrukturen werden durch eine kleinräumige Abwechslung tief- und hochwachsender Bereiche, also verschiedener Alters- und Sukzessionsstufen, erreicht (Steiner, Trautner & Grandchamp, 2006). Weitere wichtige Lebensraumelemente sind dabei das Wirtspflanzenvorkommen, möglichst viele sonnige Stellen in der Nähe zu feuchten Standorten wie Bächen oder Mooregebieten, die von windschützenden Strukturen umgeben, aber nicht begrenzt sind (Theissen, 2014). Das optimale Verhältnis zwischen freiem Flugraum und dem bevorzugtem Eiablageplatz in den Randbereichen wird durch die Verzahnung der Vegetationsstruktur herbeigeführt (Habeler & Kuzmits, 2015). Um eine solche Struktur zu erreichen, sollte der Übergang zwischen Gehölz und Offenland buchtig verlaufen, wodurch eine maximale Länge der Schnittstelle erreicht wird (Rey, 2017). Auf brachgefallenen Feucht- und Nasswiesen sollten die Pflanzenverbände Sumpfdotterblumenwiese (*Calthion*), Pfeifengrasstreuwiese (*Molinion*) oder nasse Hochstaudenflure (*Filipendulion*) gefördert, erhalten und gepflegt werden (Nunner, 2006; Ebert & Rennwald, 1991; Fischer, Beinlich & Plachter, 1999; Drews & Fechner, 1996). Da es sich beim Blauschillernden Feuerfalter um eine stenöke Art handelt, müssen seine bevorzugten Vegetationstypen und -strukturen geschützt und seine Sensibilität auf Nutzungs- und Bewirtschaftungsformen berücksichtigt werden (Rey, 2017). Aufgrund dieser Ansprüche an seinen Lebensraum fungiert der Falter als Zeigerart für sein charakteristisches Biotop und indiziert dessen Qualität. Der Blauschillernde Feuerfalter kann deshalb als Bioindikator von Moor- und anderen Feuchtgebieten, Krautsaumgesellschaften, Busch-, Hecken- und Feldgehölzgesellschaften, sowie naturnaher Waldränder und -lichtungen und sogar lichter Wälder angesehen werden (Rey, 2017). Denn auch andere Arten profitieren von der Erhaltung oder Verbesserung der Habitatqualität sowie den Vernetzungsbemühungen (Goffart *et al.*, 2014; Goffart, Schtickzelle & Turlure, 2010; Humbert *et al.*, 2012). Im Untersuchungsgebiet ist, wie in anderen Vorkommen, von einem als Metapopulation strukturierten Vorkommen mit zahlreichen Lebensstätten auszugehen. (Steiner, Trautner & Grandchamp, 2006). Die Restoration der ökologischen Netzwerke sind für die Erhaltung solcher Populationsstrukturen unabdingbar (Thomas & Hanski, 1997; Ray *et al.*, 1997; Ongman, Jongman and Pungetti, 2004). Dafür müssen Trittsteinbiotope und Vernetzungskorridore zwischen den Vorkommen erschaffen und gepflegt werden (Baguette *et al.*, 2013). Die Isolation der Kolonien wird sich längerfristig in der Verarmung der genetischen Diversität widerspiegeln, welche zu einer Reduktion der Fitness durch schädliche Allele führen wird (Allendorf & Luikart 2006; Reed & Frankham, 2003; Gros, 2015). Diese latente Gefährdung in einem vielleicht noch etwas entfernten Zeitrahmen, bleibt bestehen solange die erhaltenen Teilpopulationen nicht miteinander verbunden werden. Für ein stabiles, langfristiges Vorkommen werden 15 bis 20 gut verbundene Vorkommen benötigt (Hanski & Thomas, 1994, 1997; Hanski, Moilanen & Gyllenberg, 1996; Ray *et al.*, 1997) mit jeweils mindestens 0.3 Hektaren Fläche (Goffart *et al.*, 2014). Dies ist eine minimale Schätzung des Flächenanspruches, denn Settele & Reinhardt postulierten im Jahr 1999, dass eine Flächengröße von mindestens 4 Hektaren für eine längerfristig überlebensfähige Population notwendig ist. Diese Vernetzung der zureichend grossen Lebensstätten kann durch die Entwicklung sonniger, blütenreicher Saumvegetationsstrukturen entlang Waldrändern und im Offenland entlang Entwässerungsgräben mit einzelnen windschützenden Gehölzen flankierte Säume gefördert werden (Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2010; Stäubli, 2020). Dichte Aufforstungen und Gehölzflächen, die als Ausbreitungsbarrieren fungieren, sollten mehr oder weniger stark ausgelichtet werden, um der Verinselung, Schrumpfung und Verengung der Habitate entgegenzuwirken. Dabei wird das problematisch geringe Ausbreitungsvermögen des Tagfalters kompensiert, vor allem im reinen Offenland (Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2010; Stäubli, 2020). Um das Vorkommen des Falters, und somit anderer Arten, im untersuchten Gebiet zu schützen, bedarf es Massnahmen zur Stabilisierung der bereits bestehenden Populationen, aber auch Verbesserung der Metapopulationsstrukturen und Neuansiedlungen und darauffolgender Etablierung von neuen Kolonien (Falkenhahn, 2005). Diese dringend benötigten Vernetzungsmöglichkeiten wurden anhand der Modellierung der potenziellen Habitate dargelegt. Die besten Verbindungspunkte zwischen den Populationen befinden sich im Raum Sörenberg, Glaubenberg, Hochwald, Schimbrig und Schrattenfluh (siehe Kapitel 3.4).

Ablagerungen von Schnitt- und Mähgut an geeigneten Standorten (Stäubli, 2020; Nunner, 2010) sollten vermieden werden, damit keine Nährstoffanreicherung und damit verbundenes Aufkommen von beeinträchtigenden Pflanzen (Brennnesseln, Himbeer, usw.) erfolgt (Nunner, 2010). Solche Pflanzen sollten im Falle eines Auftretens durch gezielte Mahd oder Gehölzschnitt zurückgedrängt werden (Nunner, 2010). Auch zu vermeiden ist eine zu intensive Pflege von Mooregebieten bezüglich Mahd, Auslichtung und Entbuschung der Vegetation (Nunner, 2010). Dennoch sollte die mosaikartige, aber nicht flächendeckende Offenhaltung der Lebensräume durch ein angepasstes Pflegeregime, wie beispielsweise eine Rotationsbrache, Streifen-, Insel- oder Mosaikmahd (Nunner, 2010; Walchlin, 2012; Falkenhahn, 2005) erreicht werden. Generell kann die Pflegemahd nicht für den ganzen Landschaftskontext verallgemeinert werden und sollte deshalb dem lokalen Nährstoffreichtum angepasst werden. In der Regel sollte maximal einmal jährlich, an stark eutrophierten Standorten zweimalig gemäht werden. Eine alternierende Mahd (Goffart et al., 2014; Gros, 2015; Walchlin, 2012) von Teilflächen zeigte die schonendsten und somit besten Resultate. Dabei sollte die Mahd möglichst nach der Verpuppung in der Streuschicht, also im Spätsommer oder Herbst, erfolgen, damit keine Raupen und jüngere Juvenilstadien Schaden nehmen (Gros, 2015). Der lokal schonendste Mahdtermin sollte anhand einer Begutachtung durch einen Entomologen bestimmt werden (Walchlin, 2012). Das Mähgut sollte danach für einige Tage auf den Flächen liegen gelassen werden, damit sich verspätete Larven noch verpuppen und andere Insekten und Wiesenbewohner verkriechen können (Walchlin, 2012). Dadurch kann ein kleinräumiges Mosaik aus verschiedenen Sukzessionsstadien geschaffen werden, bestehend aus offenen Flächen, Gebüsch, Stauden, Jungwuchs und vereinzelt, älteren Bäumen, ohne dass zu viele verschattete Bereiche entstehen.

In bewirtschafteten Gebieten genügen meist schon schmale Wiesenstreifen oder bachbegleitende Uferstreifen geschützt durch Waldränder. Deren vernetzende Auswirkungen sollten nicht unterschätzt werden (Falkenhahn, 2005). Arten mit mehrjähriger Larvalentwicklung, wie der Blauschillernde Feuerfalter, müssen nicht nur eine Mahd, sondern oft Mahden überleben. Infolgedessen sind sie sehr empfindlich gegenüber intensiven Bewirtschaftungssystemen (Rey, 2017), weshalb extensive oder sogar sehr unregelmässig bewirtschaftete Flächen geeignet sind, solange durch punktuelle Eingriffe die Qualität erhalten wird (Stäubli, 2020).

Steiner betonte in seinem Bericht von 2006, dass Wälder als Habitate nur stichprobenhaft berücksichtigt wurden. Er forderte ergänzende Untersuchungen bezüglich lichter Waldbereiche zur Klärung der Qualität als Habitat. Die Wichtigkeit von Lebensräumen in und um den Wald wurde seither mehrfach gezeigt (Nunner, 2006; Habeler & Kuzmits, 2015). Die Erschaffung und Erhaltung plenterartig gepflegter Moorwälder (Nunner, 2010) oder Galeriewälder entlang Bachläufen (Habeler & Kuzmits, 2015) sollten in der UBE auch in Betracht gezogen werden, da sich solche Habitate als wertvoll erwiesen. Die Wichtigkeit von Bachläufen als Habitatelement, die Stäubli (2020) gezeigt hatte, unterstreichen die Möglichkeit, diese Vorkommen sogar noch zu verbessern. Auch in den Übergangsbereichen von Wäldern und Offenflächen sind die windschützenden Gehölzbestände so zu pflegen, dass sie eine Höhe von 5 bis 7 Meter nicht überragen. Diese ungefähr der Altersstruktur von Jungwuchs und Dickung entsprechende Vegetation kann durch plenterartige Entnahme einzelner, diese Höhe überragenden Bäume und Sträucher im Optimalbereich gehalten werden. Damit soll eine möglichst hohe Altersstrukturierung der Gehölzstreifen, ähnlich der Struktur eines Plenterwaldes, erreicht werden (Gros, 2015).

Meines Erachtens ist die Pflege, die gezielte Entnahme und das vorausschauende Stehenlassen von Gehölzen einer der Schlüsselaspekte der Erhaltung dieser Falterart. Die Gratwanderung zwischen stellenweisen Auslichtungen und Überlassen natürlicher Prozesse, wie Sukzession oder Verjüngung, ist von entscheidender Bedeutung. Es ist deshalb empfehlenswert, dass Fachpersonen mit grossen Wissen über die Habitatansprüche dieser Art bei den Pflegemassnahmen Einfluss nehmen können (Stäubli, 2020). Entlang Bächen in Galeriewäldern sollten ältere Bäume entfernt werden, bevor der Unterwuchs durch Verschattung zu sehr verarmt (Habeler & Kuzmits, 2015). In diesen Habitaten sollten alle 3 bis 5 Jahre Auslichtungen stattfinden (Habeler & Kuzmits, 2015). Auch hier sollte unbedingt darauf geachtet werden, dass kein Astmaterial und andere Abfälle liegenbleiben. Genauso sollte, wie üblich bei plenterartigen Entnahmen, eine möglichst schonende Methode gewählt werden, ohne den nassen Boden zu verdichten und andere Vegetation zu zerstören (Habeler & Kuzmits, 2015). Damit wird erreicht, dass dieses einzigartige Biotop entlang des Baches auf maximalen, nicht abgetrennten Längen ent- oder bestehen kann (Habeler & Kuzmits, 2015).

Des Weiteren sind Einzelgehölze, die inmitten der Lebensstätte wachsen wichtiger als randliche, begrenzende Gehölze, da dort die meisten Eiablagen stattfinden. Die Entnahme solcher Gehölze sollten möglichst vermieden werden, solange diese nicht überhandnehmen (Falkenhahn, 2005) oder andere Beeinträchtigungen verursachen. Aufforstungen, besser gesagt Neupflanzungen, sollten *nur* in dringlichen Situationen betrieben werden, wenn auf sonst optimalen Wiesen randliche, verzahnende und windschützende Gehölze fehlen (Stäubli, 2020) und die natürliche Sukzession zu viel Zeit in Anspruch nehmen würde. Dadurch kann die Habitatqualität einer Fläche stark erhöht werden.

Aufgrund des Klimawandels schreitet eine Verschiebung des Ausbreitungsgebiets dieser kalt-angepassten Art vom Tiefland in höhere Lagen fort (Habel *et al.*, 2010, 2011). Die damit verbundene, beinahe unaufhaltsame Abnahme des Lebensraums verdeutlicht die dringliche Lage, die noch bestehenden Lebensräume zu schützen, angepasst zu pflegen, zu vernetzen und sogar auszuweiten. Damit dies möglich ist, bedarf es weiterer Untersuchungen und Massnahmen. Das Wissen über die Autökologie und Sensibilität der Art kann durch *die Massnahmen begleitende* Untersuchungen, im Sinne von *learning by doing*, vertieft werden. Auch sind mittelfristig erste Resultate dank Erfolgskontrollen bezüglich den Vernetzungsbemühungen zu erwarten. Vielleicht sind diese sogar begleitet von genetischen Analysen vor und nach Erschaffung solcher Vernetzungskorridore. Genauso sind aber auch Analysen und Modellierungen der Habitate mittels geographischen Informationssystemen noch zu verbessern. Dafür wären weitere, genauere und Geodaten, wie digitale Oberflächenmodelle, aktuelle Waldflächen- oder Bewirtschaftungskartierungen, von grossem Wert. Zudem könnten bei weiteren Feldbegehungen zusätzlich auch Absenzdaten, sowie Wiesenknöterichbestände und andere Vegetationsstrukturen kartiert werden. Bei weiteren Modellierungen könnte als neue zu untersuchende Ausgangsgrösse die Länge der Schnittstelle zwischen Wald- und Offenflächen, als Stellvertreter für Verzahnung, betrachtet werden. Auch sollten dabei Vernetzungsparameter, also die Distanz zwischen Vorkommen, miteinbezogen werden.

## 6 Danksagung

An dieser Stelle bedanke ich mich bei meinen Betreuern Florian Knaus und Fabian Fopp. Florian Knaus hat mich während dem gesamten Arbeitsprozess mit seinen fachlichen und praxisbezogenen Inputs in die richtige Richtung gelotst, gleichzeitig aber auch mein Interesse und meinen Willen angeregt und hochgehalten. Fabian Fopp konnte mit seinem Fachwissen in Datenanalyse mein Verständnis diesbezüglich erweitern und war während den Modellierungen eine grosse Hilfe. Genauso danke ich Eva Frei, die mir die Datensätze zur Verfügung gestellt und die dringenden Wissenslücken aufgezeigt hat.

Auch nicht vergessen möchte ich all diejenigen, die in diesem Bereich grosse Vorarbeit geleistet haben und diese Arbeit überhaupt erst ermöglicht haben. Ein letzter Dank geht an alle, die sich für das Wohl der uns alle umgebenden Umwelt einsetzen und ihren Beitrag leisten, dass auch kommende Generationen noch die Fülle und Diversität an Lebensformen dieser Erde erleben können. Ich bin sicher, dass es einen Weg gibt, der die Ansprüche des Menschen, aber auch der Natur einen kann, ohne dass der Schaden auf einer Seite überwiegt.

## 7 Literaturverzeichnis

- Allendorf F. W. & G. Luikart (2006) 'Conservation and the genetics of populations', – Blackwell Publishing, Oxford, UK: 1-642.
- Bachelard P. & H. Descimon (1999) 'Lycaena helle (Denis & Schiffermüller, 1775) dans le Massif Central (France): une analyse écogéographique (Lepidoptera: Lycaenidae)', – Linneana Belgica 17: 23-41.
- Baguette M. et al. (2013) 'Individual dispersal, landscape connectivity and ecological networks', Biological Reviews. doi: 10.1111/brv.12000.
- Bauerfeind S. S., Theisen A. and 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(3), pp. 271–277. doi: 10.1007/s10841-008-9166-1.
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (2010) 'Merkblatt Artenschutz 32: Blauschillernder Feuerfalter - Lycaena helle'
- Birrer S. (2020) 'mündliche Information via Telefon', Projektleiter des Monitorings des Blauschillernden Feuerfalters im Naturpark Gantrisch (seit 2018)
- Bourn N., Ellis S. and Bulman C. (2012) 'Landscape-scale conservation for butterflies and moths: Lessons from the UK', Ecos.
- Brändli U.-B. (Red.) (2010) 'Schweizerisches Landesforstinventar. Ergebnisse der dritten Erhebung 2004–2006, Birmensdorf'
- Brook B. W., Sodhi N. S. and Bradshaw C. J. A. (2008) 'Synergies among extinction drivers under global change', Trends in Ecology and Evolution. doi: 10.1016/j.tree.2008.03.011.
- Bulman C. R. et al. (2007) 'Minimum viable metapopulation size, extinction debt, and the conservation of a declining species', Ecological Applications. doi: 10.1890/06-1032.1.
- Bundesamt für Naturschutz (2020) 'Artenschutzbestimmungen der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie', Abgerufen am 10. November 2020 auf <https://www.bfn.de/themen/artenschutz/regelungen/ffh-richtlinie.html>
- Bundesamt für Naturschutz (2020) 'Blauschillernder Feuerfalter (Lycaena helle)', abgerufen am 10. November 2020 auf <https://ffh-anhang4.bfn.de/arten-anhang-iv-ffh-richtlinie/schmetterlinge/blauschillernder-feuerfalter-lycaena-helle.html>
- Burga C., Klötzli F. und Grabherr G. (Hrsg.) 'Gebirge der Erde – Landschaft, Klima, Pflanzenwelt', Ulmer, Stuttgart 2004, ISBN 3-8001-4165-5
- Chuluunbaatar G., Barua K. K. and Muehlenberg M. (2009) 'Habitat association and movement patterns of the violet copper (Lycaena helle) in the natural landscape of West Khentey in Northern Mongolia', Journal of Entomology and Nematology.
- Dennis R. L. H. (2012) A Resource-Based Habitat View for Conservation: Butterflies in the British Landscape, A Resource-Based Habitat View for Conservation: Butterflies in the British Landscape. doi: 10.1002/9781444315257.
- Dennis R. L. H., Shreeve T. G. and Van Dyck H. (2003) 'Towards a functional resource-based concept for habitat: A butterfly biology viewpoint', Oikos. doi: 10.1034/j.1600-0579.2003.12492.x.
- Dennis R. L. H., Shreeve T. G. and Van Dyck H. (2006) 'Habitats and resources: The need for a resource-based definition to conserve butterflies', in Biodiversity and Conservation. doi: 10.1007/s10531-005-4314-3.
- Döring N. and Bortz J. (2016) 'Forschungsstand und theoretischer Hintergrund', in. doi: 10.1007/978-3-642-41089-5\_6.
- Drews M. & S. Fechner (1996) 'Beziehungen zwischen Vegetation und den Tagfalterarten Blauschillernder Feuerfalter (Lycaena helle, Denis & Schiffermüller 1775) und Rändring-Perlmutterfalter (Procllossiana eunomia, Esper 1799) im Nonnenbachtal bei Blankenheim (Eifel)', – Dipl.- Arb. Inst. f. Landwirtschaftliche Botanik, Univ. Bonn.
- Ebert G. & E. Rennwald (1993) 'Die Schmetterlinge Baden- Württembergs', Band 2. Tagfalter II. – Eugen Ulmer GmbH & Co Verlag, Stuttgart: 1-535.
- Falkenhahn H.-J. (1995) 'Der Blauschillernde Feuerfalter in der hessischen Westerwaldgemarkung Breitscheid-Rabenscheid (Lahn-Dill-Kreis)', – Gutachten im Auftrag des Regierungspräsidiums Gießen.
- Falkenhahn H.-J. (2005) 'Artensteckbrief Blauschillernder Feuerfalter (Lycaena helle) in Hessen (Lepidoptera: Papilionoidea: Lycaenidae) Anhang-II-Art der FFH-Richtlinie der EU'
- Field A. (2013) Discovering statistics using IBM SPSS statistics, Statistics.
- Finger A. et al. (2009) 'The genetic status of the violet copper Lycaena helle - A relict of the cold past in times of global warming', Ecography. doi: 10.1111/j.1600-0587.2008.05766.x.
- Fischer K. (1995) 'Blauschillernder Feuerfalter (Lycaena helle Denis & Schiffermüller 1775)', - In: Fische, K. & Kunz, M.: Grünland-Leitarten des Westerwaldes. – Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz. 205 S. + Anhänge und Karten.
- Fischer K. (1996) 'Populationsstruktur, Mobilität und Habitatpräferenzen des Blauschillernden Feuerfalters Lycaena helle DENIS & SCHIFFERMÜLLER, 1775 (Lepidoptera: Lycaenidae) in Westdeutschland', - Diplomarbeit der Philipps-Universität Marburg, unveröffentlicht, 116 S. + Anhang.
- Fischer K. (1998) 'Zu Fekundität, Fertilität und Präimaginalbiologie des Blauschillernden Feuerfalters Lycaena helle (Lepidoptera: Lycaenidae)', – Verh. Westd. Entom. Tag 1997: 167-176

- Fischer K., Beinlich B. and Plachter H. (1999) 'Population structure, mobility and habitat preferences of the violet copper *Lycaena helle* (Lepidoptera: Lycaenidae) in Western Germany: implications for conservation', *Journal of Insect Conservation*, 3(1), pp. 43–52. doi: 10.1023/A:1009630506216.
- Frei E. (2017) 'Habitat- und Vernetzungsanalysen', UNESCO Biosphäre Entlebuch, unveröff.
- Goffart P. et al. (2014a) 'Restoration and management of habitat networks for *Lycaena helle* in Belgium', *Jewels In The Mist: A synopsis on the highly endangered butterfly species the Violet Copper butterfly, Lycaena helle*, (May), pp. 197–216.
- Goffart P. et al. (2014b) 'Restoration and management of habitat networks for *Lycaena helle* in Belgium', *Jewels In The Mist: A synopsis on the highly endangered butterfly species the Violet Copper butterfly, Lycaena helle*.
- Goffart P., Schtickzelle N. and Turlure C. (2010) 'Conservation and management of the habitats of two relict butterflies in the Belgian Ardenne: *Proclissiana eunomia* and *Lycaena helle*', in *Relict Species: Phylogeography and Conservation Biology*. doi: 10.1007/978-3-540-92160-8\_21.
- Gonseth Y. (1987) 'Verbreitungsatlas der Tagfalter der Schweiz (Lepidoptera Rhopalocera) mit Roter Liste', – *Documenta Faunistica Helvetiae* 6: 1–242
- Gros P. (2014) 'Bewertung des Erhaltungszustands des Blauschillernden Feuerfalters (FFH-Richtlinie, Anhänge II & IV) im GLT Mooshamer Moor (Salzburg, Lungau)', Unveröffentlichter Bericht im Auftrag des Amtes der Salzburger Landesregierung, Referat 13/02, 19 pp.
- Gros P. (2015) 'Die Gefährdungssituation des Blauschillernden Feuerfalters *Lycaena helle*, einer Art der Anhänge II & IV der FFH-Richtlinie, im Bundesland Salzburg, Österreich: Erste Ergebnisse (Lepidoptera: Lycaenidae)'
- Habel J. C. et al. (2010) 'Population genetics and ecological niche modelling reveal high fragmentation and potential future extinction of the endangered relict butterfly *Lycaena helle*', in *Relict Species: Phylogeography and Conservation Biology*. doi: 10.1007/978-3-540-92160-8\_25.
- Habel J. C. et al. (2011) 'Global warming will affect the genetic diversity and uniqueness of *Lycaena helle* populations', *Global Change Biology*. doi: 10.1111/j.1365-2486.2010.02233.x.
- Habeler H. & Kuzmits L. (2015) 'Kartierung von *Lycaena helle* (Blauschillernder Feuerfalter) in der Steiermark 2014 – 2015', – Im Auftrag der Steiermärkischen Landesregierung Abteilung Naturschutz
- Hanley J. A. and McNeil B. J. (1982) 'The meaning and use of the area under a receiver operating characteristic (ROC) curve', *Radiology*. doi: 10.1148/radiology.143.1.7063747.
- Hannah L., Lovejoy T. and Schneider S. (2005) 'Biodiversity and climate change in context', in *Climate change and biodiversity*.
- Hanski I. (1994) 'Patch-occupancy dynamics in fragmented landscapes', *Trends Ecol Evol* 9:131–135
- Hanski I. (1994) 'Patch-occupancy dynamics in fragmented landscapes', *Trends in Ecology and Evolution*. doi: 10.1016/0169-5347(94)90177-5.
- Hanski I. (1997) 'Metapopulation dynamics: from concepts and observations to predictive models'
- Hanski I. (1998) 'Metapopulation ecology', Oxford University Press, Oxford
- Hanski I. (2001) 'Spatially realistic theory of metapopulation ecology', *Naturwissenschaften* 88:372–381
- Hanski I. (2001) 'Spatially realistic theory of metapopulation ecology', *Naturwissenschaften*. doi: 10.1007/s001140100246.
- Hanski I. and Thomas C. D. (1994) 'Metapopulation dynamics and conservation: A spatially explicit model applied to butterflies', *Biological Conservation*. doi: 10.1016/0006-3207(94)90348-4.
- Hanski I., Moilanen A. and Gyllenberg M. (1996) 'Minimum viable metapopulation size', *American Naturalist*. doi: 10.1086/285864.
- Hanski, I., Kuussaari, M. and Nieminen, M. (1994) 'Metapopulation and migration in the butterfly *Melitaea cinxia*', *Ecology* 75 (3), 747–762.
- Hanski I., Pakkala, T., Kuussaari, M. and Lei, G. (1995) 'Metapopulation persistence of an endangered butterfly in a fragmented landscape', *Oikos* 72, 21–28.
- Henriksen HJ, Kreutzler IB (1982) 'The Butterflies of Scandinavia in Nature', Skandinavisk Bogforlag, Odensee, Denmark: 215 pp.
- Hosmer D. W., Lemeshow S. and Sturdivant R. X. (2013) *Applied Logistic Regression: Third Edition*, Applied Logistic Regression: Third Edition. doi: 10.1002/9781118548387.
- Humbert J. Y. et al. (2012) 'Does delaying the first mowing date benefit biodiversity in meadowland?', *Environmental Evidence*. doi: 10.1186/2047-2382-1-9.
- Kiser K. (1987) 'Tagaktive Grossschmetterlinge als Bioindikatoren für landwirtschaftliche Nutzflächen der Zentralschweizer Voralpen. Eine ökologisch-faunistische Erhebung im Sarneraa-Tal, Kanton Obwalden, Schweiz, 1981-1985 (Lepidoptera: Diurna und heliophile Macroheterocera)', – *Entomologische Berichte Luzern, Supplement 1987*: 1–138.
- Koch F. (1993) 'Ebert G. (Hrsg.) & Rennwald E.: Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 1: Tagfalter 1. – 552 S., 354 Farbbabb. Leinen. Preis: 49,- DM', *Deutsche Entomologische Zeitschrift*. doi: 10.1002/mmnd.4800400224.

- Konvicka M., Fric Z. and Benes J. (2006) 'Butterfly extinctions in European states: Do socioeconomic conditions matter more than physical geography?', *Global Ecology and Biogeography*. doi: 10.1111/j.1466-822X.2006.00188.x.
- Landolt E., Bäumler B., Erhardt A., Hegg O., Klözl F., Lämmli W., Nobis M., Rudmann-Maurer K., Schweingruber F. H., Theurillat J., Urmi E., Vust M. & Wohlgemuth T. (2010) '*Flora indicativa*. Ökologische Zeigerwerte und biologische Kennzeichen zur Flora der Schweiz und der Alpen', 1. Auflage. Haupt Verlag, ISBN 978-3-258-07461-0, S. 1-378 (zahlreiche Tabellen).
- Maes D. and Van Dyck H. (2001) 'Butterfly diversity loss in Flanders (north Belgium): Europe's worst case scenario?', *Biological Conservation*. doi: 10.1016/S0006-3207(00)00182-8.
- Maes D. et al. (2010) 'Predicted insect diversity declines under climate change in an already impoverished region', *Journal of Insect Conservation*. doi: 10.1007/s10841-010-9277-3.
- Nunner A. (1995) 'Zur Autökologie von *Boloria eunomia* (Esper 1799) und *Lycaena helle* ([Denis & Schiffermüller]1775) (Lepidoptera: Rhopalocera) im bayerischen Alpenvorland', – Universität Tübingen (Diplomarbeit): 157 S.
- Nunner A. (2006) 'Zur Verbreitung, Bestandessituation und Habitatanbindung des Blauschillernden Feuerfalters (*Lycaena helle*) in Bayern', In: Fartmann T. & Hermann G. (Hrsg.) (2006): Larvalökologie von Tagfaltern und Widderchen in Mitteleuropa. – Abhandlung aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde 68 (3/4): 153-170
- Nunner A. (2010) 'Merkblatt Artenschutz 32: Blauschillernder Feuerfalter - *Lycaena helle*', Hrsg: Bayerisches Landesamt für Umwelt
- Nunner A. (2013) 'Blauschillernder Feuerfalter *Lycaena helle* ([Denis und Schiffermüller], 1775)', In Bräu, M., Bolz, R., Kolbeck, H., Nunner, A., Voith J. & Wolf, W. 'Tagfalter in Bayern', Stuttgart, Ulmer, 188-192.
- Ongman R. H. G., Jongman R. and Pungetti G. (2004) 'Ecological Networks and Greenways Concept, Design, Implementation', Cambridge University Press.
- Pecháčková S., Haincova V., Münzbergova Herben T., Krahulec F. (2010) 'Restoration of speciesrich, nutrient-limited mountain grassland by mowing and fertilization', *Restoration Ecology* 18 S1: 166–174.
- Porter K. and Ellis S. (2011) 'Securing viable metapopulations of the Marsh Fritillary butterfly, *Euphydryas aurinia*, (Lepidoptera: Nymphalidae) in Northern England', *Journal of Insect Conservation*. doi: 10.1007/s10841-010-9328-9.
- Prévosto B., Kuiters L., Bernhardt-Römermann M., Dölle M., Schmidt W., Hoffmann M., Van Uytwanck J., Böhner A., Kreiner D., Stadler J., Klotz S., Brandl R. (2011) 'Impacts of land abandonment on vegetation: successional pathways in European habitats', *Folia Geobotanica* 46: 303–325.
- ProNatura (2004) 'Tagfalter Ziel- und Leitarten, Planungshilfe für Vernetzungsprojekte und Landschaftsentwicklungskonzepte im landwirtschaftlichen Kulturland', Beiträge zum Naturschutz in der Schweiz Nr. 27/2004, ISSN 1421-5527
- R. Delarze, Y. Gonseth, S. Eggenberg, und M. Vust, Lebensräume der Schweiz: Ökologie - Gefährdung - Kennarten, 3., vollständig überarbeitete Auflage. Bern: Ott der Sachbuchverlag, 2015
- Ray C. et al. (1997) 'Metapopulation Biology: Ecology, Genetics, and Evolution.', *Ecology*. doi: 10.2307/2265966.
- Reed D. H. & R. Frankham (2003) 'Correlation between fitness and genetic diversity', – *Conservation Biology* 17: 230-237.
- Rey A. (2017) 'Tagfalter Tipp zur Artenförderung', Abgerufen am 10. November 2020 auf <https://www.biodivers.ch/de/index.php/Tagfalter#Flachmoore>
- Schneider C., Dover J. and Fry G. L. A. (2003) 'Movement of two grassland butterflies in the same habitat network: The role of adult resources and size of the study area', *Ecological Entomology*. doi: 10.1046/j.1365-2311.2003.00494.x.
- Schrautzer J., Asshoff M. and Müller F. (1996) 'Restoration strategies for wet grasslands in Northern Germany', in *Ecological Engineering*. doi: 10.1016/S0925-8574(96)00021-3.
- Schtickzelle N. et al. (2005) 'Metapopulation dynamics and conservation of the marsh fritillary butterfly: Population viability analysis and management options for a critically endangered species in Western Europe', *Biological Conservation*. doi: 10.1016/j.biocon.2005.06.030.
- Schweizerischer Bund für Naturschutz (SBN) (1994) 'Tagfalter und ihre Lebensräume. Arten, Gefährdung, Schutz. Schweiz und angrenzende Gebiete', 4. Aufl., 516 p.; Egg/Zürich.
- Settele J. & R. Reinhardt (1999) 'Ökologie der Tagfalter Deutschlands: Grundlagen und Schutzaspekte', – In Settele J., R. Feldmann & R. Reinhardt (Hrsg.): Die Tagfalter Deutschlands. – Ulmer Verlag, Stuttgart: 60-123.
- Stahel W. (2017) 'Statistische Regressionsmodelle. Teil I: Lineare Regression', ETH Zürich
- Stäubli A. (2020) 'Bestandesaufnahme des Blauschillernden Feuerfalters in der UNESCO Biosphäre, Förderprojekt Blauschillernder Feuerfalter'
- Steckbriefe der in Mecklenburg-Vorpommern vorkommenden Arten der Anhänge II & IV der FFH-Richtlinie'
- Steiner R., Trautner J. and Grandchamp A.-C. (2006) 'Larvalhabitate des am schweizerischen Alpennordrand unter Berücksichtigung des Einflusses von Beweidung Zusammenfassung', Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für naturkunde.
- Sutherland W. J. et al. (2004) 'The need for evidence-based conservation', *Trends in Ecology and Evolution*. doi: 10.1016/j.tree.2004.03.018.
- Tabachnick B. G. and Fidell L. S. (2012) *Using multivariate statistics* (6th ed.), New York: Harper and Row.

- Theissen B. (2014) 'Der Blauschillernde Feuerfalter (*Lycaena helle*) im Life+Projekt „Rur & Kall – Lebensräume im Fluss“'
- Thomas C. D. and Hanski I. (1997) 'Butterfly Metapopulations', in *Metapopulation Biology*. doi: 10.1016/b978-012323445-2/50020-1.
- Thomas C. D. and Harrison S. (1992) 'Spatial Dynamics of a Patchily Distributed Butterfly Species', *The Journal of Animal Ecology*. doi: 10.2307/5334.
- Thomas J. A. (1991) 'Rare species conservation: case studies of European butterflies', *The scientific management of temperate communities for conservation*. 31st symposium of the British Ecological Society, Southampton, 1989. doi: 10.1016/0006-3207(94)90580-0.
- Thomas J. A., Simcox D. J. and Clarke R. T. (2009) 'Successful conservation of a threatened *Maculinea* butterfly', *Science*. doi: 10.1126/science.1175726.
- Tolman T. & Lewington R. (1998) 'Die Tagfalter Europas und Nordwestafrikas', – Franckh-Kosmos Verlags-GmbH & Co., Stuttgart. 319 Seiten. ISBN 3-440-07573-7
- Tshikolovets VV. (2011) 'Butterflies of Europe and the Mediterranean area', Tshikolovets Publications, Pardubice, Czech Republic, 544 pp.
- Turlure C. et al. (2009) 'Resource-based habitat definition, niche overlap and conservation of two sympatric glacial relict butterflies', *Oikos*. doi: 10.1111/j.1600-0706.2009.17269.x.
- Universität Zürich (2018) 'Multiple Regressionsanalyse', Abgerufen am 10. November 2020 auf [https://www.methodenberatung.uzh.ch/de/datenanalyse\\_spss/zusammenhaenge/mreg.html](https://www.methodenberatung.uzh.ch/de/datenanalyse_spss/zusammenhaenge/mreg.html)
- Van Swaay C. and Martin W. (1999) *Red Data Book of European Butterflies (Rhopalocera)*, Nature and Environment.
- Vogelwarte Sempach (2014) 'Steckbriefe und Leitartenkarten regional einsetzbarer Arten', abgerufen am 10. November 2020 auf <https://www.vogelwarte.ch/assets/files/projekte/lebensraeume/leitarten/pdf/Blauschillernder%20Feuerfalter.pdf> und <https://www.vogelwarte.ch/de/projekte/lebensraeume/leitarten/leitartenkarten>
- Walchlin V. (2006 - 2010) 'Zoologisches Artenmonitoring Mecklenburg-Vorpommern, Tagfalter, Kartierungsberichte 2006-2009. – Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG) Mecklenburg-Vorpommerns
- Walchlin V. (2012) '*Lycaena helle* (Denis & Schiffermüller, 1775) Blauschillernder Feuerfalter,
- Wollschläger D. (2020) *Grundlagen der Datenanalyse mit R*, Grundlagen der Datenanalyse mit R. doi: 10.1007/978-3-662-61736-6.
- Zimmermann K. et al. (2011) 'Mark-recapture on large spatial scale reveals long distance dispersal in the marsh fritillary, *Euphydryas aurinia*', *Ecological Entomology*. doi: 10.1111/j.1365-2311.2011.01293.x.

## 8 Anhang

### 8.1 Anhang 1: Informationen zu den GIS-Datensätzen

| <b>Vektordaten</b>                               | <b>Zellgrösse</b> | <b>Pixeltiefe</b> | <b>Koordinatensystem</b> | <b>Nachführungsstand</b> | <b>Geometrie</b> | <b>Quelle</b> |
|--|-------------------|-------------------|--------------------------|--------------------------|------------------|---------------|
| VECTOR25   | 3 - 8 m           | 1:25'000          | CH1903 LV03              | Jun 07                   | Punkt            | swisstopo     |
| swissTLM3D                                       | 3 - 8 m           | 1:25'000          | CH1903+ LV95             | Apr 15                   | Polyline ZM      | swisstopo     |
| N000063_TLMFließgewässer_Puffer3m                | 3 - 8 m           | 1:25'000          | CH1903 LV03              | Jun 07                   | Polygon          | swisstopo     |
| N000076_TLMBaumGebueschreihe                     | 3 - 8 m           | 1:25'000          | CH1903 LV03              | Jun 07                   | Polyline ZM      | swisstopo     |
| N00083 Flachmoore regional                       | keine Angaben     | 1:25'000          | CH1903+ LV95             | 2000                     | Polygon          | BAFU          |
| N00353 Flachmoore national                       | keine Angaben     | 1:25'000          | CH1903+ LV95             | 2017                     | Polygon          | BAFU          |
| N000158 Moorschutzverordnung                     | keine Angaben     | 1:10'000          | CH1903 LV03              | 27.01.2012               | Polygon          | Kanton Luzern |
| N000419 AV Bodenbedeckung                        | keine Angaben     | 1:10'000          | CH1903+ LV95             | 13.05.2019               | Polygon          | Kanton Luzern |
| N000451 Vernetzung IST: Hochstamm- & Einzelbäume | keine Angaben     | 1:10'000          | CH1903+ LV95             | 21.12.2018               | Punkt            | Kanton Luzern |
| N000453 Vernetzung IST: LW-Kulturflächen         | keine Angaben     | keine Angaben     | CH1903+ LV95             | 19.05.2019               | Polygon          | Kanton Luzern |
| N000464 Waldbestand                              | keine Angaben     | keine Angaben     | CH1903+ LV95             | 18.05.2019               | Polygon          | Kanton Luzern |
| <b>Rasterdaten</b>                               | <b>Zellgrösse</b> | <b>Pixeltiefe</b> | <b>Koordinatensystem</b> | <b>Nachführungsstand</b> | <b>Geometrie</b> | <b>Quelle</b> |
| DHM25_UBE  | 25 x 25 m         | 32 Bits           | CH1903 LV03              | keine Angaben            | -                | swisstopo     |

## 8.2 Anhang 2: Matrix und p-Werte der Pearson-Korrelationstests der verwendeten Ausgangsgrößen

### Pearson-Korrelationsmatrix

- → keine signifikante Korrelation
- → signifikante Korrelation
- > 0.7** → starke Korrelation, erklären
- < 0.7** → keine starke Korrelation

|                  | Windsch. | Fliessgew. | Moore  | Jungwuchs | Plenterw. | Höhe | Steigung | Exposition | Extensivfl. | MSZ ohne B. | Nadelholzfl. |
|------------------|----------|------------|--------|-----------|-----------|------|----------|------------|-------------|-------------|--------------|
| Windschutz       | 1        |            |        |           |           |      |          |            |             |             |              |
| Fliessgewässer   | 0.35     | 1          |        |           |           |      |          |            |             |             |              |
| Moore            | 0.1      | 0.26       | 1      |           |           |      |          |            |             |             |              |
| Jungwuchs        | 0.41     | 0.31       | 0.14   | 1         |           |      |          |            |             |             |              |
| Plenterwald      | 0.46     | 0.45       | 0.22   | 0.53      | 1         |      |          |            |             |             |              |
| Höhe             | 0.00045  | 0.05       | -0.49  | -0.02     | 0.02      | 1    |          |            |             |             |              |
| Steigung         | 0.02     | 0.32       | 0.21   | -0.015    | 0.14      | 0.28 | 1        |            |             |             |              |
| Exposition       | -0.00011 | 0.17       | -0.005 | 0.03      | 0.09      | 0.07 | 0.11     | 1          |             |             |              |
| Extensivflächen  | -0.16    | -0.26      | -0.34  | -0.03     | -0.19     | 0.27 | -0.12    | -0.06      | 1           |             |              |
| MSZ ohne Bewirt  | -0.19    | -0.3       | -0.42  | -0.07     | -0.21     | 0.37 | -0.24    | -0.02      | 0.81        | 1           |              |
| Nadelholzflächen | -0.44    | -0.13      | -0.13  | -0.23     | -0.31     | 0.2  | 0.1      | 0.13       | 0.02        | 0.07        | 1            |

### p-Werte der Pearson-Korrelationstests (angepasstes Signifikanzniveau $\alpha = 0.00454545$ )

- $p > 0.00454545$  → keine signifikante Korrelation
- $p < 0.00454545$  → signifikante Korrelation

|                  | Windsch. | Fliessgew. | Moore    | Jungwuchs | Plenterw. | Höhe     | Steigung | Exposition | Extensivfl. | MSZ ohne B. | Nadelholzfl. |
|------------------|----------|------------|----------|-----------|-----------|----------|----------|------------|-------------|-------------|--------------|
| Windschutz       | -        |            |          |           |           |          |          |            |             |             |              |
| Fliessgewässer   | 4.69E-09 | -          |          |           |           |          |          |            |             |             |              |
| Moore            | 0.09091  | 2.24E-05   | -        |           |           |          |          |            |             |             |              |
| Jungwuchs        | 3.12E-12 | 4.72E-07   | 0.01972  | -         |           |          |          |            |             |             |              |
| Plenterwald      | 7.90E-15 | 1.76E-14   | 0.000435 | 2.20E-16  | -         |          |          |            |             |             |              |
| Höhe             | 0.9942   | 0.387      | 2.20E-16 | 0.7385    | 0.806     | -        |          |            |             |             |              |
| Steigung         | 0.7493   | 9.02E-08   | 0.000516 | 0.8129    | 0.02045   | 6.04E-06 | -        |            |             |             |              |
| Exposition       | 0.9985   | 0.006547   | 0.9414   | 0.6059    | 0.1652    | 0.268    | 0.06821  | -          |             |             |              |
| Extensivflächen  | 0.008797 | 1.46E-05   | 1.58E-08 | 0.6793    | 0.00245   | 1.21E-05 | 0.05267  | 0.298      | -           |             |              |
| MSZ ohne Bewirt  | 0.001727 | 1.14E-06   | 7.48E-13 | 0.2789    | 0.000762  | 3.75E-10 | 0.000123 | 0.7409     | 2.20E-16    | -           |              |
| Nadelholzflächen | 1.07E-13 | 0.03232    | 0.03649  | 0.000205  | 2.77E-07  | 0.001396 | 0.1026   | 0.0413     | 0.7101      | 0.2349      | -            |

### Varianzinflationsfaktor-Werte der Ausgangsgrößen des LRM2

- VIF > 5 oder 10 (je nach Quelle) → bedeutende Multikollinearität
- VIF < 5 oder 10 (je nach Quelle) → keine bedeutende Multikollinearität

| Ausgangsgröße | Windschutz | Fliessgew. | Moore | Jungw./Dick. | Plenterwald | Höhe | Steigung |
|---------------|------------|------------|-------|--------------|-------------|------|----------|
| VIF-Werte     | 1.05       | 1.2        | 1.15  | 1.13         | 1.13        | 1.21 | 1.13     |

### 8.3 Anhang 3: Liste der erarbeiteten logistischen Regressionsmodelle mit den jeweiligen Signifikanzniveaus

#### Signifikanzniveaus

- = 0.001 (\*\*\*)
- = 0.01(\*\*)
- = 0.05 (\*)
- = 0.1 (.)
- = 1 ( )
- = nicht Teil des Modells

#### Effekte der Ausgangsgrößen auf die Logits der Zielgröße (Präsenz / Absenz) (Umrechnung → ln(Effekte))

|  | LRM1      | LRM2      | LRM3      | LRM4      | LRM5      |
|--|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| intercept                                    | 0.87855   | 0.433136  | 0.775282  | -0.543792 | -0.116829 |
| Distanz zu Windschutz                        | -0.028686 | -0.027497 | -0.029961 | -0.025641 | -0.028473 |
| Distanz zu Fließgewässern                    | -0.005379 | -0.005757 |           | -0.006521 |           |
| Distanz zu Mooren                            | -0.00828  | -0.006919 | -0.008001 | -0.007549 | -0.008897 |
| Distanz zu Jungwuchs/Dickung                 | -0.004286 | -0.003882 | -0.003577 | -0.003452 | -0.003095 |
| Distanz zu gemischt strukturiert/Plenterwald | -0.00706  | -0.006482 | -0.005886 | -0.006427 | -0.005633 |
| Höhe   | 0.004064  | 0.003646  | 0.003122  | 0.003315  | 0.002593  |
| Steigung                                     | -0.092859 | -0.087362 | -0.094575 |           |           |
| Exposition                                   | -0.002926 |           |           |           |           |
| Anteil Extensivflächen                       | 0.010398  |           |           |           |           |
| Anteil MSZ ohne Bewirtschaftung              | -0.012744 |           |           |           |           |
| Anteil Nadelholzbestand                      | 0.001047  |           |           |           |           |

#### Effekte der Ausgangsgrößen auf die Odds der Zielgröße (Präsenz / Absenz) (Umrechnung → e<sup>Steigung</sup>)

|  | LRM1      | LRM2      | LRM3      | LRM4      | LRM5      |
|--|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| intercept                                    | 2.4074064 | 1.5420859 | 2.1712043 | 0.5805427 | 0.8897373 |
| Distanz zu Windschutz                        | 0.9717215 | 0.9728776 | 0.9704834 | 0.9746849 | 0.9719285 |
| Distanz zu Fließgewässern                    | 0.9946354 | 0.9942595 |           | 0.9935002 |           |
| Distanz zu Mooren                            | 0.9917542 | 0.9931049 | 0.9920309 | 0.9924794 | 0.9911425 |
| Distanz zu Jungwuchs/Dickung                 | 0.9957232 | 0.9961255 | 0.9964294 | 0.996554  | 0.9969098 |
| Distanz zu gemischt strukturiert/Plenterwald | 0.9929649 | 0.993539  | 0.9941313 | 0.9935936 | 0.9943828 |
| Höhe   | 1.0040723 | 1.0036527 | 1.0031269 | 1.0033205 | 1.0025964 |
| Steigung                                     | 0.911322  | 0.9163453 | 0.9097595 |           |           |
| Exposition                                   | 0.9970783 |           |           |           |           |
| Anteil Extensivflächen                       | 1.0104522 |           |           |           |           |
| Anteil MSZ ohne Bewirtschaftung              | 0.9873369 |           |           |           |           |
| Anteil Nadelholzbestand                      | 1.0010475 |           |           |           |           |

# 9 Eigenständigkeitserklärung



Eidgenössische Technische Hochschule Zürich  
Swiss Federal Institute of Technology Zurich

## Eigenständigkeitserklärung

Die unterzeichnete Eigenständigkeitserklärung ist Bestandteil jeder während des Studiums verfassten Semester-, Bachelor- und Master-Arbeit oder anderen Abschlussarbeit (auch der jeweils elektronischen Version).

Die Dozentinnen und Dozenten können auch für andere bei ihnen verfasste schriftliche Arbeiten eine Eigenständigkeitserklärung verlangen.

Ich bestätige, die vorliegende Arbeit selbständig und in eigenen Worten verfasst zu haben. Davon ausgenommen sind sprachliche und inhaltliche Korrekturvorschläge durch die Betreuer und Betreuerinnen der Arbeit.

**Titel der Arbeit** (in Druckschrift):

Über die Lebensraumansprüche des  
Blauschillernden Feuerfalters in der  
UNESCO Biosphäre Entlebuch

**Verfasst von** (in Druckschrift):

Bei Gruppenarbeiten sind die Namen aller  
Verfasserinnen und Verfasser erforderlich.

**Name(n):**

Kuster

**Vorname(n):**

Tobias

Ich bestätige mit meiner Unterschrift:

- Ich habe keine im Merkblatt „Zitier-Knigge“ beschriebene Form des Plagiats begangen.
- Ich habe alle Methoden, Daten und Arbeitsabläufe wahrheitsgetreu dokumentiert.
- Ich habe keine Daten manipuliert.
- Ich habe alle Personen erwähnt, welche die Arbeit wesentlich unterstützt haben.

Ich nehme zur Kenntnis, dass die Arbeit mit elektronischen Hilfsmitteln auf Plagiate überprüft werden kann.

**Ort, Datum**

Zürich, 25.12.20

**Unterschrift(en)**

Kuster

Bei Gruppenarbeiten sind die Namen aller Verfasserinnen und  
Verfasser erforderlich. Durch die Unterschriften bürgen sie  
gemeinsam für den gesamten Inhalt dieser schriftlichen Arbeit.