

Estimating the benefit of landscape metrics in a Maxent model – Experimental application of landscape metrics surfaces at different scales

Vorteile der Integration von Landschaftsstrukturmaßen in ein Maxent Modell – Experimentelle Anwendung von flächigen Landschaftsstrukturmaßen in verschiedenen Maßstäben

Olivia Ortner, Seeparksiedlung 10/3, 5071 Wals, Ortner.olivia@gmx.at

Abstract

Die Verbreitung von Arten in der Umwelt geschieht nicht zufällig, sondern wird von der Verteilung, Größe, Häufigkeit und Konnektivität der Landschaftspatches beeinflusst. Diese räumliche Konfiguration der Landschaft formt ökologische Prozesse wie etwa die Größe und Lage von Aktionsräumen, Migrationsrouten und auch das Migrationsvermögen. Landschaftsstrukturmaße beschreiben diese Konfiguration quantitativ. Während sich traditionelle Ansätze der Habitatmodellierung eher mit den abiotischen Faktoren beschäftigen, bringt die Integration von Landschaftsstrukturmaßen eine funktionelle Information ein. In dieser Arbeit haben wir eine Methode der direkten Integration von Landschaftsstrukturmaßen als unabhängige Variablen in die Modellierung mit Maxent untersucht. Genauer gesagt haben wir Hexagone als statistische Einheiten für die Berechnung der Landschaftsstrukturmaße verwendet. Dadurch können auch Landschaftsstrukturmaße, die aus Vektordatensätzen berechnet werden, für die Verbreitungsmodellierung verwendet werden. Wir haben diesen Ansatz an der Schlingnatter, *Coronella austriaca*, in den österreichischen Alpen getestet. Daraus resultierte eine Verbesserung der Modellierungsergebnisse.

1 Einleitung

Habitatmodellierungen werden heutzutage in zahllosen Untersuchungen in den verschiedensten Arbeitsfeldern eingesetzt, um einen Überblick über die potenzielle Verbreitung von Tier- oder Pflanzenarten zu erhalten. Bei Habitatmodellierungen werden die Fundpunkte von Tier- oder Pflanzenarten mit abiotischen Umweltbedingungen in Verbindung gebracht und auf diese Art die ökologische Nische im geographischen Raum abgebildet. Die in dieser Master Thesis verwendete Modellierungsmethode ist Maxent (http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/).

Die Tierart, deren potenzielle Verbreitung modelliert wurde, ist die Schlingnatter, *Coronella austriaca*. Auf Grund der guten Datenlage wurde als Untersuchungsgebiet das Bundesland Kärnten, Österreich ausgewählt. Hier waren sowohl Vegetations- und Klimadaten als auch eine ausreichende Anzahl von Fundpunkten der Zielart vorhanden.

Landschaftsstrukturmaße werden durch Algorithmen berechnet, die die Komposition der Landschaft quantitativ beschreiben. Dadurch sind diese Maße wichtige Faktoren für die

Besiedelung der Umwelt durch verschiedene Tierarten. Bisher gab es nur die Möglichkeit, Landschaftsstrukturmaße durch die sogenannte „Moving Window“ Methode (Hagen-Zanker, 2016) in die Habitatmodellierung miteinzubeziehen. Dabei konnten nur Rasterdaten direkte Verwendung finden, jedoch keinen Vektordaten. Mit der hier entwickelten Methode können die Landschaftsstrukturmaße mit Vektordaten berechnet und anschließend durch Umwandlung in Rasterformat in die Modellierung als unabhängige Variable einbezogen werden.

Um die Verbreitung von Tierarten angemessen zu modellieren ist es sehr wichtig, die unabhängigen Variablen in einem Maßstab zu wählen, der dem Ausbreitungsvermögen und der Umweltwahrnehmung der Zielart entspricht. Der Maßstab wird durch die räumliche sowie durch die thematische Auflösung der Umweltdaten charakterisiert und sollte auf die jeweilige Zielart abgestimmt werden (Holzkämper et al., 2006; Guisan and Thuiller, 2005). Arten mit höherer Mobilität und größeren Raumansprüchen werden von einer größeren Landschaftsausdehnung beeinflusst als kleine Arten mit geringer Mobilität (Holling, 1992).

Räumlicher Maßstab und die Ausdehnung des Untersuchungsgebietes beeinflussen die Berechnung von Landschaftsstrukturmaßen. Speziell die Reaktionen auf die veränderte Ausdehnung des Untersuchungsgebietes ist nicht immer vorhersehbar (Saura and Martinez-Millan, 2001). Ein sehr kleines Untersuchungsgebiet kann dazu führen, dass die Anzahl von Patches unter eine statistisch bedeutende Zahl sinkt, und somit zu einem unvorhersehbaren Verhalten der Landschaftsstrukturmaße führt (Schindler et al., 2013). Dies muss bei der Wahl des Maßstabes und der thematischen Auflösung sowie der Interpretation der Ergebnisse ebenfalls berücksichtigt werden.

2 Material und Methoden

Der hier herausgearbeitete Ansatz um Landschaftsstrukturmaße als kontinuierliche Oberflächen in den Habitatmodellierungsprozess zu integrieren folgte einem dreischrittigen Arbeitsablauf (Abb. 1):

Als Erstes wurden die Fundpunkte von *Coronella austriaca* gefiltert, um sehr alte Fundpunkte, Punkte mit geringer Verortungsgenauigkeit sowie Punktecluster auszuschließen. Zweitens wurden die Landschaftsstrukturmaßoberflächen und der Maßstab jener Oberflächen, die am meisten zum Modellierungsprozess beigetragen haben in einem Testgebiet untersucht. Drittens wurden Habitatmodellierungen mit den ausgewählten Oberflächen sowie zusätzlichen Umweltvariablen für das gesamte Untersuchungsgebiet (Kärnten) berechnet und der Beitrag der Landschaftsstrukturmaßoberflächen zur Modellgüte untersucht.

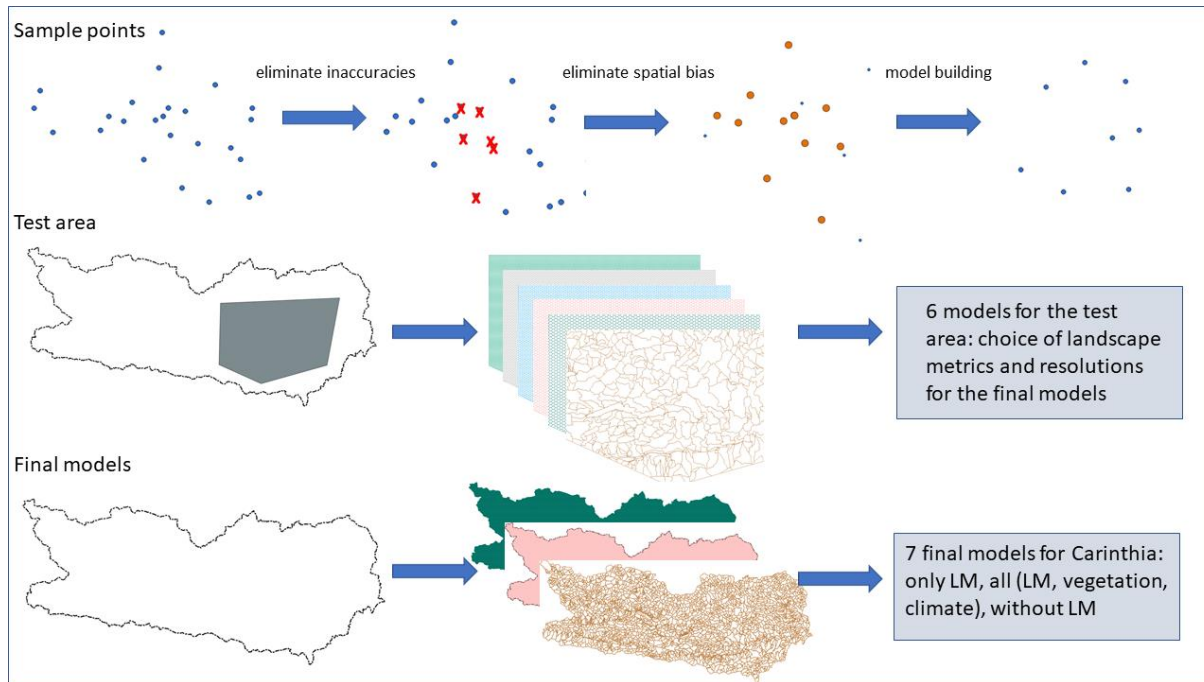


Abb. 1: Überblick über die wichtigsten Arbeitsschritte der Modellierung.

2.1 Zielart und Untersuchungsgebiet

Die Schlingnatter (*Coronella austriaca*) ist in ganz Europa verbreitet. Ihr gesamtes Verbreitungsgebiet erstreckt sich bis Westsibirien und in den Mittleren Osten. Sie ist eine eher kleine, ungiftige Schlange mit einer heimlichen Lebensweise (Völkl und Käsewieter, 2003). Die Hauptbedrohungen für diese Schlangenart sind der Habitatverlust und die Lebensraumfragmentierung, die zu verringertem Genfluss zwischen den Populationen führt (Pernetta et al., 2011; Reading, 2012).

Coronella austriaca ist ein typisches Element der europäischen Kulturlandschaft und ist sehr plastisch in ihren Habitatansprüchen. Sie bewohnt ein großes Spektrum an offenen und halboffenen Landschaften und kann als xerothermophile Art bezeichnet werden, die manchmal aber auch feuchte bis wechselfeuchte Lebensräume besiedelt (Völkl und Käsewieter, 2003). All diese Lebensräume befinden sich in sehr gut strukturierten Landschaften mit passenden mikroklimatischen Verhältnissen und Elementen wie Totholz, Rohböden, Stein, Felsen und Altgras (Käsewieter, 2002).

Das Untersuchungsgebiet (Abb. 2) für diese Studie war das gesamte Bundesland Kärnten. Kärnten besteht zu 15,6% aus subalpiner und alpiner Vegetation, 57,6% Wald, 0,3% Feuchtgebieten, 19,4% landwirtschaftlichen Flächen und 7,1% sonstigen Flächen (Hartl et al., 2001) und besitzt Höhenlagen zwischen 384m im Osten und 3798m im Westen. Hier waren Fundpunkte für *C. austriaca* in großer Anzahl gemeinsam mit einer Vegetationskarten im Maßstab von 1:50.000 vorhanden, was als ausreichende Genauigkeit angesehen werden kann, um Landschaftsmuster und Vegetationsformen, die für die Verbreitung dieser Tierart wichtig sind, darzustellen. Zunächst wurde jedoch ein Testgebiet abgegrenzt, um die Leistungsfähigkeit der Landschaftsstrukturmaßoberflächen in der Modellierung zu

untersuchen. Die Größe und Position dieses Testgebietes wurden einerseits auf Grund der Anzahl der Fundpunkte im Gebiet gewählt, andererseits auf Grund der Tatsache, dass hier sowohl Gebiete in geringer Höhenlage als auch subalpine Gebiete enthalten sind.

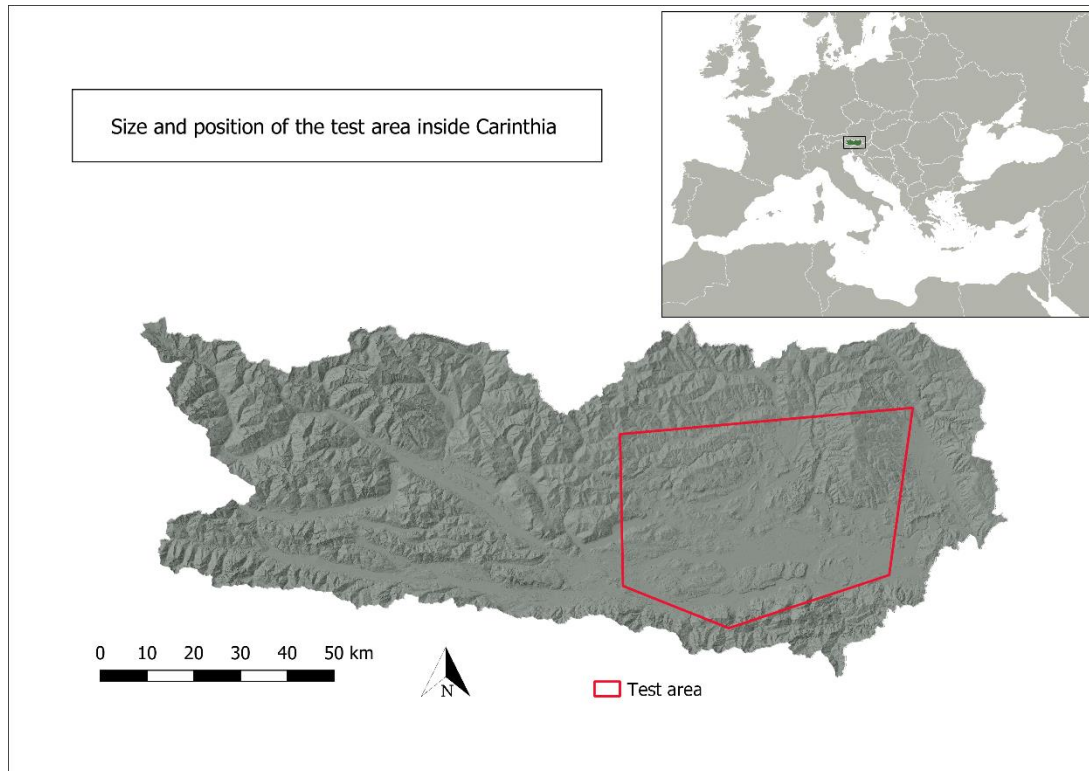


Abb.2: Darstellung des Untersuchungsgebietes (Kärnten) und des Testgebietes (rot).

2.2 Fundpunkte und Umweltdaten

Die Fundpunkte der Schlingnatter in Kärnten wurden von der Herpetofaunistischen Datenbank des Naturhistorischen Museums in Wien und von der Arge NATURSCHUTZ in Klagenfurt zur Verfügung gestellt. Beide Datenbanken zusammen enthielten 1208 Fundpunkte. Nach der zeitlichen und räumlichen Filterung der Daten (Daten, die älter als 1996 und ungenauer verortet als 100m waren, wurden ausgeschlossen. Ebenso Daten, die näher als 500m beisammen lagen, um räumlich Autokorrelationen zu verringern) (Boria et al., 2014; Anderson and Gonzalez, 2011) waren noch 94 Fundpunkte übrig, von denen 38 im Testgebiet lagen.

Für die Berechnung der Landschaftsstrukturmaße wurde die Karte der aktuellen Vegetation Kärntens mit einem Maßstab von 1:50.000 verwendet (Hartl et al., 2001). Diese bestand aus 51 Klassen. Zur Berechnung der verschiedenen Landschaftsstrukturmaße wurden diese 51 Klassen und 2 Aggregationslevels davon verwendet: (1) die 51 Vegetationsklassen, (2) 24 Vegetationstypen und (3) sieben Landbedeckungsklassen. Zusätzlich fanden sieben Klimaraster mit einer Auflösung von 250x250 m Verwendung.

2.3 Habitatmodellierung

Um die ökologische Nische der Zielart zu modellieren, wurde der Algorithmus Maxent verwendet (Phillips, 2004). Hierbei handelt es sich um eine Methode des maschinellen Lernens, die heute einen der am häufigsten verwendeten Ansätze in der Habitatmodellierung darstellt. Das resultierende Modell extrahiert die ökologische Nische, die eine Zielart im Untersuchungsgebiet besetzen kann und stellt diese im geographischen Raum dar. Hier gibt es verschiedenen Ansätze, wie man die unabhängigen Variablen für die Modellierung auswählt. Ein Ansatz, bei dem Maxent als herkömmliche statistische Methode betrachtet wird, empfiehlt vor der Modellierung die Korrelationen der Variablen zu überprüfen und anschließend die Variablen so zu wählen, dass die Korrelationen zwischen ihnen nur sehr gering sind. Dies soll dazu führen, dass die resultierenden Modelle besser interpretiert werden können (Renner and Warton, 2013). Ein alternativer Ansatz, der Maxent als Methode des maschinellen Lernens behandelt, stellt zur Modellerstellung alle Variablen zur Verfügung und überlässt dem Algorithmus die Wahl, welche davon verwendet werden sollen (Phillips et al., 2006). Wir folgten dem zweiten Ansatz und haben die unabhängigen Variablen nicht vorher gefiltert.

2.4 Reguläre Tesselationen

Normaler Weise werden Landschaftsstrukturmaße auf eine gesamte Landschaft (ein Untersuchungsgebiet) bezogen berechnet. Das Resultat ist dann eine Zahl für die jeweilige Metrik, die das ganze Gebiet charakterisiert. Um die Landschaftsstrukturmaße als unabhängige Variablen in die Modellierung sinnvoll miteinbeziehen zu können, mussten wir die Landschaft in reguläre Tesselationen (Oberfläche, die aus gleich großen Hexagonen besteht) disaggregieren und in diesen die jeweiligen Landschaftsstrukturmaße berechnen. Die Größe der Hexagone je Versuchsansatz wurde einerseits auf Grund der bekannten Raumansprüche von *Coronella austriaca* Populationen und Metapopulationen ausgewählt (5 ha, 10 ha, 15 ha, 25 ha, 35 ha pro Hexagon) (Völkl and Käsewieter, 2003), andererseits haben wir mit den Größen der statistischen Einheiten experimentiert, um herauszufinden, wie die Landschaftsstrukturmaße reagieren (Levin, 1992; Turner et al., 1989). Zusätzlich wurden noch die Gewässereinzugsgebiete von Kärnten mit einer durchschnittlichen Größe von 303ha als natürliche ökologische Einheiten zur Berechnung der Landschaftsstrukturmaße verwendet. Nachdem die Maße innerhalb der Tesselationen und der Gewässereinzugsgebiete berechnet wurden, wurden diese in kontinuierliche Rasteroberflächen mit einer Zellengröße von 100x100 m umgewandelt.

2.5 Auswahl der Landschaftsstrukturmaßoberflächen

Landschaftsstrukturmaße können auf drei verschiedenen hierarchischen Ebenen berechnet werden: für einzelne Patches (z.B. formbezogene Maßzahlen), für Klassen von Patches im Hinblick auf die gesamte Landschaft (z.B. durchschnittliche Patchgröße, Nearest Neighbour Distanz) und die Struktur des Patch Mosaiks in der Landschaft (z.B. Fragmentation oder Konnektivität). In dieser explorativen Phase wurde eine große Anzahl von Metriken von uns,

zunächst für das Testgebiet, berechnet. Für alle statistischen Layer und die Gewässereinzugsgebiete wurden sechs Arten von Landschaftsstrukturmaßen mit der Zonal Metrics Toolbox (Adamczyk and Tiede, 2017) berechnet:

- Flächenbezogene Maßzahlen
- Largest Patch Index
- Maßzahl der Konnektivität
- Kontrastmaßzahl
- Shannon Diversity Index
- Randliniendichte (mit Hilfe der Line Kernel Density, (Cai et al., 2013))

Für Maßzahlen, die auf Landschaftsebene berechnet wurden, resultierte nur jeweils ein Kennwert. Andere Maßzahlen, die zum Beispiel auf Klassenebene berechnet wurden, ergaben wiederum mehrere Maßzahlen, einen für jede Klasse. Dadurch standen insgesamt 26 Landschaftsstrukturmaßoberflächen in sechs Auflösungen für die Modellierung zur Verfügung (Tabelle 1).

<i>Landscape Metrics (LM)</i>	<i>Description</i>	<i>Level of thematic aggregation</i>	<i>Number of LM surfaces</i>
Share of open areas	percent area occupied by a class	Vegetation types (only open landscapes)	8
Largest Patch Index	percent area occupied by the largest patch	Plant associations	1
Connectivity			
- Connectivity – classes	Number of connected habitable classes	Land-cover types	1
- Connectivity – habitat	Percent area occupied by a set of connected habitable patches	Land-cover types	1
- Connectivity – zone	Percent area of the connection zone between the patches	Land-cover types	1
Contrast	Percent edge length of the focus classes shared with the contrast classes.	Land-cover types (habitable vs. non-habitable)	12
Shannon Diversity Index	Considers the number of different patch types and their abundance	Plant associations	1
Edge Density	Line kernel density (Cai et al. 2013)	Plant associations (edges) and transport network	1

Tabelle 1: Übersicht über die 26 Landschaftsstrukturmaßoberflächen die aus der Berechnung der 6 verschiedenen Arten von Landschaftsstrukturmaßen hervorgegangen sind.

2.6 Statistische Auswahl der Landschaftsstrukturmaßoberflächen

In diesem Schritt wurden jene Oberflächen ausgewählt, die am meisten zur Modellierung beigetragen haben. Um die Qualität der Modelle statistisch auszuwerten, wurde ein Jack-knife Test verwendet. Hierbei handelt es sich um eine Art des Monte Carlo Tests, bei dem 25% der Fundpunkte zurückbehalten werden, um das jeweilige Modell zu testen. Das Modell wurde 20 Mal iteriert und die Anzahl der background points betrug 10.000. Die Erhebung der Modellqualität basierte auf zwei Kennwerten: Einerseits der AUC (area under the ROC) sowie der omission rate (OR). AUC gibt die Trennschärfe des Modells wieder (Phillips et al., 2006), während OR die Überanpassung des Modells anzeigt. Beide Zahlen können Werte zwischen 0 und 1 annehmen, während bei AUC höhere Werte bessere Modellqualität anzeigen, ist es bei der OR umgekehrt (Shcheglovitova and Anderson, 2013). AUC wird immer wieder als

fragwürdiges Maß der Modellgüte kritisiert (Lobo et al., 2008; Warren and Seifert, 2011) ist jedoch gut geeignet, um Modelle einer einzelnen Tierart in einem identischen Untersuchungsgebiet zu vergleichen, wie es hier der Fall ist (Peterson, 2011).

Als Erstes wurde die optimale Modellauflösung untersucht. Zu diesem Zweck wurden Modelle mit den Landschaftsstrukturmaßoberflächen in allen 6 Auflösungen berechnet (5 Tesselationsoberflächen zwischen 5-35 ha plus Gewässereinzugsgebiete). Die dabei resultierenden AUC und OR Werte wurden verglichen, um herauszufinden, welche der Auflösungen das beste Ergebnis liefert.

Zweitens selektierten wir jene Landschaftsstrukturmaßoberflächen, die am meisten zur Modellierung beitragen. Hier nutzten wir die „Permutation importance“ (Phillips et al., 2006), um die relative Wichtigkeit der unabhängigen Variablen herauszufiltern. Landschaftsstrukturmaßoberflächen mit einer Permutation importance von 4% oder mehr wurden als unabhängige Variablen für die Modellierung des gesamten Bundeslandes verwendet.

2.7 Finale Modelle

Die finalen Modelle wurden nicht nur mit den ausgewählten Landschaftsstrukturmaßoberflächen berechnet, sondern zusätzlich mit den Klimadaten und der Vegetationskarte. Alle unabhängigen Variablen hatten dieselbe Rasterauflösung von 100x100 m. Um nun einen Einblick zu erhalten, ob sich Landschaftsstrukturmaßoberflächen tatsächlich positiv auf den Modellierungsprozess auswirken, wurden 3 Modellierungsansätze ausgewertet. Die Modelle wurden jeweils für die 5 ha und 25 ha Tesselationsoberflächen und die Gewässereinzugsgebiete berechnet. Es resultierten also 7 finale Modelle: (1) drei Modelle mit allen Parametern (Landschaftsstrukturmaßoberflächen, Klimadaten und Vegetation), (2) drei Modelle nur mit den Landschaftsstrukturmaßoberflächen und (3) ein Modell ohne Landschaftsstrukturmaßoberflächen. Die daraus resultierenden Verbreitungskarten wurden als binäre Vorhersage mit dem „10 percentile training presence logistic threshold“ (Phillips und Dudík, 2008) dargestellt (Abb. 3).

3 Ergebnisse

3.1 Auflösungen

Die Ergebnisse der 6 Modellierungen für das Testgebiet zeigten ähnlich gute Werte für AUC und OR, unabhängig von der Auflösung. Die AUC Werte lagen zwischen 0,843 und 0,890 und die Werte für die OR zwischen 0,346 und 0,369. Durch diese sehr ähnliche Leistung entschieden wir uns für die ökologisch bedeutsamsten Maßstäbe für *Coronella austriaca* (Völkl und Käsewieter, 2003). Ein Modell repräsentiert den Populationsmaßstab (5 ha), das zweite den Metapopulationsmaßstab (25 ha) und die Gewässereinzugsgebiete stellen die natürlichen ökologischen Einheiten dar.

3.2 Auswahl der Landschaftsstrukturmaße

Der Beitrag der 26 Landschaftsstrukturmaßoberflächen im Testgebiet wurde geringfügig größer, je gröber die Auflösung der Tesselationen wurde. Von den ursprünglich 26 Oberflächen wurden nur sechs für das 5 ha Modell, fünf für das 25 ha Modell und sieben für die Gewässereinzugsgebiete zur Verwendung bei der finalen Modellierung ausgewählt (Tabelle 2).

Covariates Test Area Models	Covariates Final Models		
	5ha - population level	25ha - metapopulation level	catchment areas - natural ecological units
percentage of cultivated grassland		X	X
percentage of light building density	X		X
percentage of wetlands			
percentage of pastures and mountainous hay meadows			
percentage of acre-grassland			X
percentage of dwarf pine knee timber			
percentage of pioneer vegetation on boulder and rocks			
percentage of subalpine and alpine grassland pastures			
Shannon diversity index	X	X	X
number of distinct connected classes			
percentage of patch area that lies within the range of connection			
percentage of the connection zone between the patches in comparison to the statistical zone			
Largest patch index	X	X	
contrast covered with buildings - compact settlement			
contrast covered with buildings - water bodies	X		
contrast covered with buildings - forest			
contrast intensive grassland - compact settlement			
contrast intensive grassland - water bodies			
contrast intensive grassland - forest			X
contrast planted - compact settlements			
contrast planted - water bodies	X	X	
contrast planted - forest			
contrast grassland - compact settlement			
contrast grassland - water bodies			X
contrast grassland - forest			
edge density	X	X	X
vegetation layer	X	X	X
mean annual global radiation (kWh/m ²)	X	X	X
average accumulated precipitation (mm)	X	X	X
average accumulated summer precipitation (mm)	X	X	X
mean snow cover duration (days)	X	X	X
average start of snow cover (day of the year)	X	X	X
average end of snow cover (day of the year)	X	X	X
average equivalent temperature in July (°C)	X	X	X

Tabelle 2: Unabhängige Variablen, die für die finalen Modelle verwendet wurden.

3.3 Finale Modelle von ganz Kärnten

Die finalen Modelle (Abb. 3) wurden mit denselben Einstellungen wie die Testgebietsmodelle berechnet. Für alle 3 Modellauflösungen zeigten jene Modelle, die alle unabhängigen Variablen (Klima, Vegetation, Landschaftsstrukturmaoberflchen) enthielten die besten AUC Werte. Die beste Leistung zeigte hier das Modell mit der Auflsung von 25 ha pro Hexagon mit einem AUC Wert von 0.888. Das 5ha Modell erreichte einen AUC Wert von 0.882 und das Modell mit den Gewssereinzugsgebieten einen AUC Wert von 0.876. Der AUC Wert des Modells ohne Landschaftsstrukturmaoberflchen betrug 0.857 und die AUC Werte der Modelle, die nur mit Hilfe der Landschaftsstrukturmaoberflchen berechnet wurden, lagen zwischen 0.832 und 0.847 (Tabelle 3).

Model	AUC	Range AUC	Standard Deviation AUC
without landscape metrics	0.857	0.810-0.873	0,031
5ha, all covariates	0.882	0.859-0.907	0,03
5ha, only landscape metrics	0.832	0.791-0.881	0,038
25ha, all covariates	0.888	0.859-0.919	0,033
25ha, only landscape metrics	0.834	0.790-0.873	0,039
catchment areas, all covariates	0.876	0.845-0.907	0,03
catchment areas, only landscape metrics	0.847	0.799-0.888	0,035

Tabelle 3: AUC Werte der finalen Modelle.

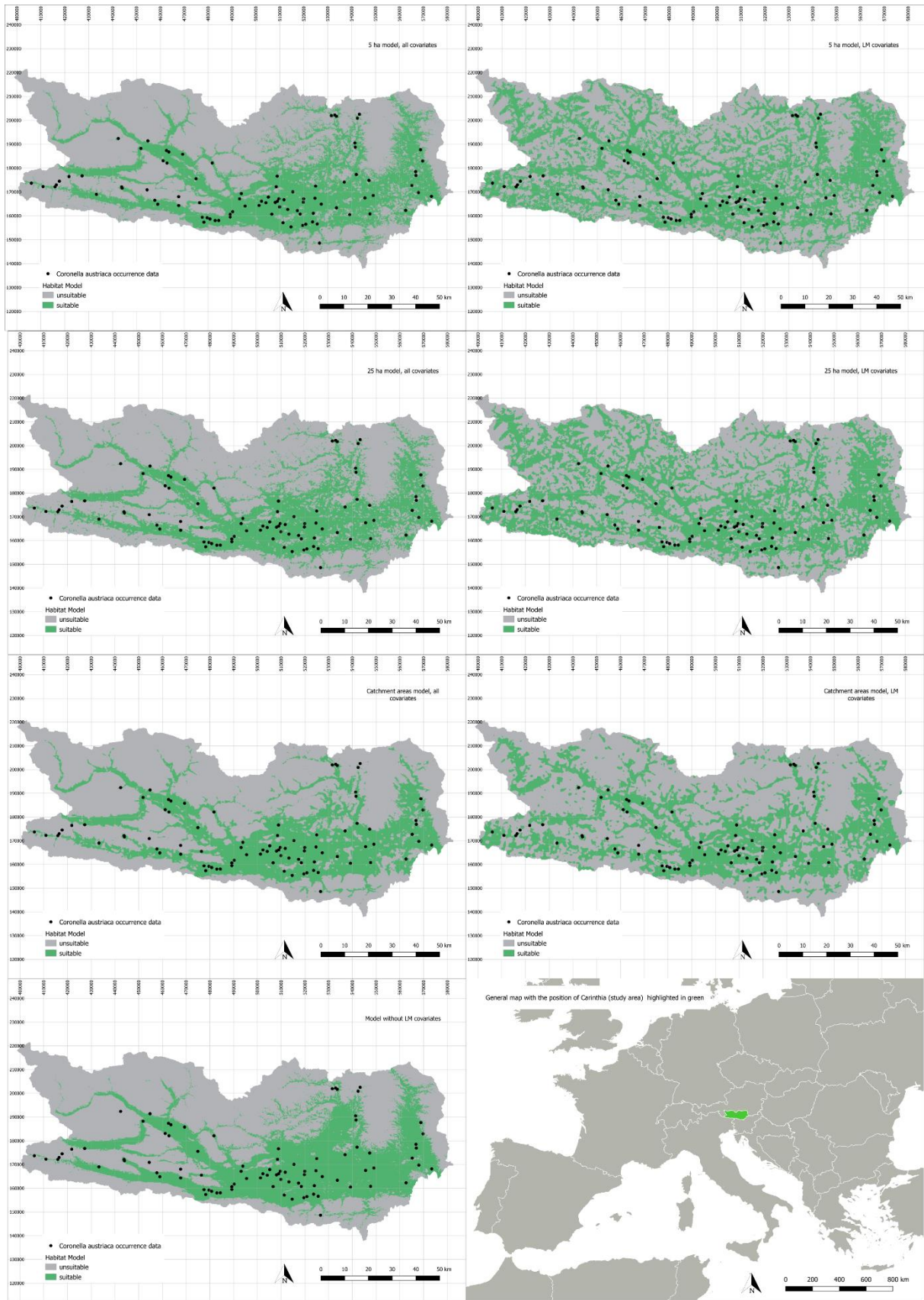


Abb. 3: Darstellung der potenziell möglichen Verbreitung für *Coronella austriaca* im Bundesland Kärnten.

4 Diskussion

Im Gegensatz zu dem Ansatz, dass nur die abiotischen Faktoren sowie die Erreichbarkeit von Gebieten für Tierarten die hauptsächlichen Treiber für deren Verbreitung darstellen (Elith and Leathwick, 2009), konnten wir hier aufzeigen, dass die Konfiguration der Landschaft ebenfalls Einfluss auf die Modellierung und somit auf die Verbreitung hat. Wir konnten zeigen, dass sich die Integration von Landschaftsstrukturmaßen vorteilhaft auf die Modellierung auswirkt. Die besten Ergebnisse bei der Modellierung ergaben sich durch die Kombination aller vorhandenen unabhängigen Variablen (Klima, Vegetation, Landschaftsstrukturmaße). Dieses Ergebnis unterstützt unsere Argumentation, dass die Verbreitung von Tierarten nicht nur von abiotischen Faktoren und eventuellen Barrieren abhängt, sondern ebenso von funktionellen Zusammenhängen im geographischen Raum.

Die wichtigsten unabhängigen Variablen für *Coronella austriaca* aus dem Bereich der Landschaftsstrukturmaße waren der Shannon Diversity Index, die Patchgröße, Kontrastmaße sowie die Randliniendichte. Dies gibt einige der bekannten Habitat Ansprüche von *Coronella austriaca* wieder, etwa ihre Vorliebe für Randstrukturen (Völkl and Käsewieter, 2003). Der Shannon Diversity Index zeigt auf, dass die Habitataignung besser wird, je diverser die Umwelt wird. Bei näherem Betrachten der Patch-bezogenen Maßzahlen ist zu erkennen, dass *Coronella austriaca* scheinbar Bereiche mit geringer Gebäudedichte bevorzugt. Dies könnte jedoch auch ein Artefakt sein, da sich im besiedelten Gebiet auch mehr Fundpunkte von *Coronella austriaca* befinden.

4.1 Räumliche Struktur

Die Ergebnisse unserer Modellierungen zeigen zweifellos, dass durch die Integration der Landschaftsstrukturmaße eine Verbesserung der Modelle herbeigeführt wird. Es ist jedoch nicht nur der Maßstab wichtig, sondern ebenso die Auflösung der zu Grunde liegenden Vegetationsinformationen. Um Landschaftsstrukturmaße zu berechnen, die auch funktionell relevant für die jeweilige Tierart sind, muss auch die thematische Auflösung passend zum Aktionsradius, dem Raumbedarf und den ökologischen Ansprüchen der Zielart ausgewählt werden. Dieser Punkt wird oft vernachlässigt, speziell in Studien, bei denen verschiedene Tierarten einbezogen und mit ein und derselben Datengrundlage gearbeitet wurde (e.g. Holzkämper et al., 2006; Schindler et al., 2013; Hasui et al. 2017). Ebenso sollte die Wahl der passenden Landschaftsstrukturmaße von der Zielart abhängen.

4.2 Räumlicher Maßstab

Auch die Auswahl des Maßstabs ist für die Integration von Landschaftsstrukturmaßen eine wichtige Entscheidung. Die räumliche Struktur beeinflusst die ökologischen Prozesse auf vielen verschiedenen Ebenen. Das Modell mit der Hexagon Größe von je 25 ha zeigte die beste Leistung. Übereinstimmend haben Václavík et al. (2012) eine Verbesserung der Verbreitungsmodellierung eines Krankheitserregers im Wald durch die Einbeziehung von räumlicher Autokorrelation festgestellt. Wie in unserem Fall waren die räumlichen

Abhängigkeiten in einer Nachbarschaft von 200-400m (12-50 ha) am höchsten. Ebenfalls fanden Schindler et al. (2013) heraus, dass die beste Größe zur Berechnung von Landschaftsstrukturmaßen etwa 20 ha betrug. Hasui et al. (2017) untersuchten die Effekte in einem größeren Umkreis (12.5 km²). Diese waren nicht mehr so eindeutig. Zusammenfassend kann man sagen, dass die Daten aus der Literatur mit unseren Ergebnissen übereinstimmen.

4.3 Empfehlungen und Ausblick

Diese Studie präsentiert einen Ansatz, um Landschaftsstrukturmaße als unabhängige Variablen direkt in den Modellierungsprozess einzubeziehen. Die Resultate zeigen, dass dies ein vielversprechender Ansatz ist, der weiterverfolgt werden sollte. Dadurch kann nicht nur die Modellierung verbessert werden, sondern es können auch Aussagen zu den im Untersuchungsgebiet wichtigsten Landschaftscharakteristika für die Zielart getroffen werden. Nichtsdestotrotz handelt es sich hierbei um einen sehr arbeitsaufwändigen und datenintensiven Vorgang. Jede Entscheidung muss gut durchdacht sein und auf Basis der vorhandenen Daten verifiziert werden. Weitere Forschung, um die Rolle des Maßstabes und die am besten geeigneten Landschaftsstrukturmaße besser zu verstehen könnte diesen Aufwand verringern.

5 Literatur

Adamczyk, J., Tiede, D., 2017. ZonalMetrics - a Python toolbox for zonal landscape structure analysis. *Comput. Geosci.* 99, 91–99. <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2016.11.005>. S.

Anderson, R.P., Gonzalez, I., 2011. Species-specific tuning increases robustness to sampling bias in models of species distributions: an implementation with Maxent. *Ecol. Modell.* 222 (15), 2796–2811. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.04.011>. S.

Boria, R.A., Olson, L.E., Goodman, S.M., Anderson, R.P., 2014. Spatial filtering to reduce sampling bias can improve the performance of ecological niche models. *Ecol. Modell.* 275, 73–77. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.12.012>. S.

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. *Int. J. Geograph. Inf. Sci.* 27 (2), 222–230. <https://doi.org/10.1080/13658816.2012.663918>. S.

Elith, J., Leathwick, J.R., 2009. Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 40 (1), 677–697. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159>. S.

Guisan, A., Thuiller, W., 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecol. Lett.* 8 (9), 993–1009. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248>.

2005.00792.x. S.

Hagen-Zanker, A., 2016. A computational framework for generalized moving windows and its application to landscape pattern analysis. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* 44, 205–216.

Hartl, H.; Stern, R.; Seger, M. (2001): Karte der aktuellen Vegetation von Kärnten (M 1: 150.000); = map of the actual vegetation of Carinthia, Austria: das Vegetationsgefüge einer inneralpinen Region im Süden Österreichs. Klagenfurt: Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten.

Hasui, É., Silva, V.X, Cunha, R.G.T., Ramos, F.N., Ribeiro, M.C., Sacramento, M., et al., 2017. Additions of landscape metrics improve predictions of occurrence of species distribution models. *J. For. Res.* 28 (5), 963–974. <https://doi.org/10.1007/s11676-017-0388-5>. S.

Holling, C.S., 1992. Cross-scale morphology, geometry, and dynamics of ecosystems. *Ecol. Monogr.* 62 (4), 447–502. <https://doi.org/10.2307/2937313>. S.

Holzkämper, A., Lausch, A., Seppelt, R., 2006. Optimizing landscape configuration to enhance habitat suitability for species with contrasting habitat requirements. *Ecol. Modell.* 198 (3–4), 277–292. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.05.001>. S.

Käsewieter, 2002. Ökologische Untersuchungen an der Schlingnatter (*Coronella austriaca*, Laurenti 1768). Dissertation an der Universität Bayreuth.

Levin, S.A., 1992. The problem of pattern and scale in ecology: the Robert H. MacArthur award lecture. *Ecology* 73 (6), 1943–1967. <https://doi.org/10.2307/1941447>. S.

Lobo, J.M., Jiménez-Valverde, A., Real, R., 2008. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecol. Biogeogr.* 17 (2), 145–151. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00358.x>. S.

Pernetta, A.P., Allen, J.A., Beebee, T.J.C., Reading, C.J., 2011. Fine-scale population genetic structure and sex-biased dispersal in the smooth snake (*Coronella austriaca*) in southern England. *Heredity* 107 (3), 231–238. <https://doi.org/10.1038/hdy.2011.7>. S.

Peterson, A.T., 2011. *Ecological Niches and Geographic Distributions*. Princeton University Press, Princeton N.J. (Monographs in population biology, 49).

Phillips, S.J., 2004. A maximum entropy approach to species distribution modelling. In: *Proceedings of the Twenty-First International Conference on Machine Learning 2004*, pp. 655–662 S.

Phillips, S.J., Anderson, R.P., Schapire, R.E., 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecol. Modell.* 190 (3–4), 231–259. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>. S.

Phillips, S.J., Dudík, M., 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2007.5203.x>. 080328142746259-.

Reading, C.J., 2012. Ranging behaviour and home range size of smooth snake inhabiting lowland heath in southern England. *Herpetol. J.* 22, 241–247 S.

Saura, S., Martinez-Millan, J., 2001. Sensitivity of landscape pattern metrics to map spatial extent. *Photogramm. Eng. Remote. Sens.* 67, 1027–1036 S.

Schindler, S., Wehrden, H.v., Poirazidis, K., Wrška, T., Kati, V., 2013. Multiscale performance of landscape metrics as indicators of species richness of plants, insects and vertebrates. *Ecol. Indic.* 31, 41–48. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.04.012>. S.

Shcheglovitova, M., Anderson, R.P., 2013. Estimating optimal complexity for ecological niche models: a jackknife approach for species with small sample sizes. *Ecol. Modell.* 269, 9–17. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.08.011>. S.

Turner, M.G., Dale, V.H., Gardner, R.H., 1989. Predicting across scale: theory development and testing. *Landsc. Ecol.* 3, 245–252 S. Online <http://dx.doi.org/10.1007/bf00131542>.

Václavík, T., Kupfer, J.A., Meentemeyer, R.K., 2012. Accounting for multi-scale spatial autocorrelation improves performance of invasive species distribution modelling (iSDM). *J. Biogeogr.* 39 (1), 42–55. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02589.x>. S.

Völkl, W., Käsewiter, D., 2003. Die Schlingnatter. Ein heimlicher Jäger. Bielefeld: Laurenti-Verl. 6 Zeitschrift für Feldherpetologie Beiheft.

Warren, D.L., Seifert, S.N., 2011. Ecological niche modeling in Maxent: the importance of model complexity and the performance of model selection criteria. *Ecol. Appl.* 21 (2), 335–342 S.