Projektarbeit

Habitatcharakterisierung und -modellierung für ausgewählte *Vipera berus* Populationen im Flachgau, Salzburg, Österreich

06/2017

Mag. Olivia Ortner

Matrikelnummer 9921309

Teilnehmerkennzahl: UP104585

Universität Salzburg

Zentrum für GeoInformatik

Hellbrunner Straße 34

A-5020 Salzburg

Telefon: +43 (0)662 8044-5210

Telefax: +43 (0)662 8044-525

E-Mail: zgis@sbg.ac.at

Internet: www.zgis.at

Leitung: Ao. Univ.-Prof. Mag. Dr. Josef Strobl

Betreuung: Mag. Christoph Traun

1 Abstract

Im Zuge dieser Projektarbeit wurden mehrere Vipera berus Populationen in einem etwa 15 600 ha großen Untersuchungsgebiet im Salzburger Flachgau untersucht. Das Projekt umfasst eine Habitatmodellierung für das Untersuchungsgebiet, basierend auf Presence-only Daten und dem Programm Maxent (PHILLIPS 2017), eine Einschätzung des Zusammenhangs der Grenzliniendichte und dem Vorkommen der Populationen anhand der Erzeugung einer Oberfläche mit Hilfe der Kernel Density sowie einer Kostenentfernungsanalyse um das Ausbreitungsvermögen der verschiedenen Populationen im Untersuchungsgebiet darstellen zu können.

Da die Vorkommen der Kreuzotter im Flachland allgemein als bedroht anzusehen sind, ist eine Einschätzung des Gefährdungspotenzials und nötiger Maßnahmen um dem gegensteuern zu können, sehr wichtig.

Die Ergebnisse der Untersuchungen zeigen einerseits das Vorhandensein von Trittsteinhabitaten für eine eventuelle Vernetzung der Populationen, andererseits auch Barrieren für die Ausbreitung auf. Weitere Erhebungen im Freiland sind nötig, um die hier aufgestellten Hypothesen und Vermutungen endgültig abzuklären.

Inhaltsverzeichnis

1 Abstract	2
2 Einleitung	4
2.1 Die Kreuzotter	4
2.2 Das Untersuchungsgebiet	6
3 Rahmenbedingungen	9
3.1 Verbreitungsmodellierung	9
3.2 Presence-only Daten	11
3.3 Raum-Widerstands-Modell	12
3.4 Daten	14
4 Verarbeitung und Analyse	15
4.1 Workflow	15
4.2 Grenzliniendichte und Lebensraumzerschneidung	17
4.2.1 Zerschneidungsgrad und Grenzlinien	17
4.2.2 Grenzliniendichte als Oberfläche	20
4.3 Habitatmodellierung mit Maxent	23
4.3.1 Sonneneinstrahlung berechnen	23
4.3.2 Bearbeitung des Landnutzungs-Layers	24
4.3.3 Vorbereitung der Eingabedaten für die Modellierung	25
4.3.4 Modellierungsvorgang	28
4.4 Raum-Widerstands Modell	36
4.4.1 Open Street Maps Daten	36
4.4.2 Datenzusammenführung	37
4.4.3 Kumulative Kostenoberfläche	39
4.4.4 Cost Distance Analysis	43
5. Diskussion	48
5.1 Grenzliniendichte	48
5.2 Habitatmodellierung	51
5.3 Cost Distance Analysis	55
5.4 Schlussfolgerung	56
6 Literaturverzeichnis	58

2 Einleitung

2.1 Die Kreuzotter

Bei der Kreuzotter (*Vipera berus*) handelt es sich um eine der am weitesten verbreiteten Schlangenarten Europas (VÖLKL et al. 2002, SCHIEMENZ 1985). In vielen Teilen ihres Verbreitungsgebietes wurde in den letzten Jahren bis Jahrzehnten jedoch ein ständiger Rückgang beobachtet und die Kreuzotter gilt bereits vielerorts als bedroht (BLAB et al. 1984).

In Salzburg besiedelt die Kreuzotter sowohl die Gebirgsregionen im Süden des Bundeslands, als auch das nördlich anschließenden Alpenvorland. Ihre Bestände gelten im Gebirge als relativ stabil, in den tieferen Lagen ist jedoch ein starker Rückgang, zusammenhängend mit starker Fragmentierung der geeigneten Habitate, zu verzeichnen. Im Alpenvorland liegen die meisten Nachweise über 15 Jahre zurück (KYEK & MALETZKY 2006), einige wenige wurden in den letzten Jahren bestätigt (SCHWEIGER 2011).

Durch das Ergebnis neuerer Untersuchungen kann man davon ausgehen, dass es sich bei den Vorkommen der Kreuzotter im nördlichen Alpenvorland und jenen Kreuzottern, die im zentralen Alpenraum anzutreffen sind, um unterschiedliche genetischen Zweige (Clades) handelt, die auf unterschiedliche glaziale Refugien zurückzuführen sind (KALYABINA-HAUF et al. 2004, URSENBACHER et al. 2006). Da im Naturschutz nicht nur auf die reine Erhaltung der Art Wert gelegt wird, sondern besonders auch auf die Erhaltung der genetischen Diversität, ist sehr wichtig, die Verbreitungsschwerpunkte im Alpenraum und im Alpenvorland daher getrennt zu behandeln. Die Aktualisierung der Verbreitungsdaten der Kreuzotter im Salzburger Alpenvorland ist für den Schutz und den Erhalt der Art deshalb ausgesprochen wichtig (KRUPITZ 2014).

Da der Verlust des natürlichen Habitats immer noch den Hauptgrund für den Rückgang der Biodiversität auch innerhalb der Gruppe der Reptilien darstellt (BÖHM et al. 2013), ist das Wissen über die räumliche Verteilung möglicher Habitate einer Tierart sowie deren Veränderung über die Zeit essentiell um zielgerichtete Management- und Schutzmaßnahmen durchführen zu können (DODD 2016).

Die Kreuzotter stellt, entsprechend ihres in drei Aktivitätsperioden unterteilten Jahreszyklus (Frühjahrssonnen; Paarungszeit; Sommeraktivität) sehr komplexe Lebensraumansprüche an das jeweilige Habitat. Von manchen Populationen werden während des Frühjahrssonnens andere Bereiche genutzt als in der Paarungszeit oder später im Sommer. Zum Frühjahrssonnen werden von vielen Populationen besonnte Offenflächen möglichst nahe an den Winterquartieren benötigt. Für die Eignung als Paarungsgebiet wiederum ist neben der Besonnung auch die Verfügbarkeit vieler geeigneter, eher störungsarmer Randstrukturen und Versteckplätze ausschlaggebend.

Für die Eignung eines Gebietes als Sommerlebensraum wir die Exposition nicht mehr als wichtigster Faktor angesehen, hier ist eher die ausreichende Nahrungsverfügbarkeit entscheidend. Ob in einer Population eine Trennung in verschiedene Funktionsräume vorkommt, ist vom Strukturreichtum und den im Gebiet verfügbaren Expositionen abhängig. Die Kreuzotter muss als Bewohnerin strukturreicher, wenig beeinflusster Lebensräume nicht nur als einzelne Art, sondern auch als Leitart eines komplexen, stark gefährdeten Habitattyps betrachtet werden (KRUPITZ 2014).

Reptilien sind, im Vergleich zu anderen Tiergruppen, immer noch stark unterrepräsentiert in Untersuchungen der Landschaftsökologie und Biogeographie sowie der Habitatmodellierung mit Hilfe von geographischen Informationssystemen (DODD 2016). Diese ist mit ein Grund, dass sich diese Projektarbeit nun mit Fragestellung befasst, ob man mit der (nicht nur) in der Feldherpetologie am häufigsten erzielten Datengrundlage - Presence-only Daten - ein brauchbares Modell zur potentiellen Habitat Verfügbarkeit und, durch eine separat durchgeführte Cost-Distance-Analyse, deren Erreichbarkeit für rezente Populationen sowie der möglichen Verbreitung der Kreuzotter im Flachland generieren kann. Die Schwierigkeiten liegen einerseits in der ungünstigen Datenlage, andererseits in Lebensraumansprüchen dieser Tiere, die sich im Moment in ihrer Kleinräumigkeit streng genommen nicht in allen Details in ein größerflächiges Modell einarbeiten lassen. Hier sind vor allen Mikrohabitatstrukturen gemeint, welche die Lebensraumqualität für Vipera berus entscheidend beeinflussen: Totholz, Altgras, Legsteinhaufen, Tagesversteck und vieles mehr. Zusätzlich sollen noch wichtige Landschaftskennwerte in die Untersuchung einfließen.

Eine weitere Komponente, die die Habitateignung und dauerhafte Besiedlung beeinflusst, ist das Nahrungsangebot – hier ganz speziell für die jungen Kreuzottern, die im Herbst das Licht der Welt erblicken. Hauptsächlich handelt es sich hierbei in diesem Untersuchungsgebiet um juvenile Bergeidechsen (*Zootoca vivipara*) und Landgänger des

Grasfrosches (*Rana temporaria*). Somit ist es wichtig, auch die Verbreitung der Tierarten, welche die Hauptnahrung der Kreuzotter im Untersuchungsgebiet ausmachen, in die Auswertung des Habitatmodells mit einzubeziehen.



Abb 1 Kreuzotter (Vipera berus) im Untersuchungsgebiet. Foto: Werner Krupitz

2.2 Das Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Norden des Bundeslandes Salzburg, im Salzburger Alpenvorland. Die Kartierung der hauptsächlich für diese Modellierung verwendeten Fundpunkte von *Vipera berus* wurde im Zeitraum von 2012-2014 im Zuge eines Artenschutzprojektes im Auftrag der Salzburger Landesregierung von Mag. Werner Krupitz durchgeführt. Die Daten wurden dankenswerter Weise vom Haus der Natur in Salzburg zur Verfügung gestellt.

Im untersuchten Gebiet konnten 4 größere Populationen ausgemacht werden (Siehe Karte Abb.2):

- A) Bürmoos
- B) Trumer Seen
- C) Wenger Moor
- D) Henndorfer Wald-Kolomansberg (mehrere Subpopulationen)

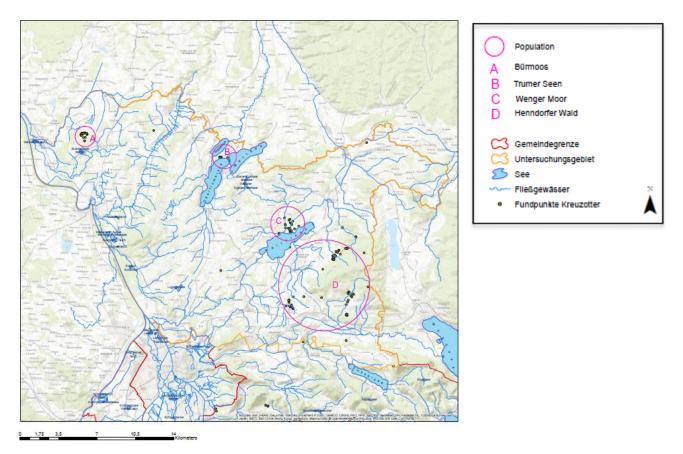


Abb 2 Karte des Untersuchungsgebietes im nördlichen Flachgau, Salzburg mit den Vipera berus Populationen

Während des Untersuchungszeitraumes wurden insgesamt 22 Untersuchungsgebiete im Salzburger Alpenvorland auf das Vorkommen von Kreuzottern untersucht (aus: KRUPITZ 2014):

Untersuchungsgebiet	Position (BMN 31)	Synonyme	Beschreibung in
Aiderbichl	R441621 H306109	Gut Aiderbichl	KRUPITZ (2014); KRUPITZ (2013)
Bürmoos	R419700 H317994	-	KRUPITZ (2014); KRUPITZ (2013)
Egelseen	R434566 H313522	-	KRUPITZ (2012)
Fuchshof – Aigenstuhl	R440378 H303656	Streuwiesen Fuchshof	KRUPITZ (2014); KRUPITZ (2013)
Hammerauer Moos	R425506 H292037	-	KRUPITZ (2012)
Haslach	R443809 H309280	-	KRUPITZ (2014); KRUPITZ (2013)
Jägerwiese	R443796 H307737	-	KRUPITZ (2014); KRUPITZ (2012)
Kienberg	R442682 H307415	Dichtlalm; Gasthof Kienberg	KRUPITZ (2014); KRUPITZ (2012); KRUPITZ (2013)
Lichtentann	R442518 H306751	-	KRUPITZ (2014)
Michaelbeuern	R425821 H318657	-	KRUPITZ (2012)
Reitbauerweg	R443836 H301667	Thalgauberg "Hollosch"	KRUPITZ (2014); KRUPITZ (2012)
Römergolf	R439979 H303470	-	KRUPITZ (2013)
Thalgau Brandstattsiedlung	R443131 H301242	-	KRUPITZ (2012)
Thalgau Kienberg	R446436 H297127	-	KRUPITZ (2012)
Thalgaueck – Kehre	R444011 H298992	-	KRUPITZ (2012)
Trumer Seen	R431693 H315861	Obertrumer See Nord	KRUPITZ (2014); KRUPITZ (2013)
Ursprunger Moor	R429974 H305571	-	KRUPITZ (2013)
Waldrand südöstlich Mayerlehen	R432454 H305652	-	KRUPITZ (2013)
Wasenmoos	R443926 H303147	-	KRUPITZ (2014); KRUPITZ (2012)
Wenger Moor	R443926 H303147	-	KRUPITZ (2014); KRUPITZ (2012)
Woerlemoos	R438596 H302662	-	KRUPITZ (2014); KRUPITZ (2012)
Zeller Moor	R437993 H309569	-	KRUPITZ (2013)

Die Auswahl der Untersuchungsgebiete wurde folgender Maßen getroffen:

- -Kreuzotternachweise in der Biodiversitätsdatenbank am Haus der Natur Salzburg (HAUS DER NATUR, 2012) oder der Herpetofaunistischen Datenbank des Naturhistorischen Museums Wien (HERPETOFAUNISTISCHE DATENBANK NATURHISTORISCHES MUSEUM WIEN, 2012)
- -Hinweise von Anrainern
- -Theoretische Eignung als Kreuzotterhabitat aufgrund des Strukturangebots sowie theoretische Erreichbarkeit durch Individuen von nahegelegenen Kreuzotterpopulationen (KRUPITZ 2014).

Hieraus wird ersichtlich, dass die Daten nicht gleichmäßig über den gesamten nördlichen Flachgau verteilt gesammelt wurden, sondern eine gewisse Verzerrung bezogen auf das gesamt Untersuchungsgebiet vorliegt, welcher bei der Erstellung des Verbreitungsmodells Rechnung getragen werden muss. Auf Grund von Zeit- und Kostenfaktoren werden viele Untersuchungen zum Vorkommen von Tierarten so vorgenommen, dass nicht ein ganzes Gebiet flächendeckend auf das Vorkommen einer Tierart untersucht wird, sondern auf Grund von Experteneinschätzung und Erfahrung gewisse lohnende Gebiete ausgewählt werden.

Zusätzlich zu den aus der gezielten Kartierung hervorgegangenen Verbreitungsdaten sind in der Datenbank auch ältere Fundpunkte von *V. berus* verzeichnet, die nicht das Ergebnis einer geplanten Kartierung waren. Theoretisch stehen im Untersuchungsgebiet insgesamt 206 Fundpunkte von *V. berus* zur Analyse zur Verfügung.



Abb 3 Verschiedenen Ansichten des Untersuchungsgebietes (mit V. berus, Mitte). Fotos: Werner Krupitz.

Auf Grund der Datenlage und des Zeitfaktors wurde nun nicht der gesamte nördliche Flachgau als Untersuchungsgebiet ausgewählt, sondern nur ein Bereich im Osten. Hier sind nahezu flächendeckend alle für diese Untersuchung nötigen Daten vorhanden und es wurde auch die Mehrzahl aller Kreuzottern-Nachweise hier getätigt:

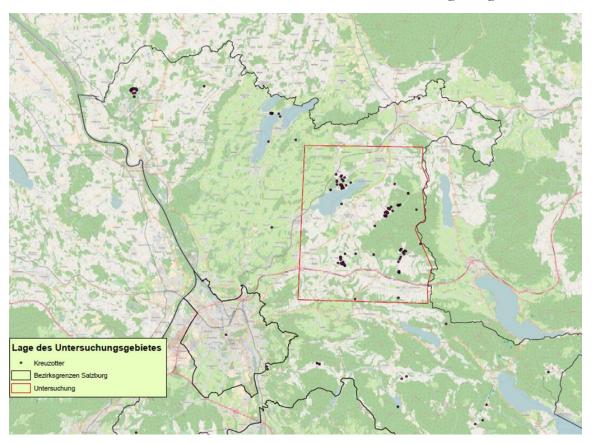


Abb 4 Lage des für die Untersuchung ausgewählten Gebietes im nördlichen Flachgau, Salzburg

3 Rahmenbedingungen

3.1 Verbreitungsmodellierung

Die Modellierung der Verbreitung (Species Distribution Models, SDM) von Tierarten wird heutzutage vielfältig eingesetzt, um von Beobachtungspunkten der jeweiligen Tier- oder Pflanzenart aus in den Raum zu Interpolieren oder Extrapolieren, und so das Vorkommen einer Tierart in Gebieten vorherzusagen, für die es keine oder wenige Daten über das Vorkommen der jeweiligen Zielart gibt. Die Ausbeute solcher Modellierungen sind Vorhersagekarten, die meist ausgedrückt werden in Habitateignung oder einer vorhergesagten Artenverteilung. Diese sind sehr nützlich, um etwa die theoretische Ausbreitungs-Reichweite einer Art, die Abtrennung von verschiedenen Nischen

oder manchmal sogar die Verbreitung von Unterarten zu untersuchen (FRANKLIN 2010).

Das Prinzip der Verbreitungsmodellierung ist es nun, bekannte Fundpunkte von Tier- oder Pflanzenarten mit den am Fundpunkt herrschenden Umweltbedingungen zu verknüpfen, um mathematisch die potenzielle geographische Verbreitung dieser Art zu berechnen bzw. zu modellieren (ELITH et al. 2009). Diese Modelle schätzen die fundmentale ökologische Nische im Umweltraum und projizieren diese in den geographischen Raum um daraus die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens für jeden beliebigen Raum abzuleiten oder, abhängig von der Methode, die Wahrscheinlichkeit, dass spezifische Umweltbedingungen für die Zielart passend sind (ELITH et al. 2011).

Es existieren viele verschiedene statistische Modelle um die Verbreitung einer Art vorherzusagen. Zusätzlich zu den klassischen Regressions-Methoden haben viele andere Modelle in den letzten Jahren zunehmend an Popularität gewonnen (Resource Selection Functions, RSF, Generalized Linear Models GLM, Algorithmische Modelle, die auf "Machine Learning" beruhen wie Artificial Neural Networks, Maximum Entropy MAXENT, Classification and Regression Trees CART) (FOURCADE et al. 2014).

Um das Ziel dieser Untersuchung möglichst gut und umfangreich zu erreichen, fiel die Entscheidung auf Grund der Datenlage das Programm MAXENT, welches als Open Source Anwendung auf JAVA Basis zur Verfügung steht (PHILLIPS et al. 2017) (Download: http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/), für die Modellierung zu verwenden.

Maxent benötigt für die Berechnung eines Modells eine Anzahl von Fundpunkten der jeweiligen Tier- oder Pflanzenart (Presence-only Data) sowie einige Umweltvariablen, die dem Programm im Rasterformat zur Verfügung gestellt werden, wie z.B. Temperatur, Landnutzung, Niederschlag, die je nach zu modellierender Art mit viel Fachwissen und im passenden zeitlich wie räumlichen Maßstab ausgewählt werden sollten (MEROW 2013).

Von diesen zur Verfügung gestellten Umweltvariablen extrahiert Maxent zufällig eine Anzahl an Hintergrund-Punkten über das gesamte Untersuchungsgebiet hinweg (diese werden manchmal als "Psuedo-absences" bezeichnet), deren jeweilige Werte den Standortbedingungen an den tatsächlichen Fundpunkten gegenübergestellt werden. Diese Hintergrunddaten sind wichtig, da es erst dadurch möglich wird, die Wahrscheinlichkeit des

Vorkommens der Zielart im Untersuchungsgebiet zu berechnen. (PHILLIPS et al. 2008).

Maxent schätzt die wahrscheinliche Verteilung einer Art dadurch, dass das Programm grundsätzlich die Wahrscheinlichkeitsverteilung der maximalen Entropie finden möchte, eingeschränkt jedoch durch die Standortbedingungen (aus den zur Verfügung gestellten Umweltvariablen gewonnen) an den Fundpunkten der Zielart. Diese Einschränkungen werden dadurch formalisiert, dass die erwarteten Werte jeder beteiligten Umweltvariable nahe an den Durchschnittswerten der jeweiligen Variablen an den tatsächlichen Fundpunkten liegen müssen, damit ein Bereich des Untersuchungsgebietes vom Programm als passend ausgewählt wird (SCALI et al. 2011, MEROW 2013, PHILLIPS et al. 2006).

Ursprünglich wurde Maxent dazu entwickelt, die Dichte des Vorkommens einer oder mehrerer Arten in einer Landschaft zu schätzen (PHILLIPS et al. 2006). Damit wird die Annahme verknüpft, dass die Kartierung der Fundpunkte der Zielart gleichmäßig über das gesamt Untersuchungsgebiet hinweg stattgefunden hat, also das die Anzahl der Fundpunkte proportional zur Populationsdichte ist. Ist dies (wie bei den meisten Untersuchungen und auch bei der hier vorgenommenen) nicht der Fall, muss mit dieser Beeinflussung bei der Datenvorbereitung im Vorfeld der Modellierung entsprechend umgegangen werden (MEROW 2013).

3.2 Presence-only Daten

Was bedeutet es nun für eine Modellierung, wenn an Stelle von Präsenz- und Absenzdaten (das wäre der Idealfall) nur Fundpunkte vorhanden sind (Pressence-only Daten also), dadurch jedoch keine Aussage dazu möglich ist, dass an allen Orten des Untersuchungsgebietes die keine Fundpunkte aufweisen, die Zielart tatsächlich nicht vorkommt?

Dies ist eine sehr komplexe Fragestellung, da sie sich eigentlich aus einem Zusammenspiel von mehreren Faktoren zusammensetzt, welche alle das Ergebnis einer Modellierung auf ihre Weise beeinflussen können: der Datenqualität (Anzahl und Genauigkeit der Daten, ökologische Relevanz für die Vorhersagequalität der Variable, Informationen zu eventuellen Störungen, Einschränkungen der Ausbreitungsmöglichkeiten und biotische Interaktionen), der Modellierungsmethode (in diesem Fall Maxent) und dem Analysemaßstab.

Auch variiert die Nachweisbarkeit von verschiedenen Zielarten von Untersuchungsgebiet zu Untersuchungsgebiet sowie auch zeitlich. Manchmal sind auch einfach nicht alle theoretisch passenden Habitate besetzt (ELITH et al. 2011).

Streng genommen kann man nun mathematisch mit reinen Presence-only Daten nicht die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens einer Zielart berechnen bzw. modellieren. Um dieses Problem zu lösen, bedient sich Maxent der "Background" Daten (aus den zur Verfügung gestellten Umweltinformationen) und entnimmt daraus eine gewisse Anzahl an zufälligen Punkten. Diese Punkte werden nun mathematisch zu den nötigen Absenzen (ELITH et al. 2011). Was jedoch eine der fundamentalen Limitationen bei der Verwendung von Presenceonly Daten darstellt ist die Tatsache, dass man damit die Verbreitung an sich nicht identifizieren kann (WARD et al. 2009).

Ein weiterer zu beachtender Punkt ist die Tatsache, dass die Beeinflussung der Beprobung (sample selection bias – wurden Teile des Untersuchungsgebietes intensiver beprobt als andere?) einen weitaus größeren Einfluss auf Presence-only Daten hat als auf Präsenz-Absenz-Daten (PHILLIPS et al. 2009). Diese Beeinflussung betrifft meistens den geographischen Raum – z.B. werden leicht zugängliche Gebiete an Straßen oder Wegen oft häufiger beprobt als unzugänglichere Gebiete – könnte aber ebenso gut umweltbedingt sein (z.B. häufigeres Beproben von feuchten Rinnen etc.). Geht diese Beeinflussung nun unbeachtet in das Modell ein, erhält man unter Umständen ein Ergebnis, welches die Verteilung der Art mit der Verteilung des Beprobungsaufwandes kombiniert (SOBERÓN et al. 2009). Im Gegensatz dazu hebt sich die Beeinflussung der Beprobung bei einem Präsenz-Absenz-Modell auf, da sowohl die Präsenz- als auch die Absenz-Daten davon gleichermaßen betroffen sind. (ZADROZNY 2004).

3.3 Raum-Widerstands-Modell

In diesem Schritt soll nun die Konnektivität der rezenten, bekannten Populationen mit den durch Maxent modellierten, wahrscheinlichen Vorkommen überprüft werden, unter Berücksichtigung des Landschaftswiderstandes, somit unter Verwendung einer kostengewichteten Distanzanalyse (Cost-Distance-Analysis).

Bei dieser Analyse geht man davon aus, dass jede Form der Landnutzung und Lebensraumausstattung der Wanderleistung eines Individuums einen gewissen Widerstand entgegensetzt und somit die Ausbreitungsleistung beeinflusst (FORMAN 1995).

Zur Darstellung des Widerstandes und somit potentieller Ausbreitungszonen (Dispersal-Areale) einer Art ist es nötig, eine gute Datengrundlage zur Landnutzung im Untersuchungsgebiet, Fundpunkte der Zielart sowie Kenntnisse zu deren Wanderverhalten bzw. Ausbreitungsleistungen zur Verfügung zu haben (JOLY et al. 2003).

Um diese Analyse durchführen zu können, benötigt man einen sog. Quelldatensatz (source layer), der in diesem Fall die Fundpunkte von *V. berus* darstellt, sowie eine Widerstandsoberfläche (friction layer) in Rasterformat, die sich im konkreten Fall aus den Landnutzungen und der Geländeneigung zusammensetzt. Das Ergebnis der Analyse ist dann eine kostengewichtete Oberfläche (cost layer), die sich um die Fundpunkte von *V. berus* (Quelldatensatz) herum orientiert.

Die zu Grunde liegende Methode dieser Analyse ist der sogenannte Least-Cost-Path-Algorithmus. Durch ihn wird der Weg des geringsten Widerstandes berechnet. Für jede durchwanderte Rasterzelle wird nun ein vorher festgelegter Widerstandswert (eine Kombination aus der Bewertung Landnutzungstypen und der Geländeneigung) aufsummiert, bis zum Erreichen eines vorher festgelegten Maximalwertes. Dieser ergibt sich dabei aus der Multiplikation der maximalen Wanderdistanz von V. berus in Metern mit dem geringsten Widerstand der Friktionsoberfläche. Dieser Vorgehensweise liegt die Theorie zu Grunde, dass eine Tierart das am stärksten bevorzugte Habitat Ausbreitung nutzt in anderen Worten finden maximale zur Ausbreitungsleistungen in dem räumlichen Umfeld statt, das den geringsten Raumwiderstand für die betreffende Art aufweist (RAY et al. 2002).

Nach der Berechnung dieser kostengewichteten Distanzoberfläche kann man nun die Ausbreitungsmöglichkeiten der *V. berus* Populationen mit dem Ergebnis der Maxent-Modellierung vergleichen und somit eventuell Bereich identifizieren, die als Ausbreitungskorridor genutzt werden oder – anders herum – Gebiete sichtbar machen, bei denen es Verbesserungspotential zur Konnektivität gibt.

3.4 Daten

In der nachfolgenden Tabelle (Abb. 5) sind die Daten aufgeführt, die zur Weiterverarbeitung in die für die Modellierung nötigen Eingabeformate zur Verfügung stehen. Hieraus wird bereits ersichtlich, dass es sich dabei um eine Anzahl von verschiedenen Bezugssystemen, Datenformaten und Quellen handelt, deren Zusammenführung bzw. Weiterverarbeitung im Arbeitsfluss erklärt wird. Als einheitliches Bezugssystem wurde MGI_Austria_GK_M31 ausgewählt, da die meisten umweltbezogenen Daten in diesem Format vorliegen.

Bezeichnung	Art	Herkunft Bezugssystem		Auflösung	
Verbreitung der Kreuzotter	Punktdaten, Shapefile		WGS_1984_UTM_ZONE_33N		
Verbreitung Grasfrosch	Excel Tabelle	Haus der Natur, Salzburg;	WGS_1984		
Verbreitung Bergeidechse	Excel Tabelle		WGS_1984		
Geologische Karte Österreichs	Polygondatensatz, Vektorformat,	Inspire Download über Geonet,	ETRS89	1,50000	
Geologische Karte Osterreichs	Kartenblatt fehlt	WMS Geologische Bundesanstalt	EINOOS	1:50000	
DEM					
Hangausrichtung	Rasterdatensatz			10m	
Hangneigung					
Corine Landcover	Polygondatensatz, Vektorformat	OGD Portal Land Salzbrug		1:5000	
Fließgewässer	Liniendatensatzt, Vektorformat	(https://service.salzburg.gv.at/ogd	MGI_AUSTRIA_GK_M31		
Seen	Polygondatensatz, Vektorformat	Client/)			
Naturschutzgebiete	Polygondatensatz, Vektorformat				
Waldgebiete	Polygondatensatz, Vektorformat				
Biotope	Polygondatensatz, Vektorformat				
	Buildings (Gebäude und Siedlunge				
	Landuse (Landnutzung)				
OSM Daten	Railway (Gleisanlagen)	OSMaxx Download	WGS 1984		
OSIVI Dateii	Road (Straßen und Wege)	OSIVIAXA DOWITIOAU	MO2_1304		
	Water (Seen)				
	Water_L (Flüsse)				

Abb 5 Tabellarische Auflistung der zur Verfügung stehenden Daten mit den Datenquellen

4 Verarbeitung und Analyse

4.1 Workflow

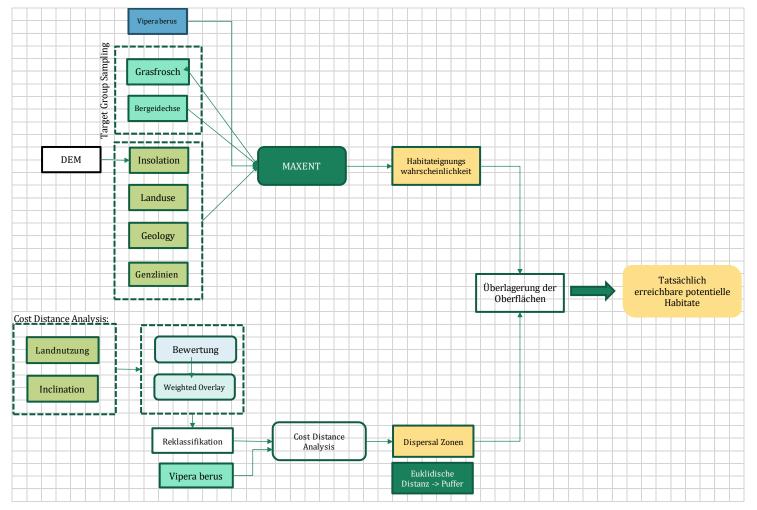


Abb 6 Flussdiagramm, welches die geplanten Arbeitsschritte sowie deren jeweilige Teilergebnisse und das Ziel der Modellierung darstellt

Wie in Abb. 6 dargestellt, besteht die Habitatmodellierung aus einer Reihe von Arbeitsschritten, denen eine Aufbereitung und Verarbeitung der vorhandenen Daten vorausgeht. Dazu wird das Computerprogramm ArcGis 10.3 von ERSI verwendet:

Zunächst müssen die nur im Excel Format vorliegenden Verbreitungsdaten von Grasfrosch und Bergeidechse in eine Feature Class umgewandelt werden und in das zu verwendende Bezugssystem (MGI_Austria_GK_M31) transformiert werden. Diese Daten werden aus zweierlei Gründen zur Unterstützung der Habitatmodellierung der Kreuzotter benötigt: Ersten, um die Beeinflussung der Daten durch die räumlich ungleichmäßige Kartierung zu verbessern (*Target*

Group Sampling, siehe unten), zweitens, um einen zusätzlichen Indikator für die Eignung eines Lebensraumes zur Verfügung zu haben (Nahrungsverfügbarkeit).

In einem weiteren Arbeitsschritt wird aus dem DEM die Insolation für das Untersuchungsgebiet berechnet, da diese für Reptilien allgemein einen wichtigen Lebensraumfaktor darstellt. Hierzu wir das Toolset "Sonneneinstrahlung" – "Sonneneinstrahlung Fläche" aus der Spatial Analyst Toolbox verwendet. Im konkreten Anwendungsfall ist die Berechnung eines Ausgaberasters nötig, der die globale Strahlung bzw. die Gesamtmenge der Sonneneinstrahlung (direkt und diffus) abbildet, welche für jede Stelle des Eingabe-DEM berechnet wird. Im Falle dieser Habitatmodellierung liegt der Zeitraum, für den die Einstrahlung berechnet wird zwischen 01.03. und 31.10., hauptsächlichen Aktivitätsperiode da dies der von berus im Untersuchungsgebiet entspricht. Die Ausgabeeinheit ist Wattstunden pro Quadratmeter (WH/m²).

Auch die Daten für den **Landnutzungs-Layer** müssen noch für die Raumwiderstandsanalyse und die Habitatmodellierung vorbereitet bzw. erweitert werden:

Vorgang geht eine Datenhomogenisierung (unterschiedliche Diesem Bezugssysteme) voran, dann werden die verschiedenen Layer auf die Ausdehnung des Untersuchungsgebietes zugeschnitten. Anschließend werden Corine-Daten für die Landnutzung aus dem Bearbeitungszeitraum 2007-2010 (SAGIS) für die Raumwiderstandsanalyse mit Daten zu den Verkehrswegen aus OSM, einem Wald-Layer aus der SAGIS Datenbank und einem Fließgewässer-Layer ebenfalls aus der Open Street Maps Datenbank zusammengeführt., anschließend werden die verschiedenen Feature Classes der Vektordatensätze vereinigt. Um aus den Linien-Feature Classes Polygon-Feature Classes zu Vereinigung (für die der Daten nötig) werden unterschiedlicher Ausdehnung (ja nach Straßentyp) verwendet. Danach erfolgt eine Zusammenführung mit den Corine-Daten und eine Rasterisierung des Vektordatensatzes. Für die Verwendung der Landnutzung in Maxent ist nur eine leichte Erweiterung der Daten im östlichen Teil des Untersuchungsgebietes um Waldstandorte nötig.

Aus diesem Landnutzungslayer wird nun mit Hilfe der "Kernel Density" eine Grenzlinienoberfläche erzeugt.

Zur Verwendung in Maxent müssen alle fertig vorbereiteten Rasterdatensätze (Sonneneinstrahlung, Landnutzung, Grenzliniendichte und Geologie) noch in

Ascii Format umgewandelt werden. Damit die Layer reibungslos verarbeitet werden können (und die Modellierung überhaupt funktioniert), muss auch das Bezugssystem, die Rastergröße (Zellgröße – in diesem Fall 2x2m) und die Maskierung (Ausdehnung des Untersuchungsgebiets) für alle 4 Raster genau übereinstimmen. Die Punktdatensätze (Fundpunkte) müssen im .csv Format vorliegen.

4.2 Grenzliniendichte und Lebensraumzerschneidung

Ein wichtiger Indikator für die Eignung eines Gebietes als Lebensraum für *V. berus* (und für viele weitere Schlangenarten) stellt eine gewisse Kleinräumigkeit und Strukturiertheit des Lebensraumes dar. Ein Wert, mit dem man dies quantifizieren kann, ist die sogenannte Grenzliniendichte (u.A. KÄSEWIETER et al. 2003, KÄSEWIETER 2002, GLANDT 2001). Die Grenzliniendichte gibt auch an, wie zerschnitten ein Gebiet bereits durch Verkehrswege ist, deshalb ist eine korrekte Interpretation des berechneten Wertes sehr wichtig.

4.2.1 Zerschneidungsgrad und Grenzlinien

Zuerst soll nun der Zerschneidungsgrad des Untersuchungsgebietes berechnet werden. Dieser gibt die Verkehrsnetzdichte in m/ha an. Je höher dieser Wert, desto zerschnittener ist das Gebiet.

In diesem Fall beträgt der **Zerschneidungsgrad 48,93 m/ha**. Dieser wurde über das OSM Straßennetz im Untersuchungsgebiet berechnet, indem eine gemeinsame Feature Class aller Straßen erzeugt und anschließend deren Länge aufsummiert wurde ("Statistics"). Dieser Wert wurde nun durch die Größe des Untersuchungsgebieten in ha (15633,2ha) dividiert und ergibt somit den Zerschneidungsgrad in m/ha.

Kritisch anzumerken ist noch, dass das Zerschneidungsmaß alleine nichts über die Qualität der verbleibenden Flächen aussagt. Somit ist eine Bewertung der Lebensraumqualität alleine durch das Maß der Zerschneidung schwierig. Außerdem geht daraus nicht hervor, ob es Gebiete gibt, die eventuell sehr stark zerschnitten sind – im Gegensatz zu anderen, nur sehr gering zerschnittenen Gebieten.

Deshalb wurde zusätzlich noch die "effektive Maschenweite" für das Untersuchungsgebiet berechnet. Diese gibt die gerichtete, durchschnittliche Größe der Patches im Untersuchungsgebiet an und beträgt 3431196,83 m² (höhere Werte indizieren größere, verbleibende Räume) bei einem Splitting – Index (Anzahl der Patches die bei dem gegebenen Zerschneidungsgrad – der effektiven Maschenweite – verbleiben) von 45,56 und einer Subdivision (Höhe der Zerschneidung – Wahrscheinlichkeit, dass 2 zufällig gesetzte Punkte nicht demselben Patch angehören) von 97,81%. Die Anzahl der Patches beträgt 25833.

Nun wird zusätzlich bestimmt, welchen Anteil die Verkehrsnetze an der Grenzliniendichte des Untersuchungsgebietes haben. Dazu wird mit dem Tool V-LATE die Grenzliniendichte für das Untersuchungsgebiet durch den Corine Landuse Layer bestimmt. Diese könnte man noch erhöhen, wenn man zwischen den verschiedenen Nutzungen des Grünlandes unterscheiden würde. Da das hier nicht der Fall ist, wird das Ergebnis mit Sicherheit etwas schlechter ausfallen, als es der natürlichen Situation entspricht.

Die Edge Density (**Grenzliniendichte**) beträgt in diesem Fall gesamt **732,85** m/ha. Total Edge (Randliniensumme) beträgt 11456475,36 m und Mean Patch Edge (Mittlere Randlinienlänge) beträgt 443,48 m. Dies sind die Werte, die sich für das ganz Untersuchungsgebiet aufsummiert ergeben.

Wenn man nun den Wert für den Zerschneidungsgrad dazu in Beziehung setzt, ergibt sich ein prozentueller Anteil des Straßennetzes an der Grenzliniendichte von 6,74%, was kein sehr hoher Wert ist. Zu diesem niedrigen Zerschneidungsgrad trägt sicherlich einerseits das große, hügelige Waldgebiet im Osten des Untersuchungsgebietes bei, andererseits der Wallersee. Diese beiden Flächen weisen ein sehr geringes bis kein Maß an Zerschneidung auf.

In der untenstehenden Tabelle sind nun nochmals Kennwerte für die einzelnen Landnutzungsklassen im Untersuchungsgebiet angeführt.

Klasse	Name	Number of Patches	Total Edge	Mean Patch Edge
	1 Gebäude	8026	790485,93	98,49
	künstl. Flächen	5537	2586605,27	467,15
	Grünflächen	5982	4627446,73	773,56
,	4 Wald	6118	3329706,13	544,25
	Wasserflächen	162	115147,01	710,78
(6 Fels	8	7084,28	885,54

Abb 7 Kennwerte der Landnutzungsklassen

Zur Interpretation der Werte: "Number of Patches" stellt die Anzahl der Flächen mit der jeweiligen Landnutzung dar (LANG et al. 2007). Hier kann man bereits ablesen, dass es sehr viele Gebäude gibt. Diesen folgt die Klasse "Wald" mit der zweitgrößten Anzahl an Patches nach. Auch hier wird nicht zwischen unterschiedlichen Waldarten unterschieden. Die nächst größte Anzahl stellt Klasse "Grünflächen" dar. Hier sind alle Grün- und Ackerflächen jeglicher Nutzungsrat zusammengefasst. In dieser Klasse wären noch Untergruppen denkbar. Künstliche Flächen betiteln in den Corine Landnutzungsklassen unter anderem auch die Straßen und Parkplätze die es im Untersuchungsgebiet gibt. Diese Flächen werden im hier verwendeten Corine Layer wohl etwas unterschätz, da sie offensichtlich nicht mit sehr hoher Genauigkeit vektorisiert werden konnten.

"Total Edge", also die Randliniensumme, gibt die Gesamtlänge der Randlinien der jeweiligen Klasse wieder. Hohe Randliniensummen werden mit Strukturreichtum in Verbindung gebracht, können aber auch (wie in diesem Fall eher) Zerschneidung bedeuten. Hier ist gut zu sehen, dass die künstlichen Flächen (also Parkplätze und Straßen) zwar mit der Anzahl der Flächen relativ "gut" vertreten sind, die Randliniensumme jedoch auf Grund der doch regelmäßigen Formen dieser Landnutzungsklasse im Verhältnis zu Wald und Grünflächen gering ist.

"Mean Patch Edge", die mittlere Randlinienlänge, wird so interpretiert, dass hohe Werte nachteilige Wirkung haben können, wenn eine kompakte Form der Patches gewünscht wird (LANG et al. 2007). Wenn man die mittlere Randlinienlänge des gesamten Untersuchungsgebietes mit denen der einzelnen Klassen vergleicht, fällt auf, dass sich diese mit 443,48 m im unteren Bereich der Werte aufhält. Wenn man sich nur diesen Wert anschaut, könnte der Eindruck entstehen, dass die Patches im Untersuchungsgebiet relativ kompakt sind. Bei der Betrachtung der einzelnen Landnutzungsklassen fällt auf, dass dies nicht bei allen der Fall ist und die eher viereckige Form von den doch zahlreich vorhandenen Gebäuden diesen Wert beeinflussen kann.

Um nun eine eventuell bevorzugte Nutzung von verschiedenen Klassen durch V. berus aufzuzeigen, wurde ihr Vorkommen mit den Landnutzungsklassen in Beziehung gesetzt. Dabei wurde das "Select by Location" und dabei "are within ..." verwendet. Hier konnte gezeigt werden, dass sich Vipera berus auf 2 Landnutzungsklassen verteilt aufhält, meist nahe an der Grenz zu einer anderen Landnutzungsklasse: 106 Funde wurden im Grünland aufgezeichnet und 30 Funde im Wald bzw. am Waldrand oder entlang von einem Forstweg.

4.2.2 Grenzliniendichte als Oberfläche

In diesem speziellen Fall soll nun der Versuch unternommen werden, nicht nur die Grenzliniendicht für das Untersuchungsgebiet oder für "Hot Spots" mit vermehrtem Vorkommen von V. berus im Untersuchungsgebiet zu berechnen, sondern eine Oberfläche aus den Grenzlinien heraus zu erzeugen, mit Hilfe der "Kernel Density". Die Vorgehensweise wird dabei angelehnt an CAI et al. 2013, nur dass es in diesem Fall nicht ausschließlich um Verkehrswege geht. Diese Oberfläche soll anschließend mit den Fundpunkten von V. berus in Beziehung gesetzt werden. Der Vorteil, den die Erzeugung einer Oberfläche mit sich bringt ist, dass man für jeden Fundpunkt von V. berus die dort berechnete Grenzliniendicht extrahieren kann. Die Einheit beträgt km/km². Außerdem Oberflache zusätzliche kann diese als Umweltinformation Habitatmodellierung eingesetzt werden.

Grenzlinien treten nicht nur zwischen offenen und nicht-offenen Habitaten auf, sondern auch zwischen den verschiedenen Ausprägungen der offenen Habitate (KÄSEWIETER et al. 2003). Diese Unterscheidung wurde in der vorliegenden Einteilung der unterschiedlichen Landnutzungen nicht getroffen und könnte somit noch verfeinert und verbessert werden.

Die "Kernel Density" (Kerndichte) zielt darauf ab, eine gleichmäßige, kontinuierliche Schätzung einer univariaten oder multivariaten Wahrscheinlichkeitsdichte zu berechnen, und verwendet dabei eine gewichtete Distanzfunktion – typischer Weise "Gaussche Kerne". Diese misst die Distanz im euklidischen Raum. Oftmals erlaubt so die Kerndichte die Darstellung von Clustern über das Untersuchungsgebiet hinweg (CAI et al. 2013).

Mit Hilfe der Kerndichte kann man nun Punkt- oder Liniendichten darstellen. Dies bedeutet in diesem Fall, dass die Polygone des Landuse Layers erst in Linien zerlegt werden müssen, bevor man zu einer Berechnung der Kerndichte übergehen kann. Dies wird mit dem Tool "Polygon to Line" erreicht.

Um die Oberfläche aus dieser Linien Feature Class zu erzeugen, wurden die Voreinstellungen des Tools "Kernel Density" eigentlich im Großen und Ganzen beibehalten. Die Einheit der Ausgabeflächendichteeinheit wurde auf "Quadratkilometer" belassen und "Output values" auf "Densities" damit ein später eventuell gewünschtes Resampling möglich ist. Man könnte Versuche mit verschiedenen Bandbreiten (also Suchradien, innerhalb derer die Dichte berechnet wird) unternehmen, um so eventuell etwas besser angepasste Oberflächen zu erzeugen. Der Standartsuchradius wird ansonsten (wenn kein

Wert eingegeben wird) immer speziell für jedes Eingabedataset berechnet mit Hilfe der räumliche Variante der Faustregel von Silverman (Internet 3).

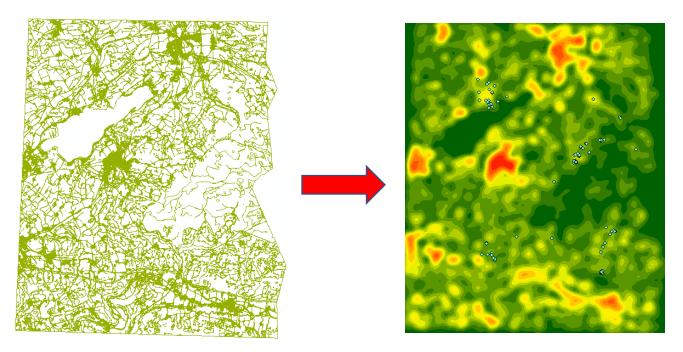


Abb 8 Links ist der in Linien zerlegte Landuse Layer abgebildet, aus dem mit Hilfe der Kernel Density eine Oberfläche generiert werden kann. Hier sind auch die Fundpunkte von V. berus auf der fertigen Grenzlinienoberfläche (rechts) abgebildet

Um nun nachweisen zu könne, dass bzw. ob sich die Fundpunkte von *V. berus* in Gebieten befinden, die eine besonders hohe Grenzliniendichte aufweisen, wurden zunächst alle Zellenwerte, auf denen tatsächlich *V. berus* nachgewiesen wurde extrahiert ("Extract Values to Points") und daraus der Mittelwert abgelesen ("Statistics") Dieser machte eine Grenzliniendichte von **36,94 km/km²** aus.

Nun wurden Referenzverteilungen erzeugt: Zu diesem Zweck wurden zunächst Gebiete ausgeschlossen, in denen ein Vorkommen von *V. berus* sehr unwahrscheinlich ist. Dazu gehören z.B. der Wallersee und auch die inneren Bereiche der stark besiedelten Gebiete wie Henndorf und Seekirchen. Hier sollten also keine zufällig erzeugten Punkte zu liegen kommen. Mit dem Tool "Create Random Points" wurden 100 Punkt Feature Classes erzeugt mit jeweils derselben Anzahl an Fundpunkten wie bei den tatsächlichen *V. berus* Nachweisen, also jeweils 136.

Anschließend wurden wiederum für jede dieser 100 Punkteverteilungen die Werte extrahiert und die mittleren Dichtewerte jener Zellen abgelesen, auf

denen die Punkte zu liegen kommen. Dadurch erhält man für jede dieser 100 Punkteverteilungen jeweils einen mittleren Dichtewert.

Um die Signifikanz zu prüfen, wurde ein Histogramm der Verteilung der mittleren Dichtewerte für jede Punkteverteilung erstellt und dieses mit dem tatsächlichen Wert 36,94 km/km² verglichen. Leider konnte keine Signifikanz nachgewiesen werden.

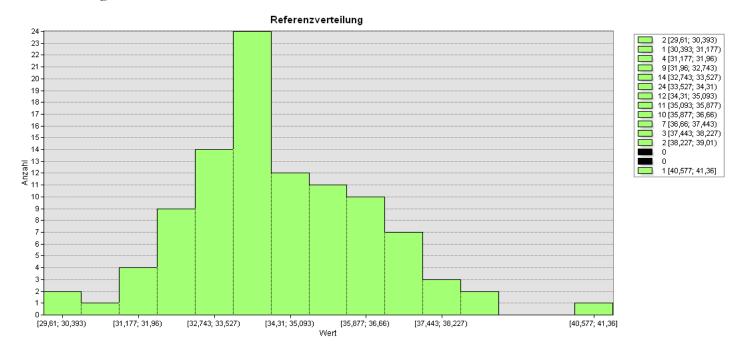


Abb 9 Histogramm der Referenzverteilung zum Prüfen der Signifikanz (kommt V. berus tatsächlich in Gebieten mit sehr hoher Grenzliniendichte vor?)

In der nachfolgenden Tabelle sind die weiteren Kennwerte der Referenzverteilung aufgelistet.

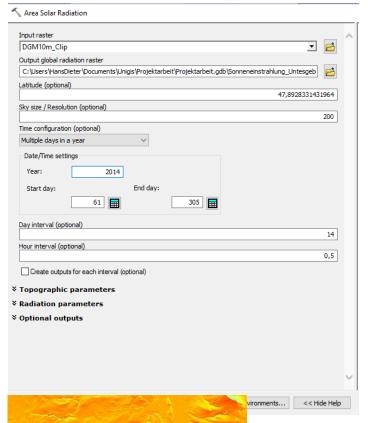
Maximum	Minimum	Durchschnitt	Standardabweichung
41,36	26,61	34,51	1,936

Auch wenn in diesem Fall – für diesen Maßstab – kein signifikanter Zusammenhang zwischen der Grenzliniendichte und dem Vorkommen von V. berus nachgewiesen werden konnte ist doch zu erkennen, dass die Grenzliniendichte in Gebieten, in denen V. berus nachgewiesen wurde, im oberen Bereich der Werte anzusiedeln ist. Es liegen nur etwa 10-15% der simulierten Verteilung darüber.

4.3 Habitatmodellierung mit Maxent

4.3.1 Sonneneinstrahlung berechnen

Um die Rechenleistung des Computers nicht unnötig auf die Probe zu stellen,



wurde vor Durchführung Berechnung der Sonneneinstrahlung (Toolset Spatial Analyst - Solar Radiation - Area Solar Radiation) das auf die Ausdehnung tatsächlichen Untersuchungsgebietes zugeschnitten (Clip). Vorher muss jedenfalls geprüft werden, ob sich außerhalb zugeschnittenen des Bereiches eventuell eine Erhebung befindet, die das jeweilige Untersuchungsgebiet beschatten könnte. In einem solchen Fall kann Zuschneiden erst nach Berechnung der Sonneneinstrahlung erfolgen.

Anschließend wurde mit der Berechnung der Oberfläche begonnen:

Der Zeitraum für die Berechnung wurde der hauptsächlichen Aktivitätsperiode von *V.berus* angepasst. Alle weiteren noch möglichen, optionalen, Einstellungen wurden am default-Wert belassen. Das Tool berechnet nun alle 14 Tage in halbstündlichen Abständen die Sonneneinstrahlung für jeden Punkt der Rasteroberfläche. Am Ende der Berechnugn erhält man einen Raster (Auflösung 2x2m), der die Gesamtmenge der Sonnenstrahlung in Wattstunden pro Quaradmeter wiedergibt.

Abb 10 Erzeugung der Sonneneinstrahlungs-Oberfläche

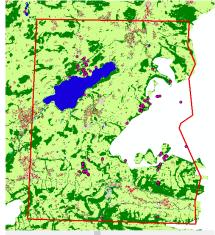
4.3.2 Bearbeitung des Landnutzungs-Layers

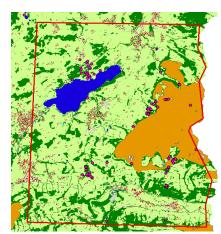
Die Grundlage für die Information zur Landnutzung im Untersuchungsgebiet liefert der Corine-Landnutzungslayer. Leider ist dieser für das

Untersuchungsgebiet nicht vollständig, und somit müssen ein paar Informationen ergänzt werden.

Wie man in der obersten Abbildung links erkennen kann, gibt es eine große, weiße Fläche im östlichen Bereich des Untersuchungsgebietes. Hier wird nun der Layer Wald (Vektordatensatz) dazu verwendet, diese Lücke mit Information zu füllen. Wie man in der mittleren Abbildung sehen kann, kommt die Information aus den nun orangen Flächen (Wald).

Vom Arbeitsablauf her wurde zunächst sowohl der Landnutzungs-Layer als auch der Wald-Layer mit Tool "Clip" auf die Größe des Untersuchungsgebietes zurechtgeschnitten. Nun konnten die beiden Layer mit dem Tool "Union" zusammengeführt werden. Durch eine Editierung der Attributtabellen wurde nun der neu hinzugekommene Teil des Waldes der richtigen Landnutzungs-Kategorie zugeordnet. Abschließend ist es nun noch notwendig, die kleinen Flächen die sich im neu hinzugekommenen Waldbereich befinden, und welche noch nicht zugeordnet sind, der richtigen Kategorie zuzuteilen, da solche waldfreien "Inseln" wertvollen Lebensraum für V. berus darstellen. Um auch diese Flächen mit Information zu füllen, wurden sie zunächst markiert und mit Hilfe eines Luftbildes und des "Editor" Tools durch Änderung des GRIDCODEs (Field Calculator) der Attributtabelle zu einer der 6 Kategorien des bereits vorhandenen und bewerteten Landnutzungslayers zugeordnet. Zusätzlich wurden in der großen, östlich die kleinen gelegenen Waldfläche noch Rodungsinseln und Wiesen/Weiden digitalisiert.





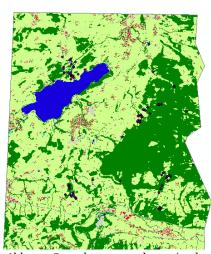


Abb 11 Landnutzungslayer in den verschiedenen Bearbeitungsschritten

4.3.3 Vorbereitung der Eingabedaten für die Modellierung

4.3.3.1 Verbreitungsdaten

Um die Verbreitungsdaten von *V. berus* in Maxent einlesen zu können, ist es zuerst nötig, aus dem Shapefile ein **Comma Seperated Value** (.csv) - File zu erzeugen. Vorher werden noch jene Fundpunkte aus den Daten extrahiert, die nach 1999 aufgenommen wurde und somit für die Modellierung verwendet werden können. Die geschieht, um die Verbreitungsdaten mit der Aktualität der Umweltdaten bestmöglich übereinzustimmen – aber trotzdem so viel Fundpunkte wie möglich miteinzubeziehen - und somit ein möglichst gutes Ergebnis bei der Modellierung zu erzielen. Wenn eine zu große zeitliche Differenz zwischen der Kartierung der Punkte und der Erzeugung der Umweltvariablen liegt, besteht womöglich kein Zusammenhang mehr zwischen der damaligen Verbreitung der Kreuzotter mit den jetzt an diesen Standorten herrschenden Umweltbedingungen. Beim Modellierungsvorgang würde dies jedoch angenommen werden und könnte zu irreführenden Ergebnissen führen.

Anschließend werden die Daten in einem Excel Sheet in 3 Spalten eingetragen. Diesen Vorgang kann man natürlich auch mit Notepad oder Wordpad ausführen, aber Excel bietet einige Vorteile, wenn man mit größeren Datensätzen arbeitet. Die Überschriften der 3 Spalten sollten folgendermaßen lauten: **Species, Longitude** und **Latitude** (X/Y oder Easting/Northing ist auch möglich). Das Excel File wird dann als .csv abgespeichert. Sollte es Probleme mit dem Beistrich als Trennung bei der Koordinatenangabe geben, kann das .csv-File nochmals im Notepad geöffnet werden – hier kann man nun die Beistriche mittels "Suchen und ersetzen" durch Punkte ersetzen.

```
l Species, Longitude, Latitude
2 Vipera_berus, 445327.9283, 307319.8059
3 Vipera_berus, 438488.584, 310308.1741
4 Vipera_berus, 438606.9788, 309422.7627
5 Vipera_berus, 438987.4617, 309503.8327
6 Vipera_berus, 439389.3675, 309761.5727
7 Vipera_berus, 439833.6614, 303332.7727
8 Vipera_berus, 438075.9766, 310506.4727
9 Vipera_berus, 438161.2896, 309573.8427
10 Vipera_berus, 438161.2896, 309573.8427
10 Vipera_berus, 438132.6033, 309930.4527
11 Vipera_berus, 438723.3472, 309899.5924
12 Vipera_berus, 443368.8186, 309623.0427
13 Vipera_berus, 438701.7937, 302481.9627
```

Abb 12 CSV-File, Anzeige in Notepad

4.3.3.2 Modifizierung der Umweltlayer

Hier werden nun alle Layer mit Umweltvariablen – in diesem Fall Sonneneinstrahlung, Landnutzung, Grenzliniendichte und Geologie – so vorbereitet, dass sichergestellt ist, dass alle 4 Layer in Maxent verwendet werden können. Für die Verwendung der Daten in Maxent müssen alle Layer in Rasterformat vorliegen mit derselben Ausdehnung, derselben Zellgröße und demselben Bezugssystem.

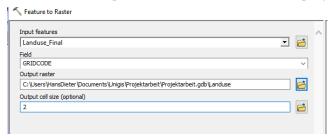


Abb 13 Tool "Feature to Raster"

Zuerst werden nun die beiden Layer, die noch nicht im Rasterformat vorliegen mit dem Tool "Feature to Raster" in dieses Format konvertiert. Die Rastergröße beträgt hierbei 2x2m. In einem nächsten Schritt muss sichergestellt werden, dass alle 4 Raster genau dasselbe Gebiet

abdecken und dieselbe Zellengröße haben. Hierzu wurde das Tool "Extract by Mask" aus der Spatial Analyst Toolbox (Extraction) verwendet. Hier kann man über "Environments" im Toolfenster das Koordinatensystem, die Zellengröße und vieles mehr angeben. Es ist für die weiteren Arbeitsschritte unerlässlich, dass bei den "Environment" Einstellungen immer derselbe Layer verwendet wird, um das Koordinatensystem, die Zellgröße und die Ausdehnung festzulegen – die Raster müssen in diesen Punkten exakt identisch sein – sonst gibt es Probleme bei der Verarbeitung in Maxent.

Im nächsten Schritt werden die Raster nun ins ASCII Format konvertiert. Vorher wird ein eigener Ordner für diese Rasterdaten angelegt – dadurch werden sie anschließend gesammelt in Maxent hochgeladen. Das nötige Tool für die Umwandlung der Rasterdaten finden man in ArcGis in der Toolbox "Conversion Tool" – "From Raster" – "Raster to Ascii" (YOUNG et al. 2011).

4.3.2.3 Erzeugung eines Bias Files

Der letzte Schritt bevor man das Modell berechnen kann besteht darin, die Beeinflussung der Beprobung des Untersuchungsgebietes durch die Erstellung eines Bias Files so gut wie möglich in den Griff zu bekommen. Dazu gibt es verschiedene Methoden: entweder man generiert ein Bias File, das Maxent darüber informiert, aus welcher geographischen Ausdehnung es die Hintergundsamples beziehen soll (z.B. Convex Hull), oder man verwendet das sogenannte Target Group Sampling. In diesem Fall werden Tierarten, die im selben Untersuchungsgebiet mit derselben Methode kartiert wurden wie die

Zielart dazu verwendet, die Beeinflussung auszugleichen (PHILLIPS et al. 2009, PHILLIPS et al. 2008, FOURCADE et al. 2014). Des Weiteren gibt es noch verschiedenen mathematische bzw. statistische Methoden der Interpolation oder Schätzung um den Beprobungsaufwand in das Modell zu integrieren (z.B. FOURCADE et al. 2014).

In diesem Fall wurde die Methode des Target Group Samplings (PHILLIPS et al. 2009), kombiniert mit einer Kerndichte Interpolation ("Kernel Density" - berechnet eine Oberfläche der Dichte der Features in der Nachbarschaft ebendieser) verwendet, um eine Rasteroberfläche zu schaffen, die den Beprobungsaufwand des Untersuchungsgebietes möglichst gut wiedergibt. Hierzu werden zunächst alle Fundpunkte von Kreuzotter, Grasfrosch und Bergeidechse im Untersuchungsgebiet in ArcGis geladen und anschließend in eine Feature Class zusammengeführt (Merge). Anschließend wird mithilfe der Funktion "Kernel Density" (Kerndichte) in ArcGis eine Rasteroberfläche berechnet, welche nun als Bias Grid eingesetzt wird. Diese Oberfläche informiert Maxent sozusagen über den Beprobungsaufwand im Untersuchungsgebiet.

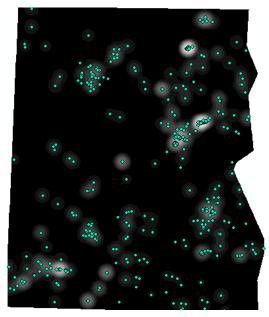


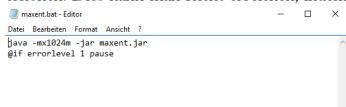
Abb 14 Graphische Darstellung der Bias-File Oberfläche gemeinsam mit den verwendeten Fundpunkten

Um diese Oberfläche als Bias File verwenden zu können, muss noch reklassifiziert werden, da Maxent keine Null-Werte akzeptiert (auf Grund des im Hintergrund stehenden Algorithmus). Um den Raster reklassifizieren zu können, ist zuerst die Berechnung der "Statistics" (Raster Properties -> Claculate Statistics) nötig. Bevor diese Oberfläche jedoch in Maxent verwendet werden kann, muss sie noch maskiert und in ASCII Format konvertiert werden. Hier gelten dieselben Vorgaben wie für die Umwelt-Raster zuvor.

4.3.4 Modellierungsvorgang

4.3.4.1 Parametrisierung von Maxent

Wenn man größere Gebiete mit Maxent modellieren möchte ist es zunächst wichtig - bevor man mit der Modellierung starten - den durch die Voreinstellung zur Verfügung gestellten Arbeitsspeicher (bei Installation 512mb) auf 1024 – oder ein beliebiges Vielfaches von 512, je nach Leistung des zur Verfügung stehenden Computers— zu erhöhen. Dies kann man leicht erreichen, indem man rechts auf das maxent.bat File,



welches beim Download im Ordner Maxent enthalten ist klickt, dann "Bearbeiten" auswählt, die darin enthaltene Zahl (512) in "1024" ändert (siehe Abbildung links) und dies abspeichert.

Abb 15 Editorfenster zur Änderung des zur Verfügung gestellten Arbeitsspeichers für Maxent

Ist dieser Vorgang abgeschlossen, kann man mit der Eingabe der Sampels und der Environmental Layers beginnen.

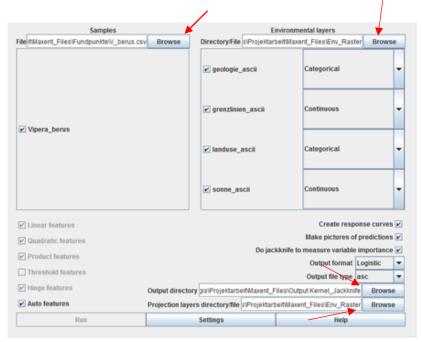


Abb 16 Hauptfenster von Maxent

In der ersten Eingabemaske werden zunächst die vorbereiteten Fundpunkte sowie Umweltlayer eingegeben. Im Fall der Umweltlayer kann man noch zwischen "Continous" und "Categorical" auswählen. Dies wird an die Art des verwendeten Rasters angepasst. Im unteren, rechten Bereich muss man den Ausgabeordner, in dem die Ergebnisse gespeichert werden sollen, angeben. Punkt Unter dem

"Projection layers" kann man entweder die Habitatmodellierung in verschiedene Klimate o.Ä. projizieren (prognostizierte Klimaänderung für 2050 – wie verändert sich daraufhin die Verbreitung) oder – wenn man nicht projizieren möchte – gibt man dort nochmals den Ordner für die Environmental Layers an.

Dies wird oft als "good practice" bezeichnet. Man kann diese Zeile aber auch ohne weiteres leer lassen.

Als "Output format" wurde "Logistic" gewählt, da dieser Wert leichter zu interpretieren ist. Hier erhält man ein ASCII Raster als Ergebnis, welches die

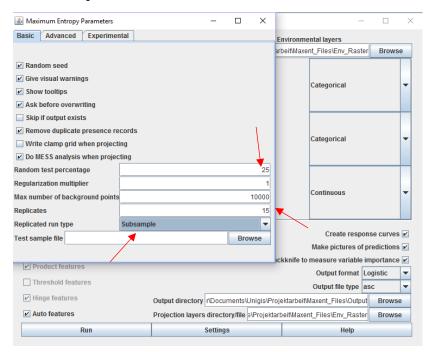


Abb 17 Fenster "Basic", Maxent

Wahrscheinlichkeit der Anwesenheit der Zielart auf Basis der verwendeten Umweltvariablen darstellt (YOUNG et. al. 2011).

Wählt man den Button "Settings" aus, kann man noch weitere Einstellungen vornehmen. Unter dem Reiter "Basic" kann man den etwa Prozentsatz angeben, der von den Fundpunkten zurückbehalten werden soll, um die Leistung des Modells zu evaluieren. Unter dem Punkt "Replicated Run

Type" wurde "Subsample" ausgewählt, "Replicates" (Anzahl der Modelldurchläufe, aus denen dann der Durchschnitt gebildet wird) wurde auf 15 eingestellt und für die "Maximum number of background points" wurde 10000 eingegeben.

Maximum Entropy Pa	rameters			_		×
Basic Advanced	Experimental					
✓ Add samples to back	kground					
Add all samples to b	ackground					
Write plot data						Add all
✓ Extrapolate						
✓ Do clamping						
✓ Write output grids						
✓ Write plots						
Append summary re	sults to maxen	tResults.csv file				
✓ Cache ascii files						\
Maximum iterations						5000
Convergence threshold					0,	00001
Adjust sample radius						0
Log file					maxe	ent.log
Default prevalence						0,5
Apply threshold rule					A	-
Bias file nents\Unigis\Projektarbeit\Maxent_Files\Bias_File\bias_all.asc Browse						

Abb 18 Fenster "Advanced", Maxent

Wechselt man nach erfolgter Einstellung in den Reiter "Advanced" kann weiter verfeinert werden: Hier ist es unter Anderem möglich, die Nummer der Iterationen einzustellen (in diesem Fall 5000) um dem Modell angemessen Zeit für eine Konvergenz zu (Voreinstellung: 500). Sollte die Zeit für eine Konvergenz zu kurz angesetzt sein (also zu wenige Iterationen) werden die Zusammenhänge im Modell möglicherweise über- oder unterschätzt (YOUNG et al. 2011). Die Voreinstellung der "Default prevalence" liegt

automatisch bei 0,5 – dies bedeutet, dass das Programm annimmt, die Wahrscheinlichkeit, dass die Zielart eine durchschnittlichen Stelle des Untersuchungsgebietes besetzt, liege bei 0,5 (YACKULIC et. al. 2013). Ganz unten gibt es nun die Möglichkeit, das Bias File zu laden. Wenn alle Einstellungen abgeschlossen sind, kann man mit dem Button "Run" den Modellierungsvorgang starten

4.3.4.2 Ergebnis der Habitatmodellierung

Maxent speichert nach Ende des Modellierungsvorganges – dieser kann unter Umständen eine Weile dauern – alle gesammelten Ergebnisse in den zuvor angegeben ("Outputs") Ordner. Hier findet man einen weiteren Unterordner (Plots), welcher alle Bilder der Graphen, Tabellen und Karten enthält, die Maxent generiert hat.

Das im Output-Folder enthaltene html-File enthält alle Informationen zum Ergebnis der Modellierung:

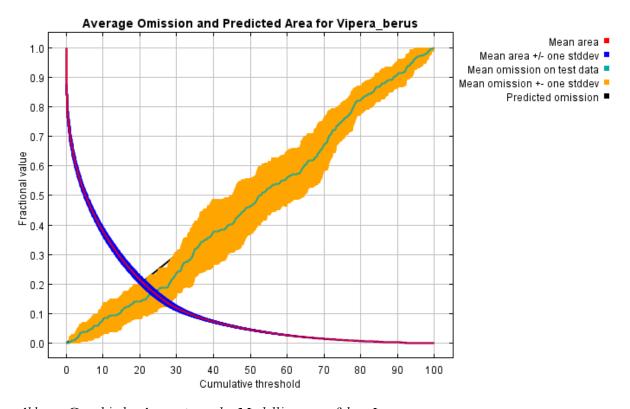


Abb 19 Graphische Auswertung des Modellierungserfolges I

Der erste Graph (Abb 19) zeigt die Test Unterlassungsrate und das vorhergesagte Gebiet als Funktion des kumulativen Schwellenwertes angegeben als Durchschnitt über alle Modelldurchläufe – im konkreten Fall 15.

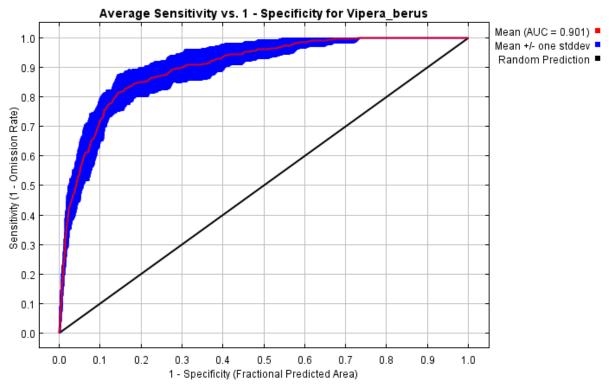


Abb 20 Graphische Auswertung des Modellierungserfolges II

Im zweiten Graphen (Abb 20) sieht man die "receiver operating characteristic curve" kurz ROC genannt, wiederum als Durchschnitt über alle Modelldurchläufe. Der AUC (Area under the Curve) – Wert beträgt 0,901 und die Standartabweichung beträgt 0,021. Als Interpretationshilfe: ein AUC Wert von 0,5 bedeutet, dass die Leistung eines Modells nicht besser als zufällig war, während Werte die näher bei 1,0 liegen eine bessere Modellierungsleistung anzeigen. Hier sollte noch erwähnt werden, dass der AUC -Wert wie er in Maxent berechnet wird, nicht der ursprünglichen AUC Definition entspricht. Im ursprünglichen Verwendungsfall dient der AUC Wert dazu, Präsenz vs. Absenz Daten zu klassifizieren, während in Maxent streng genommen Präsenz vs. Hintergrunddaten klassifiziert werden (YACKULIC et al. 2013).

Zusätzlich werden noch Tabellen und weitere Graphen, die die Beteiligung der einzelnen Umweltvariablen an der Modellerstellung wiedergeben, angezeigt:

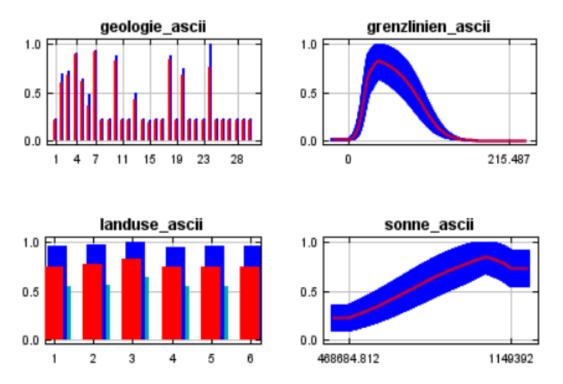


Abb 21 Darstellung des Variablenbeitrages am Modellierungsvorganges durch Diagramme

Diese Kurven (Abb 21) zeigen beispielsweise an, wie jede der verwendeten Variablen die Vorhersage von Maxent beeinflusst. Für kategorische Variablen (links) werden Balkendiagramme angezeigt, für kontinuierliche (rechts) Liniendiagramme. Die Diagramme geben an, wie sich die vorhergesagte Wahrscheinlichkeit der Anwesenheit der Zielart verändert, wenn jede der Variablen variiert wird, gleichzeitig jedoch alle anderen Variablen auf ihrem Durchschnittswert gehalten werden. Die Kurven zeigen die durchschnittlichen Ergebnisse der 15 Modelldurchläufe (Rot) und den Mittelwert +/- einer Standartabweichung (Blau, 2 Schattierungen für die kategorischen Variablen).

Variable	Percent contribution	Permutation importance
geologie_ascii	66.5	48.8
grenzlinien_ascii	27	42.9
landuse_ascii	3.8	2.3
sonne_ascii	2.8	5.9

Abb 22 Modellierungseinfluss der Variablen

Die hier gezeigte Tabelle stellt die Beteiligung der Umweltvariablen ihrem Einfluss bei der Modellerstellung gegenüber. Während das Maxent Modell trainiert wird, behält es

sozusagen den Überblick darüber, welche Umweltvariablen an der Anpassung des Modells wie beteiligt sind. Diese in Prozent ausgedrückten Wert sind nur heuristisch definiert: sie hängen davon ab, welchen speziellen Pfad der Maxent Code einschlägt, um zur optimalen Lösung zu gelangen. Wird dazu ein anderer Algorithmus verwendet, könnte dasselbe Ergebnis durch Nutzung eines anderen Pfades zu Stande kommen, was wiederum zu anderen Prozentbeträgen in der mittleren Spalte der Tabelle führen würde. Sollten Umweltvariablen vorhanden sein, die miteinander korrelieren, ist ebenfalls Vorsicht bei der Interpretation dieser Werte geboten (PHILLIPS 2017). Für den Schätzwert in der dritten Spalte (Permutation importance) werden die Werte für die Beteiligung jeder Umweltvariable nacheinander an Trainingsdurchläufen und den Hintergrunddaten zufällig permutiert. Nun wird das Modell nochmals anhand dieser permutierten Daten evaluiert und der Sprung im Trainings-AUC-Wert normalisiert über den Prozentanteil wird in die Tabelle eingetragen. Dieser Wert hängt einzig und alleine vom Endergebnis des Modells ab, nicht vom Pfad der zur Berechnung dieses Modells eingeschlagen wurde.

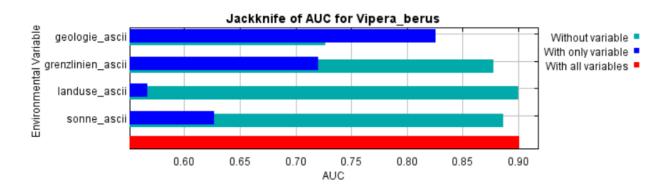


Abb 23 Darstellung des Jackknife Tests für den AUC Wert je Variable

In Abb 23 wird das Ergebnis eines sogenannten Jackknife Tests (vom AUC-Wert) in Form eines Balkendiagrammes wiedergegeben. Jackknife ist eine statistische Methode des sog. Resamplings. Sie dient dazu, den zufälligen Fehler und eine etwaige Verzerrung bzw. Beeinflussung zu schätzen und ist ein Spezialfall des Bootstrapping. In diesem Fall wird jene Variable berechnet, die den AUC Wert am stärksten verschlechtert, wenn sie weggelassen wird. Von dieser Umweltvariablen wird dadurch angenommen, dass sie den meisten Informationsgehalt besitzt, der nicht in den anderen Umweltvariablen ebenfalls vorhanden ist.

Nun zum wichtigsten Teil der Modellierung: der Oberfläche, welche die Wahrscheinlichkeit der Anwesenheit der Zielart wiedergibt:

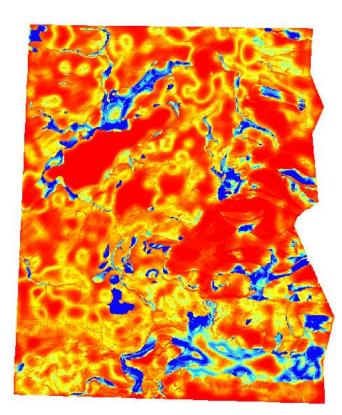


Abb 24 Wahrscheinlichkeitsoberfläche der Anwesenheit von V. berus im Untersuchungsgebiet

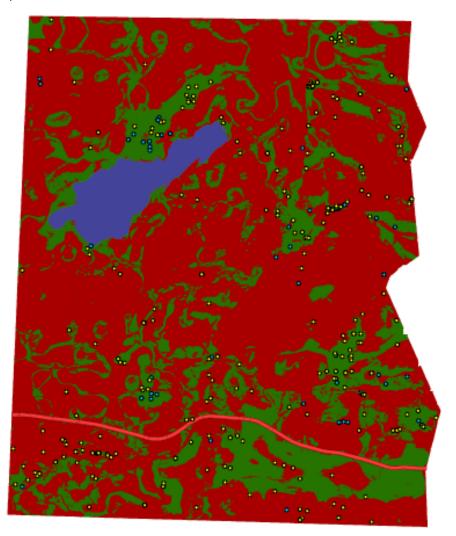
In der links abgebildeten Rasteroberfläche (Abb 24) sieht man nun eine farbliche Abstufung, die die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens von *V. berus* in verschiedenen Teilen des Untersuchungsgebietes wiedergibt. Die Skala erstreckt sich zwischen 0 und 1. In diesem Fall stehen bläuliche Farben (je dunkler desto eher kommt berus vor) für eine Vorkommens- Wahrscheinlichkeit und orange bis rote Farben für eine geringe bis sehr geringe Vorkommens Wahrscheinlichkeit.

Um dies klarer darzustellen, kann man nun einen Schwellenwert festlegen, ab dem ein Gebiet für ein Vorkommen geeignet ist – und somit eine Karte erzeugen, die nur noch durch 2 Farben kodiert ist – geeignete Habitate und

ungeeignete Habitate. Hier gibt es keine vorgegebenen Regeln, welche genaue Schwellenwerte angeben, an die man sich halten muss. Die Entscheidung über die Höhe dieses Schwellenwertes muss immer individuell für jede Modellierung und die Zuverlässigkeit der verwendeten Daten getroffen werden. Maxent stellt einige Schwellenwerte im maxent.Results.csv File zu Verfügung, basierend auf einer Vielzahl an statistischen Maßzahlen. Einige der am häufigsten verwendeten Schwellenwerte sind: minimum training presence logistic threshold, 10 percentile training presence logistic threshold und equal training sensitivity and spesificity logistic threshold (YOUNG et al. 2011).

Da die in diesem Modell verwendeten Daten vermutlich nicht fehlerfrei sind, wird in diesem Fall der 10% minimum Schwellenwert (10 percentile training presence logistic threshold) verwendet (0,1495), um für passende Habitate 90% der Daten die für die Modellentwicklung verwendet wurden, einzuschließen. Wenn man sich bezüglich der guten Datenqualität sehr sicher ist, kann man auch

einen 5% Schwellenwert verwenden. Das Ergebnis ist in der unten abgebildeten Karte (Abb. 25) zu sehen:



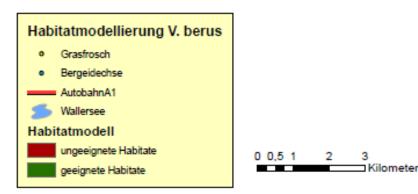


Abb 25 Darstellung der Habitatmodellierung von V. berus, klassifiziert nach geeigneten und ungeeigneten Habitaten. Darstellung mit den Fundpunkten von Bergeidechse und Grasfrosch gemeinsam, da deren Jungtiere die Hauptnahrung juveniler V. berus darstellen

Aus der in Abb. 25 dargestellten Karte ergibt sich für das Untersuchungsgebiet eine Fläche von 11483,4 ha ungeeigneter Lebensraum und 4149,5 ha geeignete Lebensraumfläche für *V. berus*. Gemessen am gesamten Untersuchungsgebiet würde dies einen Anteil von 26,5% theoretisch für V. berus geeigneten Lebensraum ergeben.

4.4 Raum-Widerstands Modell

Um die Kostenentfernungsoberfläche zu berechnen, müssen noch einige Informationen im Landnutzungslayer ergänzt werden. Als Grundlage wird hier derselbe Layer verwendet, wie auch bei der Habitatmodellierung. Da jedoch die Verkehrswege im Fall des Corine Layers nicht zusätzlich kategorisiert sind, müssen hier zusätzliche Daten aus anderen Quellen herangezogen werden, um im späteren Verlauf gezielte Kosten oder auch Barrieren zuweisen zu können.

4.4.1 Open Street Maps Daten

Um die benötigte Information in den Landuse Layer zu integrieren, wird zunächst ein OSMaxx Download (https://osmaxx.hsr.ch/) aller verfügbaren Open Street Maps Daten des Untersuchungsgebietes durchgeführt. Die dabei wichtigsten sind das Verkehrsnetzt sowie das Gewässernetzt.

werden alle Zunächst Daten vom Bezugssystem WGS84 das Koordinatensystem MGI_AUSTRIA_GK_M31 um projiziert und anschließend genau auf die Größe des Untersuchungsgebietes zugeschnitten. Nun werden die Attributtabellen auf vorhandene und brauchbare Informationen hin durchsucht. Im Falle der Straßendaten befindet sich im Feld "Code" eine vierstellige Zahlenfolge, die Aufschluss über die Straßenkategorie gibt. Zumindest meistens. Hier werden nun diejenigen Straßenkategorien ausgewählt, deren Information eine Bereicherung des Landuse Layers darstellt. Wie bereits erwähnt, enthält dieser Layer ja Informationen zu verbauten Flächen (also auch Verkehrswegen) - bei manchen ist jedoch eine Unterscheidung nötig.

Als zusätzliche Informationen werden folgende Straßenkategorien ausgewählt:

- -Autobahn (mit Auf- und Abfahrten)
- -Hauptstraßen
- -Landstraßen
- -Nebenstraße
- -Fahrwege (Wald- und Feldwege)

Diese werden jeweils in ArcGis markiert und als separates Shapefile exportiert.

Zusätzlich erfolgt noch eine Extraktion der Wasserkörper – die Information hierzu ist im Landuse Layer etwas spärlich vertreten – sowie des Wallersees, da dieser sicherlich einen anderen Widerstandswert zugewiesen bekommen muss, als die Fließgewässer.

Um die Linien Feature Classes in den Landuse Layer integrieren zu können, ist es zunächst notwendig, aus diesen Polygone zu erzeugen. Das erreicht man am einfachsten, in dem man einen Puffer um die jeweilige Linie legt, dessen Wert der halben durchschnittlichen Straßenbreite der jeweiligen Kategorie entspricht. Bei der Parametrisierung des Puffers wird bei der Option "Dissolve Type" "ALL" ausgewählt, sodass man am Ende über ein Feature (also ein Polygon) je Straßentyp verfügt.

In diesem Fall wurden folgende Pufferwerte ausgewählt:

- -Autobahn 16m
- -Hauptstraße 5m
- -Landstraße 3,8m
- -Nebenstraße 3,5m
- -Fahrweg 2m
- -Bach 2m

Ein weiteres Kriterium zur Festlegung der Puffergröße ist auch die anschließende Rasterisierung des Polygondatensatzes. Die Rastergröße beträgt 2x2m – somit dürfen die Features nicht zu schmal werden, um auch im Raste ausreichend repräsentiert zu werden.

4.4.2 Datenzusammenführung

Die Zusammenführung der OSM Daten mit dem Landuse Layer soll mit der Funktion "Update" in ArcGis erfolgen. Mit Hilfe dieses Tools werden die geometrischen Schnittpunkte von Eingabe Feature und Update Feature berechnet. Somit können zusätzliche Polygonflächen unkompliziert integriert werden.

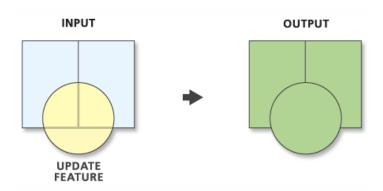


Abb 26 Funktionsweise von Update Feature Class in ArcGis. Quelle: https://pro.arcgis.com/de/pro-app/tool-reference/analysis/update.htm

Die Feldnamen der Eingabe Feature Class und die Feldnamen der Update Feature Class müssen übereinstimmen, da bei fehlenden Feldern in der Attributtabelle die Feldwerte der Eingabe Feature Class für die fehlenden Felder der Update Feature Class entfernt werden.

Das Feld in der Attributtabelle des Landuse Layers, welches für die spätere Klassifikation verwendet wird, fehlt ursprünglich in den Update Feature Classes aus OSM. Somit wurde dieses – wichtige – Feld in die Attributtabellen der Update Feature Classes eingefügt und auch gleich ein Wert für die Kodierung der jeweiligen Features (Straßentypen, Wasserkörper, Wallersee) vergeben.

Die Kodierung der verschiedenen Landnutzungen lautet folgendermaßen:

1	Gebäudeflächen
2	Straßen und sonst. künstliche Flächen (Parkplätze)
3	Grün- und Ackerflächen
4	Bestockte Flächen (Wald)
5	Wasserflächen (Bäche)
6	Fels
7	Autobahn
8	Hauptstraße
9	Landstraße
10	Nebenstraße
11	Fahrweg (Wald- und Feldweg)
12	Wallersee

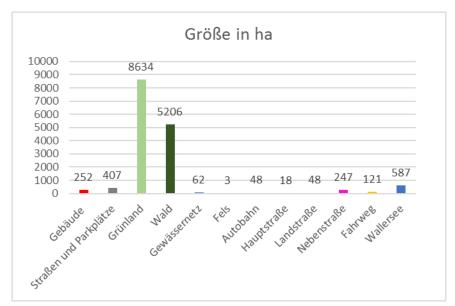


Abb 27 Darstellung der Größe der verschiedenen Landnutzungsklassen in ha

Nach erfolgtem "Update" (Aktualisieren) der Feature Class "Landuse" wurde mit Hilfe des Tools "Feature to Raster" eine Rasteroberfläche generiert mit einer Zellgröße von 2x2m:

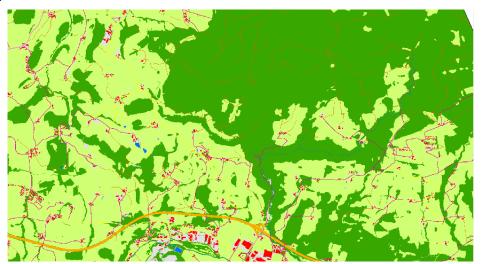


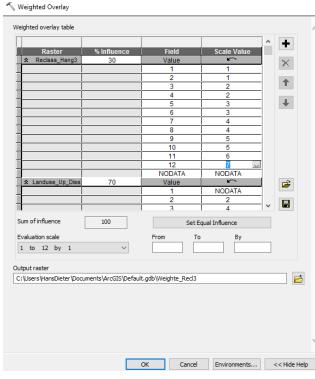
Abb. 28: Ausschnitt aus dem Raster des Untersuchungsgebietes, Update durch zusätzliche Information aus OSM.

4.4.3 Kumulative Kostenoberfläche

Nun wird noch der Hangneigungsraster mit dem Tool "Resample" von der Auflösung 10x10m in eine Auflösung von 2x2m umgewandelt. Anschließend wird auch dieser

Layer klassifiziert – und damit auch gleich auf dasselbe Skalenniveau gebracht, wie der Landnutzungsraster.

Um eine Kostenoberfläche zu erzeugen, die im Anschluss dazu im Tool "Cost Distance" verwendete werden kann, wird mit dem Tool "Weighted Overlay" gearbeitet:



Hiermit ist möglich, mehrere es Oberflächen mit unterschiedlicher Gewichtung einzugeben und einen Widerstandswert zuzuordnen. In diesem Fall wurde der Landuse Raster mit 70% und Hangneigungsraster der mit 30% gewichtet, da der Landnutzungstyp sicherlich weitaus wichtiger für Ausbreitungsvermögen von Vipera berus im als Flachgau ist, die Hangneigung. Trotzdem sollte diese nicht völlig außer Acht gelassen werden, da es natürlich sehr wohl höhere "Kosten" verursacht, steile Hänge hinauf zu wandern, als sich in der Ebene fortzubewegen.

Abb 29 Darstellung der Eingabemaske des Tools "Weighted Overlay", ArcGis

Im Falle dieser Modellierung werden für den Landuse Raster folgende Widerstandswerte verwendet (Skala 1-12):

-Gebäudeflächen: NoData (Barriere)

-Straßen und Parkplätze: 10

-Grünflächen: 3

-Bestockte Flächen: 6

-Gewässernetz: 6

-Fels: 9

-Autobahn: NoData (Barriere)

-Hauptstraße: 11

-Landstraße: 10

-Nebenstraße: 8

-Fahrweg: 2

-Wallersee: 12

Die Auswahl der Widerstandswerte für die verschiedenen Landnutzungsformen wurde natürlich nicht ohne Vorüberlegungen getroffen. Sie stellt das Herzstück eines guten Modells dar und beeinflusst die Qualität des Ergebnisses sehr stark. In der Arbeit von JOLY et al. 2003 wurden beispielsweise alle Straßen zusammengefasst und ein einheitlicher Widerstandswert vergeben. Diese Vorgehendweise schien im Untersuchungsgebiet unpassend, da hier vorhandenen Straßenkategorien sicherlich nicht denselben Widerstand aufweisen. Die Anzahl der verwendeten Landnutzungsklassen variiert auch bei den verschiedenen Autoren. RAY et al. verwendeten für ihre Untersuchung 2002 11 Klassen, während JOLY et al. 2003 7 Klassen verwendeten. In dieser Untersuchung werden 12 Klassen unterschieden (wenn man den Wallersee als eigene "Klasse" sehen möchte).

Straßen und asphaltierte Flächen (wie Parkplätze) haben für *V. berus* sicherlich einen höheren bis hohen Lebensraumwiderstand, schon alleine deshalb, weil ihnen die Fortbewegung auf sehr glatten, strukturlosen Untergründen schwerfällt. Was noch hinzukommt ist das Verkehrsaufkommen (und somit die Mortalitätsrate) und die Störung durch das Vorhandensein von Menschen und Fahrzeugen aller Art. Im Zusammenhang mit höherrangigen Verkehrswegen wie Hauptstraßen und Landstraßen spielt natürlich das Verkehrsaufkommen die Hauptrolle, deshalb wurden deren Raumwiederstandswerte dementsprechend hoch angesetzt. Somit wurde auch die Autobahn A1, die sich im Süden durch das Untersuchungsgebiet zieht, als Barriere (NoData) definiert. Ebenso wurden Gebäude als Barriere definiert – da eine direkte Durchwanderung dieser wohl ausgeschlossen ist.

Grünflächen wurden mit einem eher geringen Widerstandswert belegt, da hier die Fortbewegung für *Vipera berus* leicht von statten geht. Natürlich könnte man das Modell noch sehr elegant verfeinern, indem man zwischen unterschiedlichen Typen des Grünlandes differenziert und diese bewertet. Hinzu kommt noch, dass die Ausbreitung von *V. berus* oft entlang von Randstrukturen stattfinden.

Bestockte Flächen (also Wälder) wurden mit einem höheren Widerstandswert belegt, da hier ein wichtiger Faktor für das Leben aller Reptilien meist stark

limitiert ist – die Sonneneinstrahlung. Ausbreitungen in oder durch Wälder finden eventuell hauptsächlich wiederum entlang von linearen Strukturen statt – der Böschungen von Waldwegen. Deshalb wurden Waldwege (und auch Fahrwege in Wiesen) mit einem geringen Widerstandswert belegt.

Das Gewässernetzt wurde mit demselben Widerstandswert wie die bestockten Flächen bewertet, da Kreuzottern auch (kleinere) Fließgewässer durchschwimmen. Lediglich der Wallersee wurde mit dem höchsten Widerstandswert belegt – da eine Ausbreitung quer durch den See nicht wahrscheinlich ist. Aber eben auch nicht unmöglich. Es existieren natürlich auch alle Arten der Seequerungen, bei denen nicht direkt der ganze See durchschwommen wird sondern nur ein Abschnitt (z.B. durch eine Bucht).

Felsen wurden mit einem relativ hohen Widerstandswert belegt, nicht um der Felsen Willen, sondern weil es dort meistens entweder sehr belebt ist (Steinbruch oder Schottergrube), oder weil zusätzlich zum felsigen Untergrund meistens noch eine gewisse Unwegsamkeit hinzukommt.

Im Falle der Hangneigung wurden nur 7 Widerstandswerte vergeben:

0-5,4%: 1

5,41-11,7%: 2

11,71-18,0%: 3

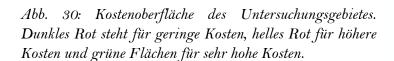
18,01-24,98%: 4

24,99-33,31%: 5

33,32-39,61%: 6

39,62-57,39%: 7

Nach Ausführung des Tools "Weighted Overlay" entsteht folgende Kostenoberfläche, die wiederum als Eingabe für die Cost-Distance-Analyse dient:





4.4.4 Cost Distance Analysis

Im Zuge der Kostenentfernungsanalyse wird für jede Zelle der vorher erzeugten Kostenoberfläche die kleinste akkumulative Kostenentfernung von oder zu einer Quelle berechnet. Zellen die in der Kostenoberfläche mit "NoData" bewertet wurden, gelten als Barrieren.

Als Eingabe benötigt das Tool zunächst die Fundpunkte von *V. berus* im Untersuchungsgebiet, die Kostenoberfläche und, wenn gewünscht, eine maximale Entfernung, die zurückgelegt werden kann.

Beim Quelldatensatz kann es sich sowohl um ein Raster- als auch um ein Feature Dataset handeln, um die Quelle zu ermitteln, von denen oder zu diesen die Entfernung mit den geringsten Kosten berechnet wird. Beim Eingaberaster (Kostenoberfläche) stellt der Wert jeder Zellposition die Kosten pro Einheitenentfernung für Bewegungen durch die jeweiligen Zellen dar. Um die Gesamtkosten für Bewegungen durch Zellen zu erhalten, werden diagonale Bewegungen ausgeglichen. Die Zellauflösung wird mit dem Widerstandswert an der jeweiligen Position multipliziert. Die maximale Distanz definiert jenen Schwellenwert, der von den akkumulierten Kostenwerten nicht überschritten werden darf. Sie definiert die Ausdehnung, für welche die Kostenentfernung berechnet wird (INTERNET 1).

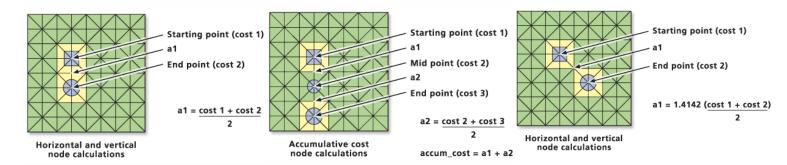


Abb 31 Funktionsweise der Kostenentfernungsberechnung (Internet 2)

Die Größe der maximalen Entfernung für diese Kostenentfernungsanalyse wird aus mehreren verschiedenen Quellen zusammengetragen. Grundsätzlich kann man bei Kreuzottern 2 verschiedenen Typen von Ortswechseln unterscheiden: entweder werden Ortswechsel innerhalb eines Teilhabitates unternommen oder saisonale Wanderungen zwischen Teilhabitaten, falls diese räumlich getrennt sind (VÖLKL & THIESMEIER 2002). In Zuge einer Telemetriestudie aus dem Jahr 2009 wurden Wanderdistanzen von männlichen Kreuzottern untersucht. Die maximal zurückgelegte Tagesdistanz eines Männchens betrug 617m. Durchschnittliche Werte bewegten sich zwischen 3 m und 67 m (KRUPITZ 2009).

Andere Autoren geben maximale Wanderdistanzen von 500m bis 1900m an (PRESTT 1971), in Südfinnland werden Wanderdistanzen von maximal 1200m, durchschnittlich von 100-400m zurückgelegt (VIITANEN 1967). MOSER (1988) hat bei einer Telemetriestudie ein sich sehr zügig fortbewegendes Weibchen verfolgt. Dieses legte binnen 4 Stunden 1,2km zurück. Für den Maximalwert werden nun auf Grund der genannten Quellen im gegenwärtigen Fall einerseits einmal 1200 m eingesetzt, andererseits wird zusätzlich eine Oberfläche berechnet, ohne eine Maximaldistanz festzulegen. Natürlich passieren Ausbreitungsleistungen nicht auf einmal, sondern stückchenweise – somit sind die berechneten Ausbreitungszonen als Hinweis auf eventuell bevorzugte Ausbreitungswege oder Richtungen zu sehen und nicht als statische Situation.

der Kostenentfernungsanalyse stellt nun Ausbreitungsareale dar, die in den Abbildungen 33 und 34 gemeinsam mit der Euklidischen Distanz abgebildet werden (siehe unten). Die Dispersal Areale wurden in 10 gleich große Einheiten unterteilt. Die Farbskala wurde so gewählt, dass sie sich von dunkelgrün nach rot erstreckt. Je mehr sich die Farbskale in Richtung rot bewegt, desto mehr Wanderleistung wurde bereits verbraucht und je unwahrscheinlicher wird es, dass die Tiere diese Gebiete auch erreichen. Die Euklidische Distanz (der schwarze bzw. weiße Kreis) stellt die maximale Wanderdistanz dar (1200m) und soll veranschaulichen, welche Distanz ohne Berücksichtigung des Lebensraumwiderstandes zurückgelegt werden könnte. Wenn sich mehrere Fundpunkte von *V. berus* dicht beieinander befinden, werden exemplarisch einzelne Fundpunkte Ausgewählt, um die Euklidische Distanz darzustellen, da das Kartenbild ansonsten zu unübersichtlich erscheint. In Abb. 32 werden die Dispersal Areale (Ausbreitungszonen) Dargestellt, die sich ergeben, wenn man die Berechnung ohne Festlegung einer Maximaldistanz durchführt. Hier wurden auch die beiden alten Fundpunkte südlich der Autobahn mitberücksichtigt, die aus den Jahren 1994 und 1998 stammen. Die weißen Stellen in der Ausbreitungsoberfläche stehen für die "NoData"-Werte, also für Barrieren. Dabei handelt es sich einerseits um Gebäude, andererseits um die Autobahn A1. Da es einige Straßen und Wege gibt, die sowohl über als auch unter der Autobahn durch führen, kann diese eigentliche Barriere theoretisch überwunden werden.

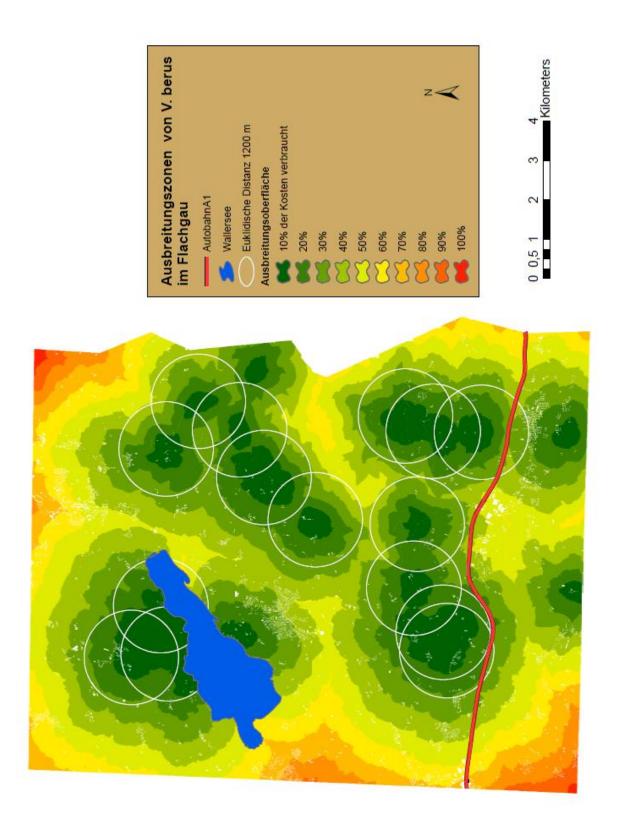


Abb. 32: Darstellung der Dispersal Zonen im Untersuchungsgebiet ohne Festlegung einer Maximaldistanz, mit 2 älteren Fundpunkten aus den Jahren 1994 und 1998 südlich der Autobahn.

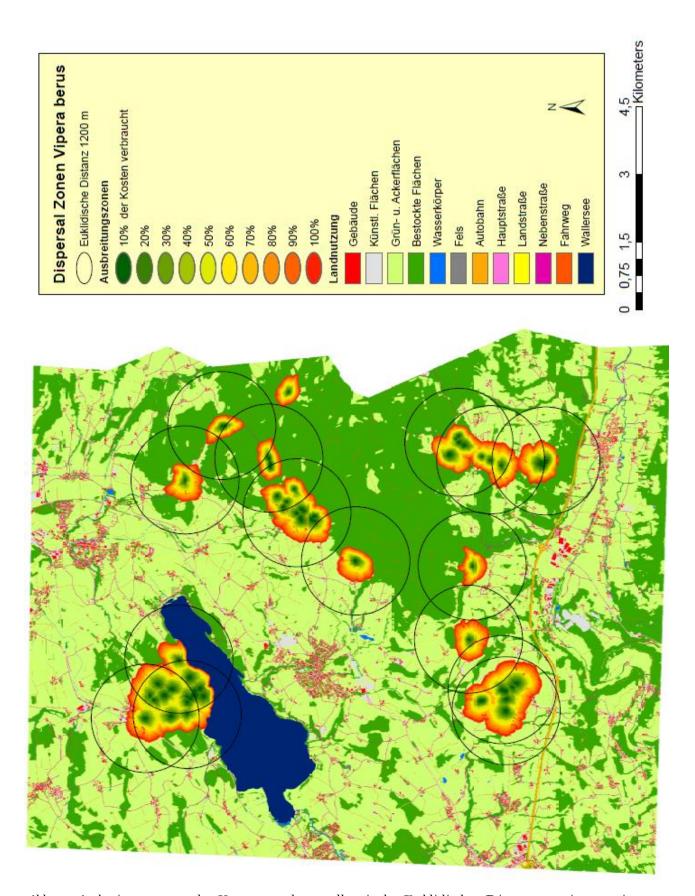


Abb 33 Ausbreitungszonen der Kreuzotter dargestellt mit der Euklidischen Distanz gemeinsam mit der Landnutzung.

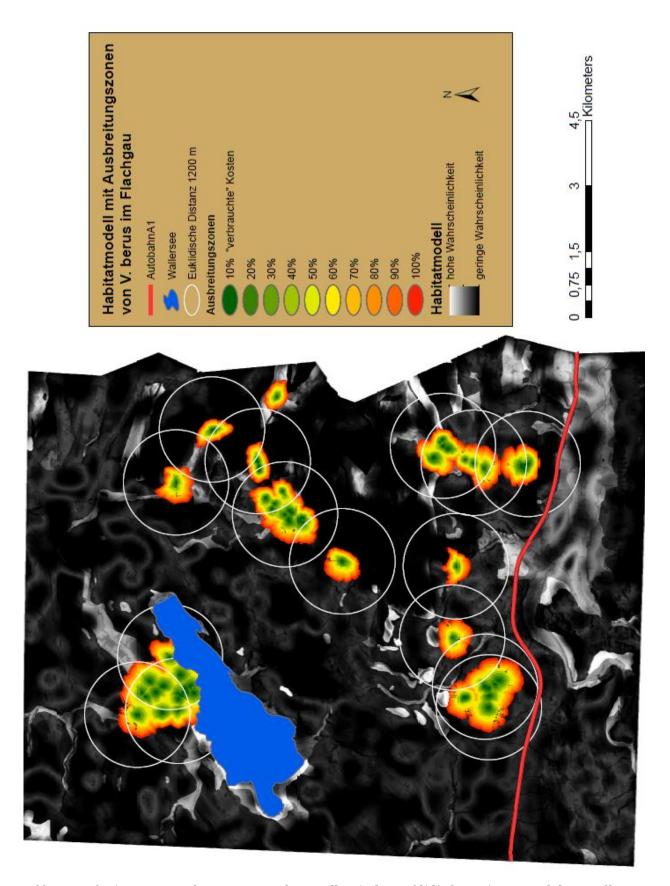


Abb 34 Ausbreitungszonen der Kreuzotter dargestellt mit der Euklidischen Distanz und der erstellten Habitatmodellierung.

5. Diskussion

5.1 Grenzliniendichte

Der äußere Bereich eines Patches, der sich nahe der Grenzlinie befindet, bildet mit der Randlinie des jeweils benachbarten Patches eine sogenannte Übergangszone, welche einem Ökoton entspricht, in dem ganz spezielle Standortbedingungen herrschen. Die Breite eines solchen Randbereiches hängt stark von der Schärfe der Grenze und der Art des graduellen Überganges ab und variiert mit diesen Faktoren. Die Bedingungen, die in einem sogenannten Randbereich vorherrschen, werden als Randeffekte bezeichnet. Solche sind zum Beispiel die Windwirkung oder die Sonneneinstrahlung. Weiters gibt es auch Randeffekte, die durch Interaktion von Organismen zustande kommen. Dies sind etwa Räuber-Beute-Beziehungen. Man kann auch Arten nach Abhängigkeit ihrer Individuendichte von der Randdistanz entweder zur Gruppe der Innenraumarten oder zur Gruppe der Randbereichsarten zählen. Beide dieser Gruppen würden wohl am besten unter den Begriff "randsensitive Arten" zusammengefasst. Es existieren natürlich auch andere Arten, die keine spezielle Präferenz aufweisen (LANG et al. 2007).

Die Kreuzotter gehört mit Sicherheit zur Gruppe der Randbereichsarten. Sie stellt jedoch noch weitere Ansprüche an die Qualität dieser Randbereiche. So werden struckturreiche und flächige Waldränder auf alle Fälle den durch Aufforstung von Lücke begradigten Waldrändern vorgezogen. Ebenfalls negativ auf das Vorkommen von V. berus wirkt sich eine Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung bis direkt an den Waldrand heran aus (VÖLKL & THIESMEIER 2002). Diese Faktoren sind natürlich in Habitaten wie dem östlichen Bereich des Untersuchungsgebietes besonders bedeutsam, wo die Waldränder und der Übergang zwischen Wald und Wiese sicherlich sehr wichtige Lebensräume darstellen. Somit kann man sagen, dass nicht alleine die Dichte der Grenzlinien ausschlaggebend für das Vorkommen von V. berus ist, sondern vor allem deren Qualität. Diese Anforderung konnte leider mit den zur Verfügung stehenden Daten und der angewendeten Methode nicht in das Modell eingearbeitet werden. In einem solchen Fall ist auch immer der Betrachtungsmaßstab ausschlaggebend – da sich die Form der Grenze natürlich ändert, je größer der Betrachtungsmaßstab gewählt wird. Der nicht signifikante Zusammenhang der Vorkommen von Vipera berus und besonders hoher Grenzliniendiche kann also einerseits am Berachtungsmaßstab liegen, andererseits an den speziellen Ansprüchen, die V. berus an die Grenzlinien stellt. Des Weiteren sind jene Bereiche, die in Untersuchungsgebiet besonders hohe Grenzliniendiche aufweisen, auch meistens Bereiche mit großer, anthropogener

Einflussname wie zum Beispiel Siedlungsbereiche oder landwirtschaftlich genutzte Flächen. Hier kann auch das Ausbringen von z.B. Bioziden zu einer schleichenden Lebensraumverschlechterung für *V. berus* führen (VÖLKL & THIESMEIER 2002).

Man kann sagen, dass das Vorkommen von *V. berus* im Untersuchungsgebiet auf Bereiche beschränkt ist, die eine relativ hohe Grenzliniendichte aufweisen, wo aber gleichzeitig das Maß der anthropogenen Beeinflussung und der Übenützung noch relativ gering ist, zumindest in den kleineren Bereichen, in denen die Populationen lokalisiert wurden. *V. berus* kann sich jedoch auch ohne weiteres an die Anwesenheit von Menschen in ihrem Lebensraum gewöhnen – sofern diese keine Bedrohung darstellen. Einige Exemplare im Untersuchungsgebiet leben in einem Garten eines bewohnten Einfamilienhauses (KRUPITZ, mündl. Mitteilung).

Auch das partiell hohe Maß an Lebensraumzerschneidung – der Anteil der Untersuchungsgebiet Straßen Grenzliniendichte im durchschnittlich zwar nur 6,74%, es gibt jedoch speziell zwischen Wallersee und dem Waldgebiet im Osten Bereiche mit höherem Zerschneidungsgrad - wirkt sich in den genannten Bereichen sicherlich sehr negativ Kreuzotternpopulationen, und deren Zusammenhang untereinander, Untersuchungsgebiet aus. Wenn man sich das untenstehende Satellitenbild (Abb 35) aus dem Jahr 1954 (Quelle: SAGIS) anschaut, kann man deutlich erkennen, das in diesem Bereich die Besiedlung und Zerschneidung nur ein sehr geringes Ausmaß angenommen hatte. Im östlichen Waldgebiet herrscht noch ein Mosaik aus unterschiedlichen Altersstufen und Nutzungen vor, was für V. berus sicherlich attraktiver war als der heutige Zustand (Abb 36). In Abb 36, einem Satellitenbild aus dem Jahr 2014 (Quelle: SAGIS), kann man deutlich sehen, dass der Ort (Henndorf) stark gewachsen ist und auch das Vorkommen von größeren Straßen zugenommen hat. Auch die Art der landwirtschaftlichen Nutzung hat sich mittlerweile von den kleinen Parzellen aus dem Jahr 1954 hin zu großen Flächen entwickelt. Auch hier lässt sich eine Abnahme der "guten" Grenzlinien erkennen.

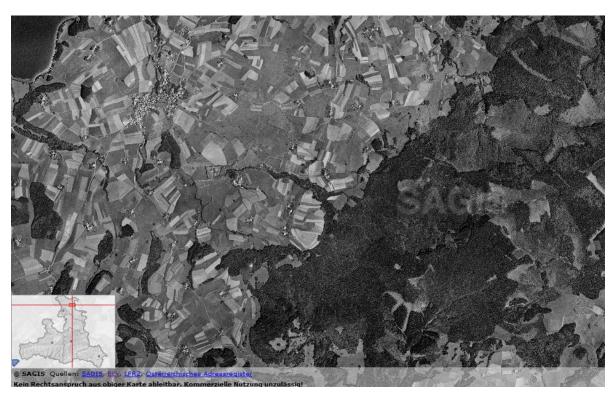


Abb 35: Ausschnitt aus dem Untersuchungsgebiet, dargestellt durch ein Satellitenbild aus dem Jahr 1954. Quelle: SAGIS: https://www.salzburg.gv.at/sagis.



Abb 36 Derselbe Ausschnitt aus dem Untersuchungsgebiet, Satellitenbild aus dem Jahr 2014. Quelle: SAGIS: https://www.salzburg.gv.at/sagis.

5.2 Habitatmodellierung

Maxent stellt ein gutes und praktisches Tool für die Modellierung von Vorkommenswahrscheinlichkeiten dar. Im Zuge dieser Projektarbeit wurde trotz der nicht ganz günstigen Datenlage und der nur 4 vorhandenen Umweltlayer ein durchaus nachvollziehbares Ergebnis erzielt. Auch der AUC-Wert liegt mit 0,901 +/- 0,021 in einem akzeptablen Bereich. Ein Problem stellt sicherlich der angestrebte Modellierungsmaßstab dar. Hier wären noch weitere Versuche zur Verwendung verschiedener Umweltlayer ausständig.

Viele der in anderen Studien für sehr großflächige Modellierungen verwendeten Umweltdaten konnten in dem hier vorliegenden Maßstab nicht angewendet werden, da bei Habitatmodellierungen immer sowohl die räumliche als auch die zeitliche Auflösung berücksichtige werden muss (Abb 37).

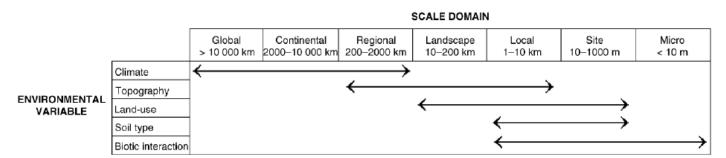


Abb 37: Darstellung des Maßstabes gegenüber den zu verwendenden Umweltvariablen (aus: Pearson et al. 2003).

Die gerne für Habitatmodellierungen herangezogenen Klimadaten hätten in der hier vorliegenden Kleinräumigkeit keinen Informationsgewinn bedeutet, da sie sich nicht deutlich genug ändern. In einigen Arbeiten zur Habitatmodellierung von anderen Vipernarten (*V. ursinii* und *V. barani*), die von GÜL (2015), MIZSEI et al. (2016) und von LYET et al. (2013) durchgeführt wurde, konnten in dem in diesen Arbeiten modellierten Maßstab, der deutlich kleiner war als im Falle dieser Arbeit, immer gute Erfolge mit der Verwendung der Durchschnittlichen oder saisonalen Niederschläge und Temperaturen erzielt werden.

Maxent liefert auch eine ganze Palette an verschiedenen statistischen Auswertungen, durch die man sich einen guten Überblick über die Qualität des Modells und auch die Unabhängigkeit der verwendeten Daten verschaffen kann. Bei der hier durchgeführten Modellierung mit ihren lediglich 4 Umweltvariablen behält man noch leicht den Überblick – wenn man jedoch ein großes Gebiet modelliert und mit vielen verschiedenen Umweltvariablen arbeitet, sind die ausgegebenen Diagramme eine große Hilfe um etwa unerwünschte Abhängigkeiten zwischen Variablen zu erkennen. Zusätzlich

kann man noch Aussagen zur Bedeutung einzelner Umweltvariablen für die Habitatnutzung der modellierten Tierart treffen.

Betrachtet man das Diagramm in Abb 19 für die Unterlassungsrate, kann man eine Aussage zur Modellqualität treffen. Bei der Modellerstellung wurde eingegeben, dass 25% der Fundpunkte für die Testung des Modells verwendet werden sollen um statistische Analysen durchführen zu können. Für einen großen Teil der von Maxent durchgeführten Analyse wird vom Programm ein Schwellenwert festgelegt, um eine binäre Aussage treffen zu können, mit passenden Habitatbedingungen über diesem Schwellenwert und unpassenden darunter. Die in Abb 19 dargestellte Graphik zeigt nun, wie die Test- und Trainings-Unterlassungsrate und die vorhergesagte Fläche mit der Änderung des kumulativen Schwellenwertes verändert. In dieser Abbildung sieht man, dass die Unterlassungsrate der Test Sampels gut zu der vorhergesagten Unterlassungsrate passt (PHILLIPS 2017). Dadurch kann man sagen, dass das Modell gut angepasst wurde.

Wenn man sich die Diagramme in Abb 21 ansieht, kann man erkennen, welche Werte oder Kategorien der verwendeten Variablen wie sehr am Modell beteiligt sind. Im Diagramm für die Variable "Geologie" lässt sich ablesen, dass 6 Kategorien einen großen Beitrag zur Modellerstellung leisten. Wenn man sich die Grenzliniendichte anschaut, ist ein deutlicher Peak im linken Bereich der Kurve zu erkennen. Dies ist wiederum der Wert der Grenzliniendichte, der am meisten beiträgt. Beim Betrachten der Landnutzung hebt sich keine Kategorie besonders hervor und bei der Sonneneinstrahlung tragen höhere Werte offensichtlich mehr zur Modellerstellung bei, was nicht verwunderlich ist. Die Interpretation dieser Diagramme kann unter Umständen sehr schwierig sein, vor allem wenn es Abhängigkeiten zwischen den Variablen gibt, die nicht klar ersichtlich sind, da das Modell eventuell Vorteile aus diesen Abhängigkeiten zieht, die in den Diagrammen nicht offensichtlich sind (PHILLIPS 2017).

Bei der Betrachtung der Balkendiagramme für den Jackknife Test in Abb 23 sieht man, dass die Variable Geologie den meisten Informationsgehalt für das Modell besitzt. Daraus könnte man nun schließen, dass die Geologie in dem hier modellierten Maßstab der wichtigste Standortfaktor für V. berus im Untersuchungsgebiet ist, was nicht sehr realistisch ist. Wahrscheinlicher ist es, dass die Geologie den höchsten Informationsgehalt besitzt, der nicht auch aus den anderen Umweltvariablen gewonnen werden kann und deshalb offensichtlich eine wichtige Position im Modellierungsprozess einnimmt. Um eine dieser Annahmen zu beweisen, wären allerdings noch weitere Untersuchungen nötig.

Die Landnutzung besitzt laut Jackknife Test den geringsten Informationsgehalt für diese Modellerstellung, was zunächst ungewöhnlich erscheint. Eine Erklärung hierzu wäre, dass die Genauigkeit des Landnutzungsrasters für eine Habitatmodellierung in diesem Maßstab einfach nicht ausreicht. Zumindest nicht für *V. berus.* Da *V. berus* auch sehr von Grenzlinien zwischen den verschiedenen offenen Habitaten profitiert, wäre eine genauere Erfassung dieser nötig, um die Habitatmodellierung zu verbessern. Auch Lineare Strukturen wie zum Beispiel Hecken wurden in dem vorliegenden Maßstab nicht integriert, stellen für *V. berus* aber wichtige Strukturen dar. Unter Umständen wäre es eine mögliche Herangehensweise, um in der Habitatmodellierung auch sehr kleinräumige Strukturen zu berücksichtigen, dass man das Untersuchungsgebiet unterteilt, für jede dieser Unterteilungen eine Habitatmodellierung im nötigen Maßstab durchführt und die Ergebnisse anschließend wieder zu einem großen Untersuchungsgebiet vereinigt.

Betrachtet man das Endergebnis der Habitatmodellierung, nämlich die klassifizierte Oberfläche mit den Vorkommenswahrscheinlichkeiten für V. berus fällt auf, dass die als geeignet bewerteten Gebiete relativ fragmentiert und oft sehr kleinräumig sind. Dies spiegelt etwas die Situation im Salzburger Flachgau wieder. Hier herrscht ein teilweise hohes Maß an Zersiedelung und damit einhergehend ein oft relativ dichtes Netz an Straßen und Wegen vor. Lediglich im Südöstlichen Teil des Untersuchungsgebietes befindet sich laut Modell eine größere, zusammenhängende Fläche geeigneten Habitats (siehe Abb 25). Dort wurden allerdings in jüngster Zeit keine Nachweise (mehr) erbracht. Autobahn stellt zusätzlich eine erhebliche Barriere zwischen den bekannten Vorkommen weiter nördlich und diesem Gebiet im Süden dar. Einwanderung in diesen Bereich müsste also von Süden her passieren. Das vielversprechendere Gebiet stellt die Region rund um den Wallersee dar. Hier scheint es einen zweiten größeren und zusammenhängenden Komplex von potentiell geeigneten Habitaten zu geben. Eine Besiedelung dieser von der bekannten Population im Wenger Moor aus wäre zumindest theoretisch möglich. Zusätzlich sind noch Erhebungen geplant, die sich speziell auf die durch die Habitatmodellierung angezeigten, potenziell geeigneten Gebiete beziehen, um zu kontrollieren, ob es dort bereits Vorkommen von V. berus gibt und wie das modellierte Gebiet tatsächlich vor Ort aussieht.

Weiters fällt bei näherem Hinsehen auf, dass bei der Modellierung – logischer Weise – keine Rücksicht auf Störfaktoren genommen wurde. Das generierte Habitatmodell zeigt eine höhere bis hohe Vorkommenswahrscheinlichkeit unter Anderem in den südlichen Bereichen – zwischen der Autobahn und der Grenze des Untersuchungsgebietes im Süden an. Hier wurde am 02.06.2017 durch

"ground proofing" nochmals festgestellt, was man auch aus einer Landkarte ablesen kann: der Großteil des Gebietes wäre unter Umständen als Lebensraum für V. berus geeignet, jedoch hat die anthropogene Beeinflussung in den meisten Bereichen sicherlich eine Grad erreicht, der für die Tiere nicht mehr tragbar wäre. Andererseits ergab sich in einem auch südlich der Autobahn gelegenen Gebiet etwas weiter westlich mit sehr hoher Vorkommenswahrscheinlichkeit grundsätzlich ein sehr vielversprechendes Bild. Getrübt wurde diese jedoch von aktuellen Baumaßnahmen in einem Abschnitt davon, die einen großen Bereich praktisch unzugänglich machen – nicht nur für V. berus, sondern auch für viele weitere Reptilien und Amphibien.





Abb 38 Gebiet ganz im Südwesten des Untersuchungsgebietes, das im Habitatmodell mit einer hohen Vorkommenswahrscheinlichkeit bewertet wurde, und einen guten Eindruck hinterlassen hat.





Abb 39 Diese Mauern umschließen ein unter anderen Umständen vielleicht vielversprechendes Habitat von V. berus., welches mit einer höheren Vorkommenswahrscheinlichkeit bewertet wurde. Dieser Bereich wird nun aus Hochwasserschutzgründen als Rückhaltebecken verwendet.

Das in Abb 38 dargestellte Gebiet wird zwar im Moment relativ intensiv landwirtschaftlich genutzt - und dies bis ganz an den Waldrand heran - was für *V. berus* sicherlich momentan nicht ideal ist. Allerdings könnte man hier mit wenig Aufwand ein paar Strukturen schaffen, die die Attraktivität für Kreuzottern steigern würde. So z.B. das Schaffen eines nicht bewirtschafteten Randstreifens zum Wald hin.

Eine Möglichkeit das Habitatmodell unter Umständen zu verbessern wäre es gewesen, ebenfalls für Grasfrosch und Bergeidechse Habitatmodellierungen durchzuführen und die erzielten Oberflächen miteinander zu verschneiden – somit könnte man vielleicht durch das Vorkommen von Beutetieren zusätzlich besonders geeignete Habitate für *V. berus* herausfiltern. In der kartographischen Darstellung der Habitatmodellierung (Abb. 25) wurden in diesem Fall lediglich die Fundpunkte von Grasfrosch und Bergeidechse über das Habitatmodell von *V. berus* gelegt.

An dieser Stelle kann man nochmals festhalten, dass Habitatmodellierungen, wenn sie mit der nötigen Sorgfalt und viel Fachwissen über die betroffene Tierart durchgeführt werden, einen guten Anhaltspunkt für zum Beispiel Kartierungen oder weiterführende Untersuchungen liefern können, und auch bereits zur Entdeckung neuer Vorkommen von Tierarten abseits der bekannten Gebiete geführt haben (z.B. MIZSEI et al. 2016) oder zu einer konkreteren Nischenabgrenzung zwischen Schlangenarten (SCALI et al. 2011).

5.3 Cost Distance Analysis

Bei der Betrachtung der Karten mit den Ausbreitungszonen in Abb 33 und Abb 34 ist zu erkenne, dass der Lebensraumwiderstand in allen Fällen das erreichen der maximalen Distanz von 1200 m verhindert. Würde diese Distanz ausgeschöpft werden, könnten auch laut Habitatmodellierung weitere, passende Gebiete erreicht werden. Da es weinige Untersuchungen zum Ausbreitungsverhalten von *V. berus* gibt, ist eine Einschätzung dazu schwer zu treffen. Auch zur Nutzung von Trittsteinhabitaten zur Ausbreitung von *V. berus* ist wenig bekannt.

Die meisten Untersuchungen beziehen sich auf die Ortswechsel von Kreuzottern innerhalb von Teilhabitaten oder saisonale Wanderungen zwischen den Teilhabitaten sofern diese räumlich getrennt sind. Solche Ortswechsel gehen oft relativ zügig von statten, wären Wanderungen innerhalb von Teilhabitaten mit geringerer Tagesleistung vollzogen werden. Die dabei zurückgelegten Maximaldistanzen hängen stark von der Habitatstruktur ab. (VÖLKL &

THIESMEIER 2002). Diesen Ortswechseln ist es gemeinsam, dass die Kreuzottern die Gebiete und die Strecken normalerweise bereits kennen, was Ausbreitungsleistungen in neue Habitate nicht der Fall Die durchschnittlichen Wegstrecken die bei solchen Wanderungen von den Winterquartieren zu den Sommerlebensräumen zurückgelegt werden, betragen zwischen 150-900m, die Dauer der Wanderungen betrug zwischen 7 und 36 Tagen (VIITANEN 1967). Wenn ein räumlicher Wechsel zwischen den Teilhabitaten stattfindet, kommt es regelmäßig dazu, dass Kreuzottern auch Lebensräume durchwandern, die nicht dauerhaft genutzt werden, wie zum Beispiel Waldlebensräume – hier sogar Fichtendickungen – und sehr feuchte Flächen. Auch Gewässer werden dabei problemlos durchschwommen (VÖLKL & THIESMEIER 2002).

Diese Ausführungen lassen erkennen, dass Kreuzottern durchaus sehr mobile Schlangen sind, die auch vor der Durchwanderung von ungeeigneten Lebensräumen nicht zurückschrecken. Somit scheint es möglich zu sein, dass Untersuchungsgebietes ausgemachten die im Osten des Kreuzotterpopulationen noch miteinander in Kontakt stehen könnten zumindest der südliche Teil der Subpopulationen miteinander und der weiter nördlich gelegene Teil wiederum miteinander - bzw. von diesen Vorkommen aus auch weitere Lebensräume, die sich recht kleinflächig im großen Waldgebiet befinden, besiedelt werden können. Dem Habitatmodell nach sind in diesem Bereich ja auch kleiner Gebiete vorhanden mit passenden Bedingungen. Diese könnten unter Umständen als Trittsteinhabitate für eine Ausbreitung bzw. einen Austausch zwischen den Populationen wichtig sein. Ein Kontakt der Population im Wenger Moor mit den östlichen (Sub-)Populationen scheint sehr unwahrscheinlich, da sich im Gebiet zwischen diesen Populationen große Bereiche mit starke anthropogenen Störungen und viele Straßen befinden.

5.4 Schlussfolgerung

Für die Kreuzotter Populationen im Untersuchungsgebiet hat sich die Situation den letzten Jahrzehnten sicherlich durch die zunehmende in Habitatzerschneidung und die Intensivierung und Automatisierung der Landund Forstwirtschaft sukzessive verschlechtert. Deshalb ist es sehr wichtig, wie auch schon von KRUPITZ (2014) angemerkt, für die verbleibenden Populationen Flachgau ein Managementprogramm aufzustellen, um Verlusten vorzubeugen.

Von KRUPITZ (2014) wurden bereits Maßnahmen wie das Ausbuchten der Waldränder, ein Belassen von Altgrasstreifen, eine Extensivierung der

Landwirtschaftlichen Nutzung, Entbuschung von Moorgebieten, das Anlegen von Hecken und den Erhalt von strukturreichen Waldrändern als wichtige Maßnahmen für den Erhalt und die Förderung der Populationen genannt.

Eine weitere Verbesserung wäre sicherlich dadurch zu erzielen, wenn an den von den Kreuzottern bevorzugt genutzten Waldrändern die landwirtschaftliche Nutzung nicht mehr bis ganz zum Waldrand hin erfolgt. Dabei sollte auf die Nutzung eines breiteren Streifens wenn möglich verzichtet werden. Somit könnte man einen sanften Übergang von Wiese zu Wald schaffen, der die Lebensraumqualität für *V. berus* sicherlich stark erhöhen würde.

Zusätzlich sollte man sich noch auf den Erhalt von Trittsteinhabitaten konzentrieren, um die genetische Vielfalt der Populationen zu erhalten und einen Austausch zwischen einzelnen Populationen möglich zu machen. Ein Trittsteinhabitat als solches zu identifizieren ist sicherlich nicht immer ganz einfach – da diese ja oft nicht dauerhaft besiedelt sind. Für den Anfang wäre es zunächst nötig, die kleineren Bereiche, die durch die Habitatmodellierung als gut geeignet klassifiziert wurden nähe runter die Lupe zu nehmen und dann, wie bereits von KRUPITZ (2014) angemerkt, weiter Korridore für einen Verbund der Populationen zu schaffen.

6 Literaturverzeichnis

BLAB, J., NOVAK, E., TRAUTMANN, W. & SUKOPP, H. (1984). Rote Liste der bedrohten Tierarten in der Bundesrepublik Deutschland. Kilda, Greven, 270 S.

BÖHM, M., COLLEN, B., J.E.M., et. al. (2013). The conservation status of the world's reptiles. Biological Conservation, 157: 372-85.

CAI, X., WU, Z. & CHENG, J. (2013): Using kernel density estimation to assess the spatial pattern of road density and its impact on landscape fragmentation. International Journal of Geographical Information Science, Vol. 27, No. 2: 222-230.

DODD, C. K., Hrsg. (2016). Reptile Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques, Kindle Edition, OUP Oxford.

Elith, J., Leatherwick, JR. (2009). Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst. 40: 677-697.

Elith, J., Phillips, S.J., Hastie, T., Dudik, M., Chee, Y.E., et al. (2011). A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. Diversity and Distrubution, Vol. 17, No. 1: 43-57.

ESRI 2011. ArcGIS Desktop: Release 10. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.

FRANKLIN, J. (2010). Mapping Species Distributions: Spatial Inference and Prediction, Cambridge University Press.

FOURCADE, Y., ENGLER, J., RÖDDER, D., SECONDI, J. (2014): Mapping Species Distribution with MAXENT Using a Geographically Biased Sample of Presence Data: A Performance Assessment of Methods for Correcting Sampling Bias. PLoS ONE 9(5): e97122. Doi:10.1371/journal.pone.0097122

FORMAN, R.T.T., 1995. Land Mosaics Cambridge. University Press, Cambridge.

GLANDT, D. (2001): Die Waldeidechse. Laurenti Verlag, Bochum.

GÜL, S. (2015): Potential Distribution Modeling and Morphology of *Pelias barani* (Böhme and Joger, 1983) in Turkey. Asian Herpetological Research 2015, 6(3): 206–212.

HAUS DER NATUR (2012): Biodiversitätsdatenbank des Landes Salzburg am Haus der Natur Salzburg. Digitaler Datenbestand aus der Biodiversitätsdatenbank.

HERPETOFAUNISTISCHE DATENBANK – Naturhistorisches Museum Wien (2012): Digitaler Datenbestand aus der Herpetofaunistischen Datenbank am Naturhistorischen Museum Wien.

INTERNET 1: https://pro.arcgis.com/de/pro-app/tool-reference/spatial-analyst/cost-distance.htm

INTERNET 2: http://pro.arcgis.com/de/pro-app/tool-reference/spatial-analyst/how-the-cost-distance-tools-work.htm

INTERNET 3: https://pro.arcgis.com/de/pro-app/tool-reference/spatial-analyst/kernel-density.htm

JOLY, P., MORAND, C., COHAS, A. (2003): Habitat fragmentation and amphibian conservation: building a tool for assessing landscape matrix connectivity. C. R. Biologies 326 (2003): 132–S139.

KALYABINA-HAUF, S., S. SCHWEIGER, U. JOGER, W. MAYER, N. ORLOV & M. WINK (2004): Phylogeny and Systematics of Adders (Vipera berus complex). Mertensiella 15 - Verbreitung, Ökologie und Schutz der Kreuzotter (*Vipera berus* [Linneus, 1758]): 7-15

KÄSEWIETER, D., VÖLKL, W. (2003): Makro- und Mikrohabitatnutzung der Schlingnatter (*Coronella austriaca*) im Lechtal. Zeitschrift für Feldherpetologie 10: 159-173.

KÄSEWIETER, D. (2002): Ökologische Untersuchungen an der Schlingnatter (*Coronella austriaca*, Laurenti 1768). Dissertation an der Univeristät Bayreuth.

KRUPITZ, W. (2009): Raumnutzung männlicher Kreuzottern (Vipera berus) während der Paarungszeit. Diplomarbeit an der Universität Wien.

KRUPITZ, W. (2014): Situation der Kreuzotter im Salzburger Alpenvorland. Endbericht 2012 - 2014. Unveröff. Studie im Auftrag des Landes Salzburg, Abteilung Naturschutz. 49 Seiten.

KYEK, M. & A. MALETZKY (2006): Atlas und rote Liste der Amphibien und Reptilien Salzburgs. Amt der Salzburger Landesregierung, Naturschutzbeiträge 33/06.

LANG, S., BLASCHKE, T. (2007): Landschaftsanalyse mit GIS. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart.

LYET. A., THUILLER, W., CHEYLAN, M., BESNARD, A. (2013): Fine-scale regional distribution modelling of rare and threatened species: bridging GIS Tools and conservation in practice. Diversity and Distributions, (Diversity Distrib.) (2013) 19: 651–663.

MEROW, C., SMITH, M.S., SILANDER, J. (2013): A practical guid to MaxEnt for modelling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. Ecography 36: 1058-1069.

MOSER, A. (1988): Untersuchung einer Population der Kreuzotter (*Vipera berus*, L.) mit Hilfe der Radio-Telemetrie. Dissertation Universität Basel.

VÖLKL, W., THIESMEIER, B. (2002). Die Kreuzotter – ein Leben in festen Bahnen? Laurenti Verlag, Bielefeld.

PEARSON, R., DAWSON, T. (2003): Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? Global Ecology and Biogeography, Volume 12, Issue 5: 361-371.

PHILLIPS, S., DUDÍK, M., SCHAPIRE, R. (2017): Maxent software for modeling species niches and distributions (Version 3.4.0). Available from url: http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent

PHILLIPS, S. (2017). A Brief Tutorial on Maxent. Available from url: http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/. Accessed on 2017-04-24.

PHILLIPS, S. ANDERSON, R., SCHAPIRE, R. (2006): Maximum entropy modelling of species distributions. Ecological Modelling 190: 231-259.

PHILLIPS, S., DURDÍK, M. (2008): Modeling of species distributions with MaxEnt: new extensions and a comprehensive evaluation. Ecography 13: 161.

PHILLIPS, S., DUDÍK, M., ELITH, J., GRAHAM, C.H., LEHMANN, A., LEATHWICK, J. & FERRIER, S. (2009): Sample Selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. Ecological Applications 19: 181-197.

PRESTT, I. (1971): An ecological study of the viper *Vipera berus* in south Britain. Journal of Zoolgy 164: 373-418.

RAY, N., LEHMANN, A. & JOLY, P. (2002) Modeling spatial distribution of amphibian populations: a GIS approach based on habitat matrix permeability. Biodiversity and Conservation, 11, 2143–2165.

SCALI, S., MANGIACOTTI, M., SACCHI, R., GENTILLI, A. (2011): A tribute to Hubert Saint Girons: niche separation between *Vipera arpis* and *Vipera berus* on the basis of distribution models. Amphibia-Reptilia 32: 223-233.

SCHIEMENZ, H. (1985). Die Kreuzotter. NBB 332, Wittenburg Lutherstadt (Ziemsen).

SCHWEIGER, M. (2011): Zur Situation der Kreuzotter, *Vipera berus* (LINNAEUS, 1758) im nördlichen Salzburger Flachgau und im angrenzenden Oberösterreich – Vorstellung einer laufenden Untersuchung. ÖGH – Aktuell, Nr. 26: 24-27

SOBERÓN, J., NAKAMURA, M. (2009): Niches and distributional areas: concepts, methods, and assumptions. Proceedings of the National Academy of Science USA, 106: 19644-19650.

URSENBACHER, S., M. CARLSSON, V. HELFER, H. TEGELSTRÖM & L. FUMAGALLI (2006): Phylogeography and Pleistocene refugia of the adder (*Vipera berus*) as inferred from mitochondrial DNA sequence data. Molecular Ecology 15: 3425–3437

VIITANEN, P. (1967): Hibernation and seasonal movements of the Viper *Vipera berus (L.)* in South Finnland. Annales Zoologici Fenici 4: 472-546.

VÖLKL, W. & THIESMEIER, B. (2002): Die Kreuzotter – ein Leben in festen Bahnen? Laurenti Verlag, Bielefeld.

WARD, G., HASTIE, T., BARRY, S., ELITH, J., LEATHWICK, J.R. (2009): Presence-only data and the em algorithm. Biometics 65: 554-563.

YACKOULIC, C., CHANDLER, R., ZIPKIN, E., ROYLE, A., NICHOLS, J., GRAND, E., VERAN, S. (2013): Presence-only modelling unsing MAXENT: when can we trust the inferences? Methods in Ecology and Evolution 2013, 4: 236-243.

YOUNG, N., CARTER, L., EVANGELISTA, P. (2001): A MaxEnt Model v3.3.3e Turorial (ArcGis v10). Natural Resource Ecology Laboratory at Colorado State University and the National Institute of Invasive Species Science.

ZADROZNY, C. (2004): Learning and evaluating classifiers under sample selection bias. Proceedings of the Twenty-First International Conference on Machine Learning. Association for Computer Machinery, New York, USA.