

Universität Potsdam
Institut für Biochemie und Biologie

Friedrich-Schiller-Universität Jena
Institut für Ökologie und Evolution

Lebensraumanalyse zur potenziellen Verbreitung des Luchses (*Lynx lynx*) in Thüringen

Masterarbeit

vorgelegt im Studiengang Ökologie, Evolution und Naturschutz

Sophie Müller
Matrikelnummer 762265

Gutachter:

Prof. Dr. Stefan Halle, Friedrich-Schiller-Universität Jena
PD Dr. Niels Blaum, Universität Potsdam

Potsdam, 10. Juni 2019

Inhaltsverzeichnis

Eidesstattliche Erklärung	vii
Danksagung	viii
Kurzfassung	ix
Abstract	x
1 Einleitung	1
1.1 Hintergründe	1
1.2 Lebensraumanalyse für den Luchs	3
1.3 Ziel der Arbeit	4
2 Methoden und Datengrundlage	5
2.1 Untersuchungsart: Eurasischer Luchs (<i>Lynx lynx</i>)	5
2.1.1 Systematik	5
2.1.2 Habitatansprüche	6
2.1.3 Raumnutzung	8
2.1.4 Nahrungsökologie	11
2.1.5 Demografie	12
2.2 Der Luchs in Deutschland	14
2.3 Untersuchungsgebiet	22
2.4 Habitatmodelle in der Ökologie	23
2.5 Datengrundlage	24
2.5.1 Luchsvorkommen	24
2.5.2 Landschaftsdaten und Infrastruktur	25
2.6 Vorbereitung der Daten	26
2.6.1 Auswahl der Luchsdaten	26
2.6.2 Auswahl relevanter Umweltvariablen	30
2.7 Statistische Auswertung	33
2.7.1 Vergleich der Referenzgebieten	33
2.7.2 Habitatmodell	33
3 Ergebnisse	35
3.1 Vergleich der Kernzonen der Referenzgebiete	35
3.2 Vergleich der vom Luchs besetzten und nicht besetzten Zellen	42

3.3	Habitatmodell	49
3.3.1	Modellselektion	49
3.3.2	Potenzieller Lebensraum in Thüringen	51
3.3.3	Modellvalidierung	55
4	Diskussion	57
4.1	Lebensraumanalyse für den Luchs	57
4.2	Thüringen als Lebensraum für den Luchs	59
4.3	Der Weg nach Thüringen	61
	Literaturverzeichnis	63
	Anhang	vi

Tabellenverzeichnis

2.1	Systematik des Luchses	5
2.2	Unterarten des Eurasischen Luchses (<i>L. lynx</i>) und deren Verbreitung	6
2.3	Übersicht über die Aktionsräume von Luchsen in Europa	9
2.4	Durchschnittliche Strecke, welche die Luchse pro Tag innerhalb ihres Territoriums zurücklegen	10
2.5	Durchschnittliche Anzahl der Jungen pro Wurf für verschiedene Regionen Europas	12
2.6	Entfernung, welche subadulte Luchse nach der Trennung von ihrer Mutter von ihrem Geburtsort zurücklegen	13
2.7	Überlebenswahrscheinlichkeit der Luchse	14
2.8	Entwicklung der Luchspopulationen in den Kernzonen von Bayerischen Wald, Harz und Nordhessen seit 2010	17
2.9	Anzahl der vom Luchs besetzten Zellen unterteilt nach Referenzgebieten und Untersuchungszeitraum	18
2.10	Art der Landnutzung berechnet aus der CLC für Deutschland und Thüringen	22
2.11	Großschutzgebiete, welche innerhalb der Referenzgebiete Bayerischer Wald, Harz und Nordhessen liegen	26
2.12	Ausgewählte Landschaftsstrukturmaße, welche für die Lebensraumanalyse ausgewählt wurden	32
3.1	Anteil der Landnutzungsarten für die untersuchten Referenzgebiete	35
3.2	Anteil der Landnutzungsarten für die vom Luchs besetzten und nicht besetzten Zellen	42
3.3	Anteil der Landnutzungsarten in % für die vom Luchs besetzten und nicht besetzten Zellen	43
3.4	Ergebnisse der logistischen Regression für die ausgewählten Landschaftsstrukturmaße	49
3.5	Parameterschätzung des Minimalmodells	50
3.6	Durchschnittliche Dauer des Luchsvorkommens zusammengefasst für die drei Referenzgebiete	51
3.7	Zusammenfassung des Waldanteils und der Waldflächen nach Klassen der Vorkommenswahrscheinlichkeit P für Thüringen	52
3.8	Zusammenfassung des Waldanteils und der Waldflächen nach Klassen der Vorkommenswahrscheinlichkeit P für die in Thüringen liegenden Großschutzgebiete	54

3.9	Zusammenfassung des Waldanteils und der Waldflächen nach Klassen der Vorkommenswahrscheinlichkeit P für die Landkreise Saalfeld-Rudolstadt, Saale-Orla-Kreis und Saale-Holzlandkreis	55
3.10	Zusammenfassung der vom Luchs besetzten Zellen nach Klassen der Vorkommenswahrscheinlichkeit P für Baden-Württemberg	55
A1	Mittelwerte der Landschaftsstrukturmaße der Referenzgebiete Harz, Bayerischer Wald und Nordhessen	vii
A2	Paarweiser Vergleich der Landschaftsstrukturmaße für die Referenzgebiete Harz, Bayerischer Wald und Nordhessen	vii
A3	Mittelwerte der Landschaftsstrukturmaße für vom Luchs besetzte und nicht besetzte Zellen	xii

Abbildungsverzeichnis

2.-1	Räumliche und zeitliche Entwicklung der Luchspopulationen	21
2.0	Vom Luchs besetzten Zellen im Harz unter Berücksichtigung der dortigen Schutzgebiete	27
2.1	Vom Luchs besetzten Zellen im Bayerischen Wald unter Berücksichtigung der dortigen Schutzgebiete	28
2.2	Vom Luchs besetzten Zellen in Nordhessen unter Berücksichtigung der Hauptverbreitung bei Kassel	29
3.1	Landnutzungsart nach <i>CORINE land cover</i> der vom Luchs besetzten Zellen in der Kernzone des Harzes	36
3.2	Landnutzungsart nach <i>CORINE land cover</i> der vom Luchs besetzten Zellen in der Kernzone des Bayerischen Waldes	37
3.3	Landnutzungsart nach <i>CORINE land cover</i> der vom Luchs besetzten Zellen in der Kernzone aus Nordhessen	38
3.4	Waldanteile der drei Kernzonen der Referenzgebiete	39
3.5	Unterschied der Landschaftsstrukturmaße zwischen den drei Kernzonen der Referenzgebiete	40
3.5	Unterschied der Landschaftsstrukturmaße zwischen den drei Kernzonen der Referenzgebiete	41
3.6	Landnutzungsart nach <i>CORINE land cover</i> der vom Luchs besetzten und nicht besetzten Zellen für den Harz	44
3.7	Landnutzungsart nach <i>CORINE land cover</i> der vom Luchs besetzten und nicht besetzten Zellen im Bayerischen Wald	45
3.8	Landnutzungsart nach <i>CORINE land cover</i> der vom Luchs besetzten und nicht besetzten Zellen in Nordhessen	46
3.9	Unterschied der Landschaftsstrukturmaße zwischen den vom Luchs besetzten und nicht besetzten Zellen	47
3.9	Unterschied der Landschaftsstrukturmaße zwischen den vom Luchs besetzten und nicht besetzten Zellen	48
3.10	ROC für das Habitatmodell	50
3.11	Vorkommenswahrscheinlichkeit P des Luchses für Thüringen und Grenzen der Großschutzgebiete	53
3.12	Vorkommenswahrscheinlichkeit P des Luchses für Baden-Württemberg	56
A1	Vorkommenskarte der Luchse für Deutschland	vi
A2	Landnutzungsart nach <i>CORINE land cover</i> für Thüringen	viii
A3	Straßennetz des überörtlichen Verkehrs in Thüringen	ix

A4	Streckennetz des überörtlichen Bahnverkehrs in Thüringen	x
A5	Landschaftsstrukturmaße bei denen kein Unterschied zwischen den Referenzgebieten Bayerischer Wald, Harz und Nordhessen besteht	xi
A6	Landschaftsstrukturmaße bei denen kein Unterschied zwischen den vom Luchs besetzten und nicht besetzten Zellen besteht	xiii
A7	Vorkommenswahrscheinlichkeit P des Luchses für Thüringen	xiv
A8	Luchshinweise für Thüringen von 2017 bis 2019	xv
A9	Jagdstrecken von Reh und Rotwild in Thüringen	xvi

Eidesstattliche Erklärung

Hiermit versichere ich, Sophie Müller, geboren am 13.02.1992, dass ich die hier vorliegende Masterarbeit mit dem Titel:

Lebensraumanalyse zur potenziellen Verbreitung des Luchses (*Lynx lynx*) in Thüringen selbstständig angefertigt habe.

Ich versichere, dass ich die vorliegende Arbeit ohne Hilfe Dritter und ohne Zuhilfenahme anderer als der angegebenen Quellen und Hilfsmittel angefertigt habe. Die den benutzten Quellen wörtlich oder inhaltlich entnommenen Stellen sind als solche kenntlich gemacht.

Berlin, 08.06.2019

Sophie Müller

Danksagung

Mein Dank gilt meinen beiden Betreuern Prof. Dr. Stefan Halle und Dr. Niels Blaum. Ohne die Kooperation der Friedrich-Schiller-Universität Jena und der Universität Potsdam wäre diese Arbeit nicht möglich gewesen.

Ich danke Silvester Thamás vom NABU Thüringen, welcher mir den Impuls zu dieser Arbeit gegeben hat und mir stets mit Rat und Tat zur Seite stand.

Des Weiteren danke ich Manuel Hoffmann vom Thüringer Ministerium für Umwelt, Energie und Naturschutz.

Ohne die Daten vom Bundesamt für Naturschutz wäre die Arbeit nicht möglich gewesen. Ich danke Frau Ursula Euler für die schnelle Zusendung der benötigten Daten.

Ganz herzlichen Dank richte ich an meine Eltern, meine Freunde und meinen Mann, welche mich die ganze Zeit unterstützt haben und mich auch in schwierigen Phasen immer wieder aufgemuntert haben.

Kurzfassung

Einst bewohnte der Eurasische Luchs (*Lynx lynx*) die Wald- und Waldsteppengebiete in weiten Teilen Eurasiens. Im 20. Jahrhundert waren die Tiere in Europa fast vollständig ausgerottet. Durch das Bestreben des Menschen und die gezielte Auswilderung von Luchsen ist dieser nun wieder Teil der deutschen Fauna.

Im Rahmen dieser Arbeit wurden drei Referenzgebiete, in denen der Luchs vorkommt untersucht a) der Harz, b) der Bayerische Wald und c) Nordhessen. Seit dem Jahr 2010/2011 werden die Ergebnisse des Luchsmonitorings für Deutschland vom Bundesamt für Naturschutz gesammelt und in einer Karte veröffentlicht. Auf Grundlage dieser Daten wurde eine Lebensraumanalyse zur potenziellen Verbreitung des Luchses in Thüringen durchgeführt. Um das charakteristische Gepräge der Landschaft, zu beschreiben, wurden Landschaftsstrukturmaße (LSM) verwendet. LSM sind statistische Messgrößen, mit deren Hilfe Landschaftselemente auf verschiedenen Ebenen beschrieben werden können. Um die Vorkommenswahrscheinlichkeit des Luchses für Thüringen zu berechnen, wurde eine logistische Regression durchgeführt.

Die Ergebnisse zeigen, dass der Wald eine wichtige Rolle für den Luchs spielt. Der mittlere Waldanteil war in allen drei untersuchten Referenzgebieten gleich. Anteil der bebauten Flächen und die Straßenlänge waren in Nordhessen größer als in den anderen Regionen. Der Luchse scheint bei der Ausbreitung in neue Regionen ein gewisses Maß an Störung zu tolerieren. Auch war der Waldanteil in den vom Luchs besetzten Regionen deutlich höher als im nicht besetzten Umland. Der Waldanteil hatte zudem einen hohen Einfluss auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit des Luchses. Das größte Potenzial als zukünftiger Lebensraum hat der Thüringer Wald mit einer Waldfläche von 2 207,39 km². Auf Grundlage von Untersuchungen aus dem Harz, wird davon ausgegangen, dass auf dieser Fläche 55 selbstständige Luchse oder 90 Luchse inklusive Jungtiere leben können. Es ist sehr wahrscheinlich, dass die Luchse aus Nord-Westen nach Thüringen einwandern. Der Luchs konnte in den letzten zwei Jahren bereits im Thüringer Wald nachgewiesen werden. Um eine überlebensfähige Luchspopulation in Europa aufzubauen, ist es unabdingbar die Lebensräume miteinander zu verbinden. Nur dann können neue Gebiete besiedelt werden und ein genetischer Austausch zwischen den Teilpopulationen stattfinden.

Abstract

Once the eurasian lynx (*Lynx lynx*) inhabited a wide range of forest and forest steppes all over Europe. During the 20th century, the species was wiped out in a large part of Europe. The lynx could only become a part of the German fauna through the active release of humans. In the context of this work were examine three german areas in which the lynx occur today a) Harz Mountains b) Bavarian Forest and c) North Hesse. Since 2010/2011 the results of the lynx monitoring for Germany been published by the Federal Agency for Nature Conservation in a yearly basis. Based on this data I present a habitat analysis for the potential distribution of the lynx in Thuringia. To describe the characteristic of the landscape were calculated different landscape metrics. The habitat model based on logistic regression analysis of the landscape metrics for the three distribution areas in Germany. The results show that forest are the most important habitat for lynx. The average forest share was equal for all three reference areas. The proportion of built-up areas and the street length were greater in northern Hesse than in the other regions. The lynx seems to tolerate a certain degree of disturbance when colonizes new areas. The proportion of forest in the region occupied by lynx was also significantly higher than in unoccupied surrounding areas. The habitat model show that the forest share has a high impact on the probability of occurrence for lynx. The Thuringia forest has the greatest potential as a further habitat with a forest area of 2 207,39 km². Based on studies from Harz Mountains, it is assumed that 55 independent Lynxes or 90 lynxes including juveniles can live in the Thuringia forest. Its probable that the lynx will migrate to Thuringia from the north-west. The lynx has already been detected in the Thuringia Forest for the last two years. In order to establish a viable lynx population in Europe its necessary to link habitats. This supports the colonization of new habitats and enable the genetic exchange between the populations.

1 Einleitung

1.1 Hintergründe

Einst bewohnte der Luchs (*Lynx lynx*) die Wald- und Waldsteppengebiete in weiten Teilen Eurasiens (HEURICH & SINNER, 2012). Im 20. Jahrhundert waren die Tiere in Europa fast vollständig ausgerottet (BREITENMOSER, 1998; HEURICH & SINNER, 2012), lediglich in Skandinavien, im Baltikum, dem Balkan und den Karpaten überlebte die Art (KACZENSKY ET AL., 2012). Eine der Hauptursachen für das direkte Verschwinden der Luchse war deren intensive Jagd (HEURICH & SINNER, 2012). Betrachtungen der Jagdstrecken der Schweiz zeigen jedoch, dass nicht allein die Bejagung der Luchse zu dessen Ausrottung geführt hat (BREITENMOSER ET AL., 2008). Die Veränderung der Landschaft und der damit einhergehende Rückgang der Wälder wie auch eine verminderte Verfügbarkeit von Beute führten zu einem indirekten Verschwinden der Art (BREITENMOSER ET AL., 2008).

Heutzutage kommt der Luchs wieder in einem Teil seines ursprünglichen Verbreitungsgebietes vor, was durch eine Vielzahl von Auswilderungsprojekten in Europa erreicht werden konnte (COP & FRKOVIC, 1998; VANDEL ET AL., 2006; BREITENMOSER ET AL., 2008; LINNELL ET AL., 2009; WÖLFL ET AL., 2001; HEURICH & SINNER, 2012). Auch in Deutschland fanden und finden solche Projekte zur Auswilderung statt. Im Bayerischen Wald wurden zwischen 1970 und 1974 fünf bis zehn Luchse ausgewildert, es wird jedoch vermutet, dass die Population durch illegale Bejagung wieder verschwand (HEURICH & SINNER, 2012). Die bayerische Luchspopulation ging aus einem internationalen Auswilderungsprojekt hervor. Es wird angenommen, dass Luchse aus Tschechien in den Bayerischen Wald abgewandert sind, welche 1989 im Böhmerwald ausgesetzt wurden (KOUBEK & CERVENY, 1996 in BREITENMOSER ET AL., 2008). Im Harz wurden zwischen den Jahren 2000 und 2006 insgesamt 24 Luchse angesiedelt (ANDERS, 2016). Das jüngste Projekt in Deutschland startete im Jahr 2015 im Pfälzer Wald, dort sollen bis zum Jahr 2020 insgesamt 20 Tiere aus der Slowakei und der Schweiz ausgewildert werden (KREBÜHL, 2018).

Die Verbreitung der Luchse innerhalb Deutschlands geht über die Grenzen der Auswilderungsprojekte hinaus (Abb.: A1). In Baden-Württemberg sind seit 2015 mehrere Kuder aus der Schweiz eingewandert (LUCHS INITIATIVE, 2018).

Es ist bekannt, dass Luchse, welche im Harz ausgesetzt wurden, bis nach Hessen, Thüringen und auch Brandenburg abgewandert sind (ANDERS, 2011, 2013; BLUMENTHAL, 2018). In vielen Fällen handelt es sich um Männchen, die solche weiten Strecken zurücklegen (ANDERS, 2011; BLUMENTHAL, 2018; LUCHS INITIATIVE, 2018). Diese einzelnen Kolonialisten tragen jedoch nicht zur Etablierung neuer Subpopulationen bei. Im Monitoringjahr 2016/17 wurden 77 selbstständige Luchse, bei denen zweifellos zwischen den Individuen unterschieden werden konnte, in Deutschland nachgewiesen (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ, 2018). Es ist anzunehmen, dass die tatsächliche Anzahl an Luchsen höher ist, da unselbstständige Jungtiere und Individuen, welche nicht eindeutig bestimmt werden können, nicht eingerechnet wurden (O. ANDERS, Mündliche Mitteilung am 25.05.2018). Damit die Anzahl der Luchse in Deutschland weiter steigen kann, ist das Management der Art unabdingbar.

Das Management von Raubtieren innerhalb Europas ist eine große Herausforderung, da dies dicht besiedelt ist und die Landschaft stark verändert wurde (LINNELL ET AL., 2008). CROOKS (2002) konnten feststellen, dass die Fragmentierung und Isolation von geeigneten Lebensräumen einen negativen Einfluss auf die Verteilung und Abundanz von Raubtieren hat. Dies spiegelt sich auch in den Hauptursachen für die Gefährdung der Luchse in Deutschland wieder. Dazu zählen u. a. die Zerschneidung der Landschaft, der Lebensraumverlust und illegaler Abschuss (HEURICH, 2018). Die Ausbreitung der Luchse kann durch das dichte Straßennetz eingeschränkt werden. Für die Harzer Population war in 33 % der Fälle, der Straßen- oder Schienenverkehr der Grund für den Tod der Luchse. (ANDERS, 2018). Im Schweizer Jura sind 20 % der Tiere die zwischen 1997 und 2002 tot aufgefunden wurden dem Straßenverkehr zum Opfer gefallen (BREITENMOSER-WÜRSTEN ET AL., 2007a). Zudem können Demographische Zufallsprozesse zum Aussterben kleiner Population führen, wobei auch hier die Mortalität durch den Straßenverkehr von Bedeutung ist (HEURICH & SINNER, 2012). HEURICH & SINNER (2012) erklärt diesen Prozesse wie folgt: Besteht eine Population aus zehn Tieren, und lediglich vier davon sind weiblich, dann kann der Tod von zwei Weibchen, durch den Straßenverkehr die Population stark schwächen. Bekommen die restlichen zwei Weibchen nur männlichen Nachkommen oder sterben an einer Krankheit kann es zum Erlöschen der Population kommen. Ein weiterer Grund für die Vernetzung der Lebensräume, ist die genetische Vielfalt und das Vermeiden von Inzucht. HEURICH (2018) regt in seiner Arbeit an, dass solange die Verbindungen zwischen den Regionen fehlen Luchse vom Menschen umgesiedelt werden könnten.

Die Vernetzung von Lebensräumen ist somit eine wichtigste Aufgabe, um das Überleben von Luchsen und anderen Wildtieren auf Dauer zu gewährleisten (HERRMANN ET AL., 2007; HEURICH & SINNER, 2012; SCHOLZ ET AL., 2015; FROBEL ET AL., 2018).

Im Jahr 2004 wurde die Initiative "Rettungsnetz für die Wildkatze" gegründet, mit dem Ziel Habitats für die Wildkatze (*Felis silvestris silvestris*) durch Korridore miteinander zu verbinden (SCHOLZ ET AL., 2015). Von diesen Korridoren können auch der Luchs und andere Arten profitieren. Des Weiteren ist der Luchs eine Leitart des NABU-Bundeswildwege-Plan (HERRMANN ET AL., 2007). Ziel dieses nationalen Planes ist es, aufzuzeigen, wo durchgängige Wildwege geschaffen und Grünbrücken errichtet werden sollten. Der Biotopverbund ist somit entscheidend für die weitere Existenz und Ausbreitung der Luchse in Deutschland und Europa.

1.2 Lebensraumanalyse für den Luchs

Die Lebensraumanalyse ist eine Vorgehensweise zur Quantifizierung und Bewertung von Habitaten. Eine häufig angewendete Methode sind Habitateignungsmodelle. Mithilfe dieser kann die Wichtigkeit verschiedener Umweltparameter auf die Verbreitung von Tieren und Pflanzen simuliert werden (SCHRÖDER, 2004). Dies ist vor allem für Gebiete, in welchen eine Art nicht vorkommt von Bedeutung, um Prognosen für potenzielle Lebensräume abgeben zu können (AUSTIN ET AL., 1996; GUIBAN & ZIMMERMANN, 2000; PEARCE & FERRIER, 2000; KLAR ET AL., 2008). Aus diesem Grund stellen diese Modelle einen wichtigen Bereich des Naturschutzes dar, da konkrete Flächen in Bezug auf die Zielart bewertet werden können.

Es existieren bereits Studien aus unterschiedlichen Regionen Europas, welche mittels Modellen mögliche Lebensräume für den Luchs simuliert haben (SCHADT & KACZENSKY, 2000; SCHADT, 2002; ZIMMERMANN & BREITENMOSER, 2002; ZLATANOVA ET AL., 2008). SCHADT (2002) hat in einer Studie, unter der Verwendung von Telemetriedaten aus der Schweiz, Lebensräume für eine potenzielle Ausbreitung in Deutschland modelliert. Neue Studien aus der Schweiz, bei denen der Luchs mithilfe GPS geortet wird, führen zu der Annahme, dass er sich gut an die Kulturlandschaft anpasst und diese häufiger nutzt als bisher angenommen (U. BREITENMOSER, Mündliche Mitteilung am 25.05.2018). Des Weiteren gibt es seit der Arbeit von SCHADT (2002) intensive Forschung innerhalb Deutschlands, womit neue Ergebnisse in die Analyse einbezogen werden können.

1.3 Ziel der Arbeit

Seit der Arbeit von SCHADT (2002) sind bereits 17 Jahre vergangen und die Luchspopulation in Deutschland ist seitdem stetig gewachsen. Dies ist der Impuls für die nun folgende Arbeit. Thüringen liegt im Zentrum Deutschlands und hat somit das Potenzial als ein wichtiges Bindeglied zwischen schon bestehenden Populationen zu fungieren (Abb. A1). Aus der Studie von SCHADT (2002) ist bekannt, dass der Thüringer Wald als Lebensraum für den Luchs geeignet ist.

Ziel der hier vorliegenden Arbeit, ist es unter Einbeziehung aktueller Erkenntnisse Thüringen als Lebensraum für den Luchs zu bewerten. Grundlage dafür sollen die Ergebnisse des Luchsmonitorings der letzten Jahre sein, welche seit 2011 jährlich vom Bundesamt für Naturschutz (BfN) veröffentlicht werden. Die Untersuchung wird in drei Schritte unterteilt. Im ersten Schritt sollen die Kernzonen von drei Referenzgebieten: 1) Harz, 2) Bayerischer Wald und 3) Nordhessen untersucht werden. Dabei soll festgestellt werden, ob es Unterschiede und Gemeinsamkeiten zwischen den verschiedenen Verbreitungsgebieten gibt. Im zweiten Schritt, werden die vom Luchs besetzte mit nicht besetzten Regionen verglichen. Es werden die gleichen Referenzgebiete aus Schritt eins und deren Umland untersucht. Im letzten Schritt der Arbeit soll mithilfe eines Habitatmodells bestimmt werden welche Regionen in Thüringen als Lebensraum für den Luchs geeignet sind. Um die Landschaften zu analysieren, werden Landschaftsstrukturmaße verwendet und ausgewertet. Aus jedem dieser drei Schritte sollen Schlüsse für eine mögliche Verbreitung der Luchse in Thüringen gezogen werden.

2 Methoden und Datengrundlage

2.1 Untersuchungsart: Eurasischer Luchs (*Lynx lynx*)

2.1.1 Systematik

Der Eurasische Luchs (*Lynx lynx*) gehört zur Familie der Katzen (Felidae) (SUNQUIST & SUNQUIST, 2009) (Tab. 2.1).

Klasse	Säugetier (Mammalia)
Ordnung	Raubtier (Carnivora)
Unterordnung	Raubkatze (Feliformia)
Familie	Katzen (Felidae)
Unterfamilie	Kleinkatzen (Felinae)
Gattung	Luchs (Lynx)
Art	Eurasischer Luchs (<i>Lynx lynx</i>)

Tabelle 2.1: Systematik des Luchses nach SUNQUIST & SUNQUIST (2009)

Aktuell gibt es 37 Arten von Katzen, welche in zwei Hauptgruppen unterteilt werden: a) die Großkatzen (Pantherinae) mit 7 Arten und b) die Kleinkatzen (Felinae) mit 30 Arten (SUNQUIST & SUNQUIST, 2009). *Proailurus lemanensis*, die erste Katze, lebte vor ca. 30 Millionen Jahren und gilt als der Ahne der ausgestorbenen Säbelzahnkatzen (*Pseudaelurus*) und den Vorfahren (*Styriofelis*) der heute lebenden Katzen (WERDELIN ET AL., 2010). Vor ca. 10,8 Millionen Jahren begann die Evolution der Raubkatzen unserer Zeit, indem sich die Großkatzen von der bestehenden Linie abspalteten (WERDELIN ET AL., 2010). Die Entwicklung der Kleinkatzen begann vor ca. 9,4 Millionen Jahren, wobei sich die Linie der Luchse vor ca. 7,2 Millionen Jahren entwickelte (WERDELIN ET AL., 2010). Die Gattung *Lynx* wird in 4 Arten unterteilt, im Folgenden nach ihrer evolutionären Entstehung sortiert: a) Rotluchs (*Lynx rufus*), b) Pardelluchs (*Lynx pardinus*), c) Eurasischer Luchs (*Lynx lynx*) und d) Kanadischer Luchs (*Lynx canadensis*) (MATJUSCHKIN & GREMPPE, 1978; BREITENMOSER ET AL., 2008).

Im Fokus der nachfolgenden Arbeit steht der Eurasische Luchs, im weiteren Verlauf schlicht Luchs genannt.

Er kommt auf der nördlichen Halbkugel auf dem europäischen und asiatischen Kontinent in einer Vielzahl von lokalen Unterarten vor (BREITENMOSER ET AL., 2008; SUNQUIST & SUNQUIST, 2009). Heute werden sieben Unterarten von Luchsen unterschieden (Tab. 2.2). BREITENMOSER ET AL. (2008) unterscheidet neun Unterarten, hinzukommen Balkanluchs (*L.l. martinoi*) und Altailuchs (*L.l. wardi*). In Europa kommen der Nordluchs, Karpatenluchs und Balkanluchs vor (HEURICH & SINNER, 2012).

Art	Verbreitung
Nordluchs (<i>L. l. lynx</i>), Linnaeus, 1758	Nord- und Osteuropa, das Gebiet wird im Osten durch den Jenissei begrenzt
Karpatenluchs (<i>L. l. carpathicus</i>), Kratochvil & Stollmann, 1963	Karpaten, im Süden bis Bulgarien und Griechenland
Kaukasusluchs (<i>L. l. dinniki</i>), Satunin, 1915	Kaukasus-Gebirge, im Süden bis in die Türkei und Nordiran
Turkestanluchs (<i>L. l. isabellinus</i>), Blyth, 1847	Pamir und Kunlun, Kaschmir Region, Zentral- und Westchina
Baikalluchs (<i>L. l. kozlovi</i>), Fetisov, 1950	Zentralsibirien, vom Jenissei bis zum Baikalsee
Amurluchs (<i>L. l. neglectus</i>), Stroganow, 1962	Ostrussland, Korea und Nordostchina
Sibirischer Luchs (<i>L. l. wrangeli</i>), Ognev, 1928	Ostsibirien, im Süden begrenzt durch das Stanowoigebirge

Tabelle 2.2: Unterarten des Eurasischen Luchses (*L. lynx*) und deren Verbreitung (SUNQUIST & SUNQUIST, 2009)

2.1.2 Habitatsprüche

Beobachtungen und Studien konnten zeigen, dass der Luchs Wälder als Habitat bevorzugt (MATJUSCHKIN & GREMPE, 1978; BREITENMOSER-WÜRSTEN ET AL., 2001; BASILLE ET AL., 2009; SUNQUIST & SUNQUIST, 2009). In der heutigen Kulturlandschaft sind geschlossene Wälder noch immer das bevorzugte Habitat, jedoch scheint sich der Luchs an die Kulturlandschaft anzupassen. BREITENMOSER-WÜRSTEN ET AL. (2001) konnten feststellen, dass im Vergleich zu den 1980er Jahren die Luchse in den 1990er Jahren auch weniger stark bewaldete Gebiete besiedelten. In den 80er Jahren lagen 76 % der Peilungen, von drei mit Sendern markierten Luchse im geschlossenen Wald, wohingegen es in den 90er Jahren nur noch 56 % (14 sendermarkierte Luchse) der Peilungen waren (BREITENMOSER-WÜRSTEN ET AL., 2001). Struktureiche Lebensräume sind für den Luchs jedoch essenziell, da es sich um einen Lauerjäger handelt, welcher auf eine ausreichende Deckung während der Jagd angewiesen ist (HEURICH & SINNER, 2012).

BREITENMOSER ET AL. (2008) beschreiben in ihrem Buch:

„Wir können davon ausgehen, dass die Vorstellung von „geeignetem“ und „ungeeignetem“ Habitat bei hochentwickelten Säugetieren wie dem Luchs nicht einfach „vorprogrammiert“ ist, sondern dass diese intelligenten Tiere den Umgang mit ihrer Umwelt auch erlernen können, sei es von der Mutter oder durch eigenen Erfahrungen.“ (BREITENMOSER ET AL., 2008, S. 301)

Ein Grund für diese Aussage, ist unter anderem die Beobachtung von Luchsen in der Schweiz (BREITENMOSER ET AL., 2008). Mehrere Weibchen gebärden ihre Jungen in einem offenen Lebensraum und verweilten die ersten Lebensmonate dort. Des Weiteren lebte einen Kuder über ein Jahr am Stadtrand von Zürich.

Dass Luchse nicht selten in Regionen mit erhöhter menschlicher Aktivität vorkommen, lässt sich auch auf die Beute zurückführen. In Europa und Nordamerika kommen Hirscharten immer häufiger in der Nähe von Menschen vor, weil sie dort ausreichend Futter finden (MCSHEA ET AL., 1997 in BUNNEFELD ET AL., 2006). Dadurch entsteht ein Trade-Off zwischen der Beutedichte und der Vermeidung von Menschen im Revier (BUNNEFELD ET AL., 2006; BASILLE ET AL., 2009). Diese gegenläufige Abhängigkeit führt dazu, dass der Luchs sich ebenso in Gebiete mit erhöhter menschlicher Aktivität begibt, um den Jagderfolg zu erhöhen. Diesen Zusammenhang konnten auch Studien zum Iberischen Luchs (*Lynx pardinus*) aus Spanien zeigen, welche Flächen mit einer extensiven Bewirtschaftung nutzen, da dort die Beutedichte höher ist (GASTÓN ET AL., 2016). Untersuchungen zu weiteren Großen Beutegreifer konnten ebenfalls zeigen, dass diese in einer vom Menschen geprägten Landschaft vorkommen (*Canis rufus*: DELLINGER ET AL. (2013), *Canis lupus*, *Ursus arctos*: CHAPRON ET AL. (2014)). BUNNEFELD ET AL. (2006) konnten zeigen, dass dieser Trade-Off zwischen den Geschlechtern variiert. Kuder jagen in einer geringeren Distanz zum Menschen als führende und nicht führende Katzen (BUNNEFELD ET AL., 2006). Weibchen mit Jungen wählen zudem Tageslager, die einen größeren Abstand zum Menschen aufweisen als Männchen und Weibchen ohne Nachwuchs (BUNNEFELD ET AL., 2006).

Es wird deutlich, dass der Luchs in der Lage ist in der Nähe von Städten und innerhalb der Kulturlandschaft zu leben und sich anzupassen (BOUYER ET AL., 2015), was die oben zitierte Aussage von BREITENMOSER ET AL. (2008) bestätigt. Jedoch weisen die Studien darauf hin, dass eine vielfältige Landschaft mit ungestörtem Wald und deckungsreichen Strukturen wichtig für die Toleranz der Luchse gegenüber menschlicher Aktivität ist (SUNDE ET AL., 1998; BUNNEFELD ET AL., 2006; BOUYER ET AL., 2015).

2.1.3 Raumnutzung

BREITENMOSER ET AL. (2008) fassen verschiedene Faktoren zusammen, welche die Raumnutzung der Luchse bedingen: a) Habitat, b) Gelände, c) Beutevorkommen und d) benachbarte Artgenossen. Diese Kenntnisse beruhen vor allem auf Studien, die mithilfe der Biotelemetrie das Verhalten der Tiere in Raum und Zeit auf individueller Basis untersucht haben (GEORGII, 1979). In den letzten 20 Jahren wurde eine Vielzahl solcher Untersuchungen durchgeführt, um die Ökologie der Luchse zu erforschen (SCHMIDT ET AL., 1997; LINNELL ET AL., 2001; BREITENMOSER ET AL., 2008; OKARMA ET AL., 2007; ANDERS, 2013; MAGG ET AL., 2016; WÖLFL, 2018). Studien haben gezeigt, dass Tiere in Skandinavien einen größeren Aktionsraum haben als Individuen in anderen Regionen Europas (Tab. 2.3). Die Territorien der Luchse in Skandinavien haben eine durchschnittliche Größe von $1078 \pm 539 \text{ km}^2$ für Männchen und $527 \pm 228 \text{ km}^2$ für Weibchen (LINNELL ET AL., 2001). In Deutschland haben die Aktionsräume eine durchschnittliche Größe von $362 \pm 162 \text{ km}^2$ für Kuder und $127 \pm 37 \text{ km}^2$ für Katzen (ANDERS, 2013; MAGG ET AL., 2016; WÖLFL, 2018). Diese große Spanne lässt sich auf die verschiedenen Verbreitungsgebiete zurückführen, zwischen welchen es einen entscheidenden Unterschied gibt. HERFINDAL ET AL. (2005) konnten zeigen, dass die Beutedichte und die Produktivität des Habitats (von Vegetation absorbiertes Anteil der Strahlung, FPAR) einen Einfluss auf die Größe des Territoriums hat. Aufgrund der verminderten Produktivität der Lebensräume in Nordeuropa haben die Tiere einen größeren Aktionsraum als in Mitteleuropa, wo mehr Strahlung absorbiert wird. MORELLET ET AL. (2013) konnten den gleichen Zusammenhang bei unterschiedlichen Rehpopulationen innerhalb Europas feststellen: mit zunehmendem Breitengrad nimmt die Größe des Aktionsraums zu was unter anderem auf die Verfügbarkeit von Nahrung zurückzuführen ist.

Insgesamt haben die Männchen einen größeren Aktionsraum als die Weibchen (Tab. 2.3). Gemittelt über alle Regionen Europas ergibt sich ein Aktionsraum von $581 \pm 453 \text{ km}^2$ für die Kuder und $264 \pm 210 \text{ km}^2$ für Katzen (Quellen siehe Tab. 2.3). Die Territorien des gleichen Geschlechts überschneiden sich nicht, lediglich die Gebiete von Männchen und Weibchen überlagern sich (BREITENMOSER ET AL., 2008). Es zeigt sich, dass Luchse die Territorien eines Artgenossen besetzen, wenn dieser das Gebiet verlässt oder verstirbt (BREITENMOSER ET AL., 2008; ANDERS, 2013).

2 Methoden und Datengrundlage

Land	Gebiet	M/W	N	MCP in km ² ± SD	Dauer der Messung in Tagen ± SD
Deutschland	Bayerische Wald ¹	M	6	548±173	310±106
		W	4	169±28	365
	Bayerischer Wald ²	M	4	289±204	
		W	2	113±25	
	Harz ³	M	3	249±161*	217±76
		W	1	99*	392
Schweiz	Nordwestalpen ⁴	M	2	1145±1014	427±0,7
		W	4	352±284	487±275
	Nordwestalpen ⁵	M	14	297±422	458±221
		W	17	85±44	667±370
	Zentralalpen ⁶	M	1	366	884
		W	3	91±41,3	569±207
	Nordostschweiz ⁷	M	3	152±40	521±341
		W	3	100±20	551±279
	Jura ⁸	M	5	679±599	1228±679
		W	12	302±131	1011±530
Frankreich	Jura ⁸	M	4	244±176	446±377
		W	4	260±84,14	614±164
Polen	Bialowieza ⁹	M	5	248±38	372±82
		W	3	133±12	456±325
	Karpaten ¹⁰	M	2	182±25	734±33
		W	2	157±47	1040±429
Norwegen	Hedmark ¹¹	M	7	1456±918	1995–1998
		W	10	832±206	
	Trondelag ¹¹	M	3	1515±1010	1994–1995
		W	2	561±70	
Schweden	Sarek ¹¹	M	8	709±258	1994–1998
		W	21	407±267	
	Bergslagen ¹¹	M	4	632±254	1996–1998
		W	1	307	
Gesamt		M	71	581±453	560±305**
		W	89	264±210	585±247**

Tabelle 2.3: Übersicht über die Aktionsräume von Luchsen in Europa. Gesamt ist der Mittelwert aller hier genannten Ergebnisse. * Aktionsräume entsprechen dem 95 % MCP, bei den weiteren Ergebnissen handelt es sich um den 100 % MCP.** Die durchschnittliche Dauer wurde ohne die Ergebnisse von LINNELL ET AL. (2001) berechnet, da die Dauer der Untersuchung nicht in Tagen angegeben wurde. ¹MAGG ET AL. (2016), ²WÖFL (2018), ³ANDERS (2013), ⁴BREITENMOSER & HALLER (1993), ⁵BREITENMOSER-WÜRSTEN ET AL. (2001), ⁶HALLER (1992), ⁷RYSER ET AL. (2004), ⁸BREITENMOSER-WÜRSTEN ET AL. (2007b), ⁸BREITENMOSER-WÜRSTEN ET AL. (2007b), ⁹SCHMIDT ET AL. (1997), ¹⁰OKARMA ET AL. (2007), ¹¹LINNELL ET AL. (2001)

Land	Untersuchungsgebiet	Geschlecht	mittlere Distanz pro Tag in km \pm SD
Schweiz ¹	Nordwestalpen	Männchen	3,5
		Weibchen mit Jungen	0,75
		Weibchen ohne Jungen	1,2
Polen ²	Białowieża	Männchen	9,0 \pm 7,0
		Weibchen mit Jungen	6,8 \pm 4,3
		Weibchen ohne Jungen	3,7 \pm 4,1
Deutschland ³	Bayerischer Wald	Männchen	11,5
		Weibchen	6,5
Schweiz ⁴	Jura	Männchen	2,5 \pm 0,1
		Weibchen	0,96 \pm 0,04

Tabelle 2.4: Durchschnittliche Strecke, welche die Luchse pro Tag innerhalb ihres Territoriums zurücklegen.¹ BREITENMOSER-WÜRSTEN ET AL. (2001), ² JKEDRZEJEWSKI ET AL. (2002), ³ BELOTTI ET AL. (2012), ⁴ BREITENMOSER-WÜRSTEN ET AL. (2007b)

Ein weiterer Unterschied zwischen den Geschlechtern sind die Strecken, welche die Tiere an einem Tag zurücklegen. Untersuchungen konnten zeigen, dass die Männchen längere Distanzen pro Tag zurücklegen als die Weibchen (Tab. 2.4). Gemittelt über alle Studien legen die Kuder $6,6 \pm 4,3$ km pro Tag zurück, bei den Katzen ohne Jungen sind es im Durchschnitt $3 \pm 2,7$ km pro Tag (Quellen siehe Tab. 2.4). Die Jahreszeit und die Verfügbarkeit erlegter Beute haben bei beiden Geschlechtern einen Einfluss auf die räumliche und zeitliche Bewegung. Haben die Luchse einen Riss zur Verfügung, von dem sie zehren können, dann ist die täglich zurückgelegte Distanz geringer, als wenn Beute erst noch erlegt werden muss (JKEDRZEJEWSKI ET AL., 2002). An Tagen an denen die Luchse einen Riss zur Verfügung haben, ist auch die Aktivität um 3,3 Stunden geringer (PODOLSKI ET AL., 2013). Die jahreszeitliche Änderung der Bewegung hängt mit dem Reproduktionsverhalten der Luchse zusammen. Männchen legen in der Ranzzeit (Paarungszeit) 56 % längere Strecken zurück als im Rest des Jahres (JKEDRZEJEWSKI ET AL., 2002). Die täglich zurückgelegte Distanz der Weibchen wird von ihrem Reproduktionserfolg beeinflusst, wobei sich die Ergebnisse in den verschiedenen Untersuchungsgebieten unterscheiden. BREITENMOSER-WÜRSTEN ET AL. (2001) aus der Schweiz haben festgestellt, dass sich die Strecke pro Tag mit erfolgreicher Reproduktion verringerte (Tab. 2.4). JKEDRZEJEWSKI ET AL. (2002) aus Polen konnten das genaue Gegenteil beobachten: Katzen mit Jungen bewegten sich zwischen Mai und August mehr als Katzen ohne Nachwuchs (Tab. 2.4).

2.1.4 Nahrungsökologie

Eine Vielzahl von Untersuchungen in Europa konnten zeigen, dass das Reh (*Capreolus capreolus*) die bevorzugte Beute des Luchses ist (BREITENMOSER & HALLER, 1993; OKARMA ET AL., 1997; RYSER ET AL., 2004; ODDEN ET AL., 2006; BELOTTI ET AL., 2015). Je nach Region ist die Gämse (*Rupicapra rupicapra*; BREITENMOSER & HALLER, 1993) oder der Rothirsch (*Cervus elaphus*; OKARMA ET AL., 1997; BELOTTI ET AL., 2015) die zweithäufigste Beute. Schwarzwild und Hasen spielen für den Eurasischen Luchs eine untergeordnete Rolle und werden nur selten gejagt (BREITENMOSER & HALLER, 1993; OKARMA ET AL., 1997; BELOTTI ET AL., 2015). Auch im Harz ist das Reh die bevorzugte Beute der Luchse. Dies konnten ANDERS (2018) mithilfe von 450 Rissfunden bestätigen. Im Westharz ist der Anteil an Rotwild sehr hoch, was sich im Beutespektrum widerspiegelt. In 39 aufgefundenen Kotproben war der Anteil an Reh und Rotwild gleich, wobei die Luchse beim Rotwild überwiegend Kälber erbeutet (ANDERS, 2018).

Der Luchs benötigt drei bis fünf Tage, um einen Riss zu fressen (BUNNEFELD ET AL., 2006). War der Luchs bei der Jagd erfolgreich, versteckt er seine Beute und sucht sich ein Tageslager in deren Nähe (MATJUSCHKIN & GREMPE, 1978). Durch dieses Verhalten erbeutet der Luchs im Durchschnitt 50 Huftiere pro Jahr (BREITENMOSER & HALLER, 1993; OKARMA ET AL., 1997; KROFEL ET AL., 2014; BELOTTI ET AL., 2015). BELOTTI ET AL. (2015) konnten zeigen, dass der Bedarf zwischen den Geschlechtern verschieden ist. So jagt ein Kuder im Schnitt 46 Rehe im Jahr, wohingegen eine Katze mit Jungen durchschnittlich 75 Rehe benötigt.

In vielen Teilen Europas werden Nutztiere gejagt, wobei Schafe und Ziegen bevorzugt erbeutet werden (KACZENSKY, 1998, 1999). KACZENSKY (1998) konnte zeigen, dass die vom Luchs verursachten Schäden sehr gering sind und von Bär und Wolf in vielen Regionen mehr Nutztiere gerissen werden. Im Bayerischen Wald wurden innerhalb von 12 Jahren 45 Nutztiere gerissen (KOORDINIERTE, 2004; HEURICH, 2018). In den ersten zwei Jahren des Harzer Projektes wurden für vier Tiere und in den Jahren 2010 bis 2012 für 14 Haus- oder Weidetiere Kompensationen geleistet (KOORDINIERTE, 2004; ANDERS, 2011, 2013). Im Harz wurden jährlich Nutztiere vom Luchs gerissen, jedoch ist die Zahl sehr gering und die jährlichen Zahlungen liegen im Durchschnitt bei 1 000 bis 2 000 € (ANDERS, 2018). In der Richtlinie für Wolf und Luchs des Thüringer Ministeriums für Umwelt, Energie und Naturschutz ist festgeschrieben, dass Schäden die durch Wolf oder Luchs entstehen zu entschädigen sind (MINISTERIUM FÜR UMWELT, ENERGIE UND NATURSCHUTZ, 2018). Dies ist wichtig, um die Akzeptanz der Tiere in allen Interessengruppen zu stärken.

2.1.5 Demografie

Der dämmerungs- und nachtaktive Luchs (SCHMIDT, 1999; PODOLSKI ET AL., 2013) lebt den Großteil seines Lebens solitär (BREITENMOSER-WÜRSTEN ET AL., 2001). In ihrer Studie aus dem Jura konnten BREITENMOSER-WÜRSTEN ET AL. (2001) zeigen, dass die mittlere Distanz benachbarter Weibchen bei 9,1 km lag, bei benachbarten Männchen bei 12,6 km und zwischen den Geschlechtern bei 8,9 km. Lediglich in der Ranzzeit suchen die Kuder die Katzen auf, was dazu führt das zwischen Februar und April vermehrt eine Entfernung unter 5 km zwischen den Individuen festgestellt werden konnte (BREITENMOSER-WÜRSTEN ET AL., 2001). Die Paarungszeit der Luchse liegt in den Monaten Februar und März, kann jedoch bis in den April andauern (MATJUSCHKIN & GREMPE, 1978; BREITENMOSER-WÜRSTEN ET AL., 2007a). Die Weibchen bringen zwischen Mai und Juni ihren Nachwuchs zur Welt (BREITENMOSER-WÜRSTEN ET AL., 2001, 2007a). Die mittlere Anzahl der Jungen für verschiedene Untersuchungsgebiete liegt bei durchschnittlich 2,0 Jungen pro Wurf (Tab. 2.5).

Land	Region	Anzahl Weibchen	Durchschnittliche Anzahl Jungen/Wurf	Zeitraum der Untersuchung
Schweiz	Jura ¹	10	2,0	1988 - 1998
	Nordwestalpen ²	11	2,1	1997 - 2000
Polen und Weißrussland ³	Białowieża Urwald	13	1,6	1991 - 1994
Schweden ⁴	Sarek	22	2,0	1994 - 2007
	Bergslagen	20	2,4	1997 - 2006
Norwegen ⁴	Hedmark	11	2,1	1996 - 2006
	Akershus	6	1,9	2001 - 2006
Summe		93	2,0	

Tabelle 2.5: Durchschnittliche Anzahl der Jungen pro Wurf für verschiedene Regionen Europas. ¹ BREITENMOSER-WÜRSTEN ET AL. (2007a), ² BREITENMOSER-WÜRSTEN ET AL. (2001), ³ (JEDRZEJEWSKI ET AL., 1996), ⁴ NILSEN ET AL. (2012)

Die Trennung der Jungluchse von der Mutter erfolgt im Alter zwischen 9 und 11 Monaten, wobei sich der Zeitpunkt der Trennung mit der Paarungszeit überschneidet (BREITENMOSER ET AL., 2008). Haben sich die subadulten Luchse von ihrer Mutter gelöst, wandern diese ab und suchen sich ein eigenes Revier, wobei sich die jungen Luchse in den ersten Tagen noch im Revier der Mutter aufhalten (BREITENMOSER ET AL., 2008). Erste Untersuchungen konnten zeigen, dass männliche Tiere über größere Distanzen abwandern als die Weibchen. So liegt die durchschnittliche Distanz der Männchen bei 47,37 km und bei den Weibchen bei 20,47 km (Tab. 2.6).

Das Dispersal der jungen Luchse ist wichtig für die Ausbreitung der Population, kann jedoch auch durch Barrieren und Hindernisse beeinträchtigt werden (BREITENMOSER ET AL., 2008). Sterben adulte Luchse mit einem festen Revier, kommt es vor, dass subadulte Luchse die Reviere eben dieser besetzten, wenn sie selbst noch auf der Suche nach einem geeigneten Territorium sind (BREITENMOSER ET AL., 2008). Luchse sind konservative Wanderer: junge Tiere entfernen sich erst durch einen größeren Druck durch die adulten Tiere vom Territorium ihrer Mutter, jedoch neigen sie auch dann dazu, ihr Revier im Anschluss eines Artgenossen zu etablieren (ANDERS, 2018).

Land	Untersuchungsgebiet	M/W	Anzahl Luchse	mittlere in km	min. bis max. Distanz in km
Schweiz ¹	Nordwestalpen	M	8	27,7	4,5–56,0
		W	5	18,8	7,4–22,1
	Jura	M	5	54,2	19,1–97,3
		W	9	35,6	2,1–80,7
Polen ²		M	4	60,3	11,0–129,0
		W	2	7,0	5,0–9,0
Norwegen ³	Nord Trondelag	NB	5,0	42,0	4,0–79,0

Tabelle 2.6: Entfernung, welche subadulte Luchse nach der Trennung von ihrer Mutter von ihrem Geburtsort zurücklegen, um ein eigenes Territorium zu finden. M: männliche Luchse, W: weibliche Luchse, NB: Geschlecht nicht bekannt.¹ ZIMMERMANN ET AL. (2005), ² SCHMIDT (1998), ³ SUNDE ET AL. (2000)

Die Überlebenswahrscheinlichkeit variiert zwischen den Altersklassen und steigt mit zunehmendem Alter an (Tab. 2.7). Die Mortalität der adulten Luchse ist vor allem durch den Menschen bedingt. Zwischen 1997 und 2002 wurden im Schweizer Jura 124 tote Luchse gezählt, wobei in 70 % der Fälle der Mensch für den Tod der Tiere verantwortlich war (BREITENMOSER-WÜRSTEN ET AL., 2007a). Dabei wurden 32 % der toten Luchse im Jura illegal abgeschossen und 20 % starben im Straßenverkehr. In Skandinavien, wo die Jagd in einem gewissen Maße erlaubt ist, fallen dennoch 46 % der adulten Luchse der Wilderei zum Opfer (ANDRÉN ET AL., 2006). Natürliche Todesursachen wie Verhungern, Räude oder auch intraspezifische Konkurrenz sind unter anderem Gründe für die erhöhte Jungensterblichkeit (ANDRÉN ET AL., 2006). Die Mortalität der subadulten Luchse wird durch die Suche eines geeigneten Reviers beeinflusst. Das Durchqueren von unbekanntem Gelände und Konflikte mit residenten Artgenossen führen zu einem verringerten Jagderfolg und Stress, was Verhungern oder eine Infektion zur Folge haben kann (BREITENMOSER ET AL., 2008).

Land	Untersuchungsgebiet	Untersuchungszeitraum	Altersklasse	ÜW in % *
Schweiz	Nordwestalpen ¹	1997 - 2000	Jungtier	45 – 54
			Subadult	40
			Adult	78
	Jura ²	1988 - 1998	Jungtier	43 – 49
			Subadult	53
			Adult	76
Polen und Weißrussland ³	Białowieża Urwald	1991 - 1994	Jungtier	52
			Subadult und Adult	63

Tabelle 2.7: Überlebenswahrscheinlichkeit (ÜW) der Luchse in drei verschiedenen Altersklassen.* Die Überlebenswahrscheinlichkeit sagt aus, wie viel Prozent der Subadulten und Adulten innerhalb des Untersuchungszeitraum überlebt haben. Die Überlebenswahrscheinlichkeit der Jungtiere sagt aus wie viele Tiere die ersten 12 Monate überlebten. ¹ BREITENMOSER-WÜRSTEN ET AL. (2001), ² BREITENMOSER-WÜRSTEN ET AL. (2007a), ³ JEDRZEJEWSKI ET AL. (1996)

2.2 Der Luchs in Deutschland

Wie in Kapitel 1.1 bereits erläutert, sind die heutigen Populationen in Deutschland auf das aktive Handeln des Menschen zurückzuführen. Für die Arbeit sollen drei dieser derzeitigen Luchsvorkommen genauer betrachtet werden: Bayerische Wald, Harz und Nordhessen. Seit 2010 werden die Nachweise der Luchse einheitlich nach den SCALP-Kriterien (*Status and Conservation of the Alpin Lynx Population*) erfasst und die Ergebnisse jährlich in einer Karte veröffentlicht (Kap. 2.5.1). Seit diese standardisierte Erfassung erfolgt, waren der Bayerische Wald, Harz und Nordhessen vom Luchs besetzte Gebiete. Des Weiteren gibt es umfassende Untersuchungen dieser Populationen. Die nordhessische Population ist von Interesse, da diese von der aktiven Auswilderung im Harz zu profitieren scheint. Die Ausbreitung der Luchse schritt mit den Jahren voran und daher ist auch dieses Gebiet interessant für die diese Arbeit.

Im Bayerischen Wald wurde im Jahr 2007/2008 mit dem Fotofallenmonitoring begonnen, um die Anzahl der vorkommenden Luchse abzuschätzen (WÖLFL & SCHWAIGER, 2017). Diese Methode ist für den Luchs gut geeignet, da die Tiere an ihrem individuellen Fellmuster unterschieden werden können (ZIMMERMANN ET AL., 2006). Im Untersuchungszeitraum 2016/17 konnte die bis dahin größte Anzahl an Luchsen mit 56 Individuen festgestellt werden (Tab. 2.8). Die Zunahme der Individuen von fünf im Jahr 2010 auf 56 im Jahr 2016/17 (Tab. 2.8) hat mehrere Ursachen. Zum einem wurden die Erfassungsmethoden seit 2007 verbessert, indem die Standorte der Kamerafallen auf Grundlage bisheriger Erfahrungen besser ausgewählt werden konnten und sich das Untersuchungsgebiet vergrößert hat (WÖLFL & SCHWAIGER, 2017)). Zum anderen konnten WÖLFL & SCHWAIGER (2017) die steigende Beteiligung der Jäger nutzen, welche private Fotofallen

installierten. In den Jahren 2012 bis 2014 sind zwölf Luchse verschwunden, wobei für vier Individuen eine illegale Tötung nachgewiesen werden konnte, fünf weitere Tiere kamen im Straßenverkehr um (WÖLFL & SCHWAIGER, 2017). Im Jahr 2015/16 konnte belegt werden, dass ein Kuder und eine Katze durch illegale Tötung verstarben (WÖLFL & SCHWAIGER, 2016), im Jahr 2016/17 wurde ein weibliches Tier überfahren (WÖLFL & SCHWAIGER, 2017). Insgesamt wurden seit dem Jahr 1982 im Bayerischen Wald 62 Luchse illegal getötet (HEURICH, 2018). Bis auf das Jahr 2010 konnten in allen Untersuchungsjahren erfolgreiche Reproduktionen nachgewiesen werden (Tab. 2.8).

Seit 2010 standen dem Harzer Projekt Kammerafallen zur Verfügung, wobei zu Beginn ein opportunistisches Monitoring durchgeführt wurde und diese z. B. an aufgefundenen Rissen angebracht wurden (ANDERS, 2011). Ein wichtiger Bestandteil des Monitorings war zudem die Beteiligung der Öffentlichkeit, welche Hinweise melden konnten. Im Jahr 2014/15 begann im westlichen Harz das systematische Fotofallenmonitoring, um die Populationsgröße abzuschätzen (MIDDELHOFF & ANDERS, 2015). In den darauffolgenden Untersuchungszeiträumen wurde abermals der westliche Harz (2015/16), der mittlere Harz (2016/2017) und der östliche Harz (2017) mittels systematischen Monitorings untersucht (Tab. 2.8). Im Monitoringzeitraum 2010/11 konnten mithilfe des opportunistischen Einsatzes von Kamerafallen sieben Individuen nachgewiesen werden, wobei es im Jahr 2017 ausschließlich im östlichen Harz schon 23 Tiere waren (Tab. 2.8). Werden die Ergebnisse der drei Jahre systematischen Monitorings betrachtet, wurde das Vorkommen von insgesamt 47 Individuen belegt (17 Männchen, 15 Weibchen, 15 nicht bekannt), wobei zwölf der Tiere in allen vier Durchgängen der Untersuchung nachgewiesen wurden (MIDDELHOFF & ANDERS, 2018). Die Beobachtungen konnten außerdem zeigen, dass es im Harz in allen Jahren eine erfolgreiche Reproduktion der Luchse gab, wobei die Anzahl der Jungtiere auf 100 Individuen geschätzt werden kann (Tab. 2.8). Mit Beginn der Auswilderung im Jahr 2000 bis ins Jahr 2012/13 ist der Verlust von 21 Tieren bekannt (ANDERS, 2011, 2013).

Die Luchspopulation aus Hessen hat eine sehr undurchsichtige Entwicklung. Es gab hier keine Auswilderungsprojekte, doch wurden schon vor dem Start des Harzer Projekts Hinweise auf Luchse dokumentiert. Ob diese Tiere aus der bayerischen Population abgewandert sind oder illegal ausgesetzt wurden, kann nicht mehr rekonstruiert werden (DENK, 2007). Im Jahr 2010 konnte erstmals belegt werden, dass ein Kuder aus dem Harz nach Nordhessen gewandert ist, da dieser ein Sendehalsband trug (DENK ET AL., 2010). In den darauffolgenden Untersuchungsjahren, 2012, 2014, 2016 und 2017, wurden noch vier weitere Männchen aus dem Harz in Nordhessen gesichtet (DENK ET AL., 2015, 2017, 2018).

Im Untersuchungsjahr 2014/15 konnte außerdem ein Weibchen aus dem Harzer Projekt mithilfe von Telemetrie nachgewiesen werden. Seit 2014 wird ein systematisches Monitoring südöstlich von Kassel durchgeführt, da dieser als Hotspot der Hessischen Population angesehen werden kann (DENK ET AL., 2015)). Mit Beginn der methodischen Erfassung konnten nun einzelne Individuen unterschieden werden und bereits im ersten Jahr vier Individuen eindeutig nachgewiesen werden (Tab. 2.8; DENK ET AL., 2015). Nach aktuellem Stand ist die Population in Nordhessen zusammengebrochen. Im Jahr 2017/18 konnten lediglich vier Kuder und ein Luchs mit unbekanntem Geschlecht in Nordhessen nachgewiesen werden (DENK ET AL., 2018). Seit der Untersuchungsperiode 2016/17 konnte keine erfolgreiche Reproduktion mehr nachgewiesen werden (Tab. 2.8). Im Vorjahr sind drei Weibchen und zwei Jungtiere an Räude gestorben (DENK ET AL., 2016)). Im Sommer 2018 wurde der letzte Kuder in Nordhessen gesichtet (NEUMANN, 2019). Im Untersuchungszeitraum wurden 12 tote Tiere aufgefunden, welche unter anderen an Krankheiten gestorben sind oder überfahren wurden. Es gab keine Anzeichen dafür, dass die illegale Tötung zum Rückgang der Population geführt hat (Tab. 2.8). Die nordhessische Population ist somit ein eindrückliches Beispiel wie demografische Zufallsprozesse bei kleinen Populationen zum Zusammenbrechen dieser führen können (Kap. 1.1)

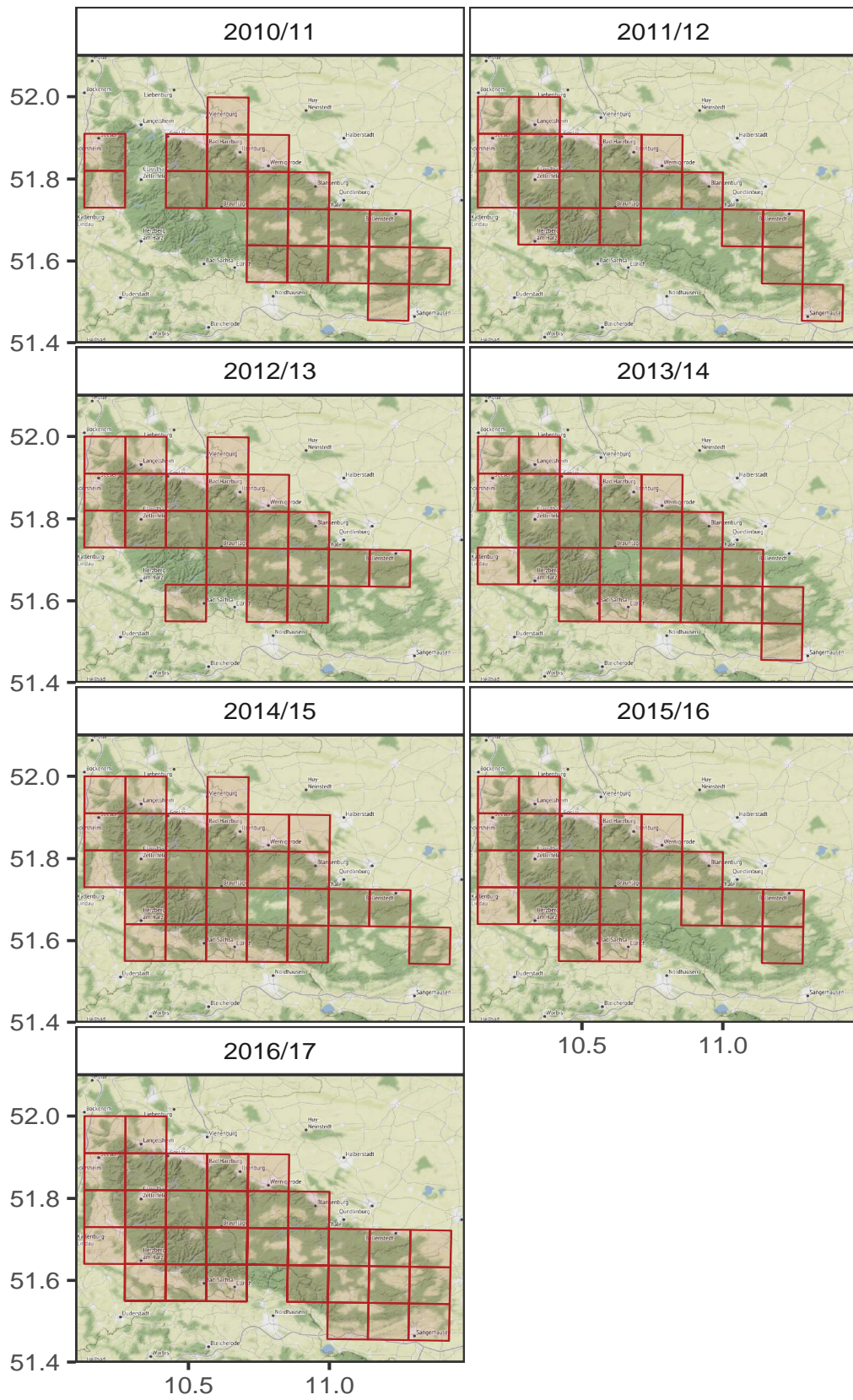
Referenzgebiet	Zeitraum	Methode	selbstständige Luchse	Jungtiere	Verluste
Bayerischer Wald	2010 ¹	sF	5	0	
	2012 ²	sF	6	4	
	2013 ³	sF	28	8	
	2014 ³	sF	29	11	
	2015/16 ⁴	sF	28(6,6,16)	5	2
	2016/17 ³	sF	41(8,10,23)	15	1
Harz	2010/11 ⁵	MÖ, oF	7(0,7,0)	15	1
	2011/12 ⁶	MÖ, oF	10 (3, 7, 0)	19	2
	2012/13 ⁶	MÖ, oF	10 (3,7,0)	19	1
	2014/15 ⁷	sF	15 (2, 7, 6)	12	
	2015/16 ⁸	sF	17 (7, 7, 3)	11	
	2016/17 ⁹	sF	19(8, 6, 5)	11	
	2017 ¹⁰	sF	23 (9, 6, 8)	13	
Nordhessen	2010/11 ¹¹	MÖ, oF	2 (1, 1, 0)	2	2
	2011/12 ¹²	MÖ, oF	1 (0, 1, 0)	3	2
	2012/13 ¹³	MÖ, oF	2 (0, 2, 0)	5	1
	2013/14 ¹⁴	MÖ, oF	3 (1, 2, 0)	5	0
	2014/15 ¹⁵	MÖ,sF	4 (1, 1, 2)	2	0
	2015/16 ¹⁶	MÖ, sF	4 (1, 1, 2)	8	5
	2016/17 ¹⁷	MÖ, sF	4 (3, 1, 0)	0	0
	2017/18 ¹⁸	MÖ, sF	5 (4, 0, 1)	0	2

Tabelle 2.8: Entwicklung der Luchspopulationen in den Kernzonen von Bayerischen Wald, Harz und Nordhessen seit 2010. Methoden des Monitoring: systematische Fotofallen (sF), opportunistische Fotofallen (oF) und Meldungen aus der Öffentlichkeit (MÖ). Die in Klammer stehenden Zahlen geben Aufschluss über das Geschlecht (männlich, weiblich, nicht bekannt). Es sind nicht aus allen Jahren Zahlen über die Verluste von Luchsen bekannt.¹ WÖFL & SCHWAIGER (2010), ² WÖFL & SCHWAIGER (2012), ³ WÖFL & SCHWAIGER (2017),⁴ WÖFL & SCHWAIGER (2016),⁵ ANDERS (2011), ⁶ ANDERS (2013), ⁷ MIDDELHOFF & ANDERS (2015), ⁸ MIDDELHOFF & ANDERS (2016), ⁹ MIDDELHOFF & ANDERS (2017), ¹⁰ MIDDELHOFF & ANDERS (2018), ¹¹ DENK (2011), ¹² DENK ET AL. (2012), ¹³ DENK ET AL. (2013), ¹⁴ DENK ET AL. (2014), ¹⁵ DENK ET AL. (2015), ¹⁶ DENK ET AL. (2016), ¹⁷ DENK ET AL. (2017), ¹⁸ DENK ET AL. (2018)

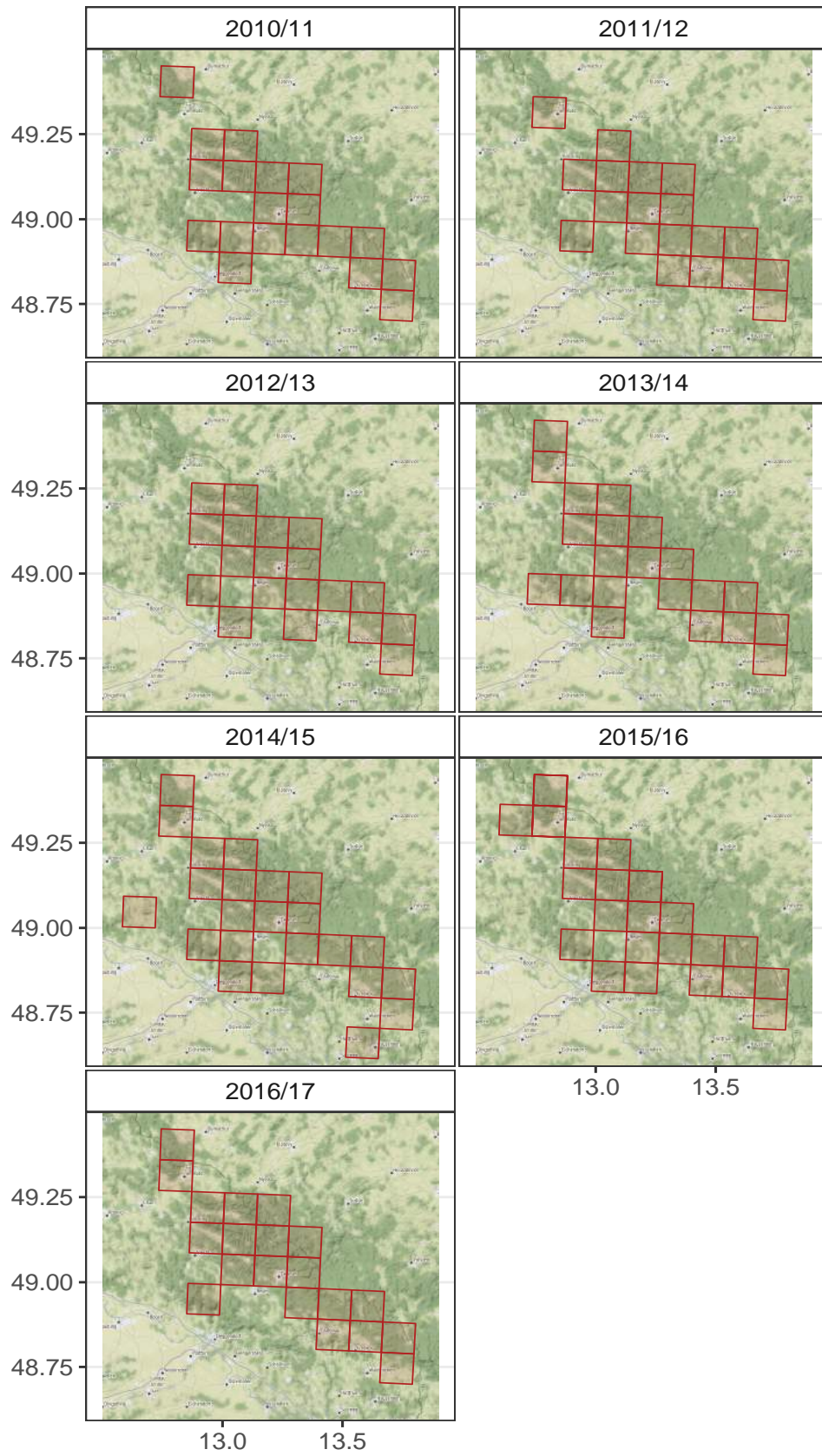
Die Luchshinweise werden vom Bundesamt für Naturschutz in einer Karte mit 10x10 km Rasterzelle veröffentlicht (Kap. 2.5.1). Die räumliche- und zeitliche Entwicklung zeigt, dass die Zahl der vom Luchs besiedelten Zellen sich innerhalb der Untersuchungsjahre verändert hat (Tab. 2.9). Im Bayerischen Wald stieg die Zahl der besiedelten Zellen bis ins Jahr 2014/15 auf 24 an, jedoch sank sie im darauf folgendem Jahr auf 20 Zellen (Tab. 2.9). Im Jahr 2015/16 gab es im Harz eine Senkung von 27 auf 23 Zellen, wobei die Menge in dem Zeitraum 2016/17 wieder auf 32 Zellen angestiegen ist (Tab. 2.9). In Nordhessen stieg die Zahl bis ins Jahr 2013/14 auf 13 Zellen an und blieb dann stabil (Tab. 2.9). Im Harz gab es über die Jahre leichte Verschiebungen in der Verbreitung. Bereiche im Süden des Harzes waren über die Jahre immer wieder nicht besetzte (Abb. ??). Im Bayerischen Wald war der Schwerpunkt des Verbreitungsgebietes über die Jahre stabil und zeigte keine deutliche Verschiebung oder Ausbreitung (Abb. ??). In Nordhessen lagen die Zellen im Jahr 2010/11 im Süden von Kassel von wo aus sich die Luchse verstärkt Richtung Südosten ausbreiteten (Abb. 2.-1c).

Jahr	Harz	Bayerischen Wald	Nordhessen
2010/11	20	19	3
2011/12	20	19	8
2012/13	22	19	8
2013/14	25	21	9
2014/15	27	23	13
2015/16	23	24	13
2016/17	32	20	13

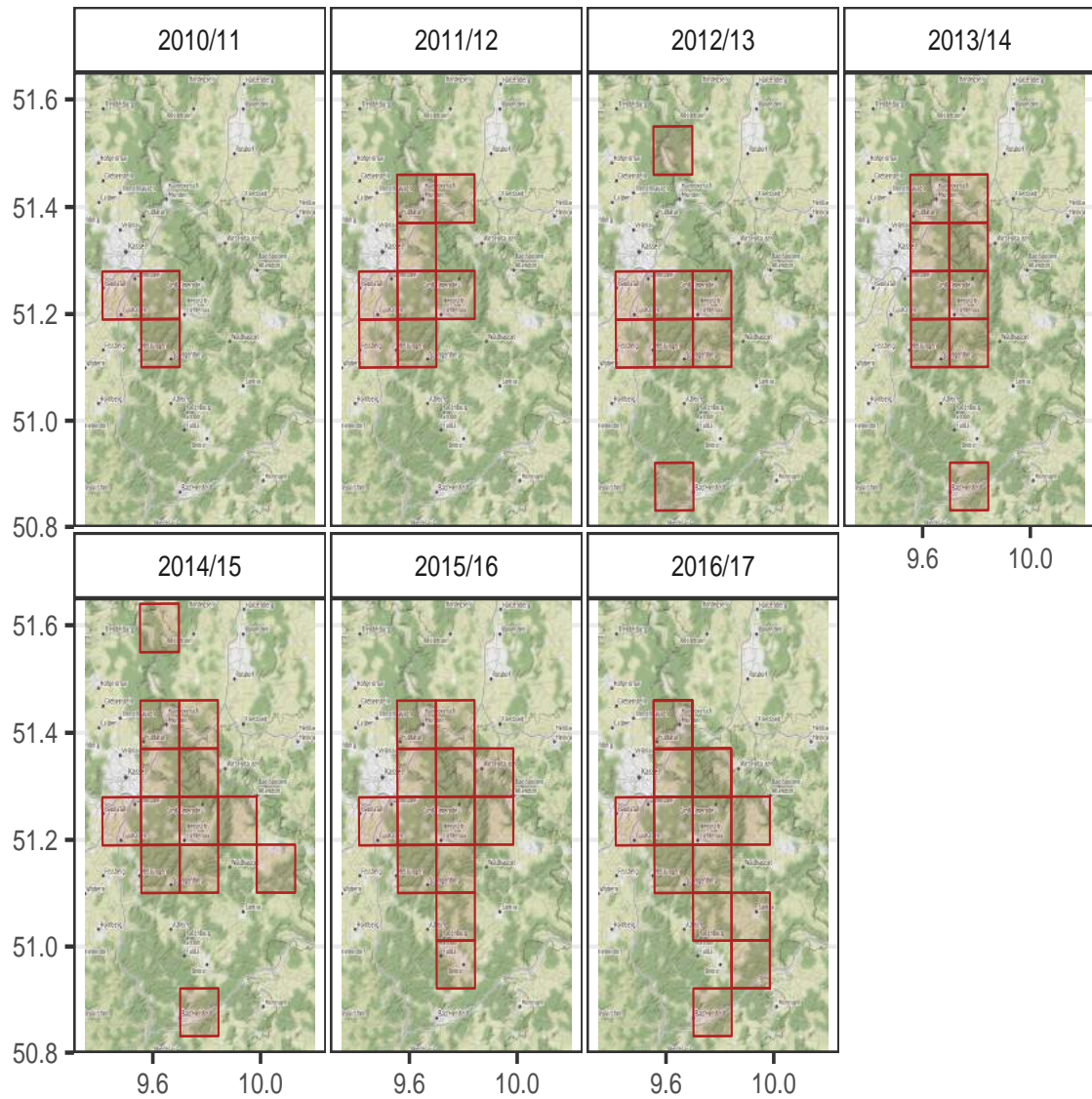
Tabelle 2.9: Anzahl der vom Luchs besetzten Zellen unterteilt nach Referenzgebieten und Untersuchungszeitraum. Es handelt sich um die Kernzonen der Gebiete. Eine Zelle gilt als besetzte, wenn der Luchs in mindestens einem Zeitraum nachgewiesen werden konnte.



(a) Harz



(b) Bayerischer Wald



(c) Nordhessen

Abbildung 2.-1: Räumliche und zeitliche Entwicklung der Luchspopulationen in den Kernzonen der Referenzgebiete

2.3 Untersuchungsgebiet

Deutschland hat eine Fläche von ca. 358 000 km² auf welcher eine Bevölkerung von 82,52 Mio. Menschen lebt. Die Bevölkerungsdichte liegt bei 231 Einwohner/km² (STATISTISCHES BUNDESAMT, 2018a), womit Deutschland an fünfter Stelle, der am dicht besiedelten Länder der Europäischen Union steht (STATISTISCHES BUNDESAMT, 2018b). Den größten Flächenanteil Deutschlands machen landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen aus, gefolgt von Forst mit 30 % (Tab. 2.10). 55 % des Waldes sind Nadelwälder, 32 % Laubwälder und 13 % Mischwald. In Deutschland sind 0,6 % der terrestrischen Fläche als Nationalpark ausgewiesen (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ, 2019a) und 3,9 % als Naturschutzgebiete (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ, 2019b). Deutschland hat ein dichtes Straßennetz, alleine die Verkehrswege des überörtlichen Verkehrs haben eine Länge von 229 970 km (STATISTISCHES BUNDESAMT, 2019), mit einer Straßendichte von 0,64 km/km². Die Gemeindestraßen oder sonstige öffentliche Straßen werden in diese Rechnung nicht einbezogen.

Landnutzung	Deutschland		Thüringen	
	Fläche in km ²	Anteil in %	Fläche in km ²	Anteil in %
bebaute Fläche	33 773	9.4	1 211	7.5
intensive Landwirtschaft	202 992	56.7	9 236	57.0
extensive Landwirtschaft	1 541	0.4	99	0.6
Wälder	108 627	30.4	5 455	33.7
natürliche Vegetation	5 025	1.4	143	0.9
Feuchtgebiete	1 442	0.4	2	0.01
Gewässer	4 438	1.2	57	0.3
Summe	357 838	100.0	16 203	100.0

Tabelle 2.10: Art der Landnutzung berechnet aus der CLC für Deutschland und Thüringen.

Thüringen ist mit einer Fläche von 16 203 km² das fünft kleinste Bundesland (STATISTISCHES BUNDESAMT, 2018a). Die Bevölkerungsdichte liegt bei 133 Einwohner/km² (STATISTISCHES BUNDESAMT, 2018a). Thüringen hat einen Waldanteil von 34 % (Tab. 2.10), mit 61 % Nadelwald. Wie schon auf Bundesebene machen auch in Thüringen die landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen den größten Flächenanteil aus (Tab. 2.10, Abb. A2). In Thüringen befindet sich lediglich ein Nationalpark, der Hainich (D), mit einer Größe von 75 km² (Abb. 3.11). Weitere Großschutzgebiete in Thüringen sind die Naturparke: A) Südharz (268,93 km²), B) Kyffhäuser (305,67 km²), C) Eichsfeld-Hainich-Werratal (858,11 km²) und E) Thüringer Wald (2068,23 km²) (Buchstaben aus Abb. 3.11 entnommen).

In Thüringen liegen des Weiteren zwei Biosphärenreservate: F) Thüringer Wald (336,81 km²) und G) Röhn (Gesamt: 2431,54 km², Thüringen: 487,65 km²) (Abb. 3.11). Das Straßennetz des überörtlichen Verkehrs hat eine Länge von 9 543 km (THÜRINGER LANDESAMT FÜR STATISTIK, 2019), das macht eine Dichte von 0,59 km/km² (Abb. A3). Des Weiteren ist das Schienennetz ein Teil der Infrastruktur, die Summe aller Gleise hat eine Länge von 3 040 km (Strecke wurde aus den *Open Street Map Daten* berechnet, Schienen sind zum Teil zwei- oder mehrgleisig eingerechnet, Abb. A4).

Im Rahmen des Wildtier-Informationssystemes der Länder Deutschlands, wird die Populationsdichte von jagdbaren Arten über die Jahre hinweg erfasst (ARNOLD ET AL., 2015). Die Jagdstrecke des Rehs für den Zeitraum von 2007/08 bis 2017/18 ergibt eine Rehdichte von $2,2 \pm 0,15$ Individuen pro 100 ha (DEUTSCHER JAGDVERBAND, 2019a). Für Rotwild ergeben sich Werte von $0,33 \pm 0,04$ Tiere pro 100 ha für den gleichen Zeitraum (DEUTSCHER JAGDVERBAND, 2019b). Mit seiner innerhalb Deutschlands zentralen Lage hat Thüringen eine wichtige Bedeutung für die gesamtdeutsche Luchspopulation, um bestehende Vorkommen miteinander zu verbinden (Abb. A1). Der Luchs konnte bereits in und um Thüringen nachgewiesen werden. Die Zellen lagen überwiegend in den Grenzgebieten zu Hessen, Niedersachsen und Sachsen-Anhalt (Abb. A1). Im Norden Thüringens und dem angrenzenden Harz konnten über mehrere Jahre Luchse nachgewiesen werden, wohingegen in den restlichen Regionen nur in einem oder zwei Jahren Hinweise auf den Luchs gefunden werden konnten (Abb. A7). Dies liegt zum einem daran, dass die Sichtungen im Westen des Bundeslandes erst aus den Untersuchungsperioden 2015/16 und 2016/17 stammen. Im Jahr 2019 konnte der Luchs im Thüringer Wald nachgewiesen werden (Abb. A8).

2.4 Habitatmodelle in der Ökologie

Die Verwendung von Modellen, um die Verbreitung von Arten zu beschreiben hat in den letzten Jahren immer weiter zugenommen und ist ein wichtiger Bestandteil des Naturschutzes (Kap. 1.2). Dabei werden zwei grundlegende Methoden unterschieden: a) statistische Modelle und b) theoretische Modelle. Statistische Modelle basieren auf Beobachtungen aus dem Feld, wobei u. a. folgende Informationen von Bedeutung sind a) das Vorkommen einer Art, b) das Vorhandensein oder Fehlen einer Art, c) Aufnahme von Abundanzen einer Art oder d) opportunistische Daten z. B. aus historischen Sammlungen (GUISAN & THUILLER, 2005).

Um die benötigten Daten zu erhalten, können Kartierungen durchgeführt (AUSTIN ET AL., 1996; KNICK & DYER, 1997) oder die Tiere mithilfe von Telemetrie beobachtet werden (SCHADT & KACZENSKY, 2000). Den theoretischen Modellen liegt Expertenwissen zugrunde, welches vor allem von Interesse ist, wenn keine empirischen Daten verfügbar sind (DOSWALD ET AL., 2007).

Diese Arbeit beruht auf der Analyse von zur Verfügung stehenden Präsenzangaben zur Verbreitung der Luchse (Kap. 2.5). Statistische Modelle, welche ausschließlich auf Präsenzdaten beruhen, werden oft angewendet, wenn die Daten mittels a) historischer Daten, b) Datenbanken, c) Beobachtungen aus der Bevölkerung oder d) lokalen Kamerafallen erhoben werden (ZANIEWSKI ET AL., 2002; GREAVES ET AL., 2006; ZEILHOFER ET AL., 2014; KIMITEI ET AL., 2015). Aufgrund dieser Methode entstehen Datensätze, welche lediglich das Vorkommen einer Art in einer festgelegten Region dokumentieren. Jedoch ist nicht bekannt, ob die Art in den nicht untersuchten Gebieten nicht auch vorkommt. Im Gegensatz dazu stehen Habitatmodelle, die auf Telemetriedaten beruhen (SCHADT & KACZENSKY, 2000; MLADENOFF ET AL., 1999; JACKSON ET AL., 2005; DELLINGER ET AL., 2013; GASTÓN ET AL., 2016). Dort sind die Regionen, welche von den Individuen gemieden werden, bekannt. Eine oft verwendete Methode um aus eben diesen Daten ein Habitatmodell zu erstellen ist die logistische Regression (Kap. 2.7).

2.5 Datengrundlage

2.5.1 Luchsvorkommen

Für diese Arbeit wurden Geofachdaten des Bundesamts für Naturschutz (BfN) genutzt. Das BfN erstellt in jedem Jahr eine Karte mit den Ergebnissen des Luchsmonitorings der Bundesländer, wobei die Daten für einen Zeitraum vom 1.05. bis 30.04. des Folgejahres zusammengefasst werden. Es liegen einheitliche Informationen seit den Jahren 2010/2011 bis zu den Jahren 2016/2017 vor.

Aufgrund der Fauna- Flora- Habitat- Richtlinien (FFH-RL) sind alle Mitgliedsstaaten der EU verpflichtet, den Erhaltungszustand von Arten, welche in Anhang II und IV gelistet sind, zu kontrollieren. Dieses Monitoring erfolgt mittlerweile nach standardisierten Maßnahmen, damit die Daten untereinander vergleichbar sind (KACZENSKY ET AL., 2009). Es werden die sogenannten SCALP- Kriterien genutzt, welche durch das Projekt *Status and Conservation of the Alpin Lynx Population* (SCALP) begründet wurden (MOLINARI-JOBIN, 2015).

Die Nachweise werden in drei Kategorien eingeteilt (KACZENSKY ET AL., 2009):

C1: eindeutiger Nachweis - Lebendfang, Totfund, genetischer Nachweis, Foto, Telemetrie

C2: bestätigter Nachweis - Riss oder Spur die vom Experten überprüft wurden

C3: unbestätigte Hinweise - Hinweise die von Experten weder bestätigt noch abgewiesen werden konnten

Falsch: Hinweise - bei denen der Luchs ausgeschlossen werden konnte

Die Verbreitungsgebiete der Luchse werden in einer Auflösung von 10x10 km erfasst (Abb. A1). Eine Rasterzelle gilt als besetzt, wenn im Monitoringzeitraum mindestens ein C1-Hinweis oder zwei C2-Hinweise aufgenommen wurden (KACZENSKY ET AL., 2009).

2.5.2 Landschaftsdaten und Infrastruktur

Die Lebensraumanalyse erfolgt für Luchspopulationen aus verschiedenen Regionen Deutschlands. Um die Ergebnisse besser vergleichen zu können, wurde eine Datengrundlage genutzt, welche für ganz Deutschland gleich ist. Als Landschaftsdatensatz wurde die *CORINE-land cover* (CLC) als Rasterdatensatz mit einer Auflösung von 100 m verwendet. Die CLC ist eine Methode für die standardisierte Erfassung der Landnutzung auf Grundlage von Satellitenbildern, um die Entwicklungen der europäischen Landoberfläche zu erfassen (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2019). Die Landschaftstypen sind in 44 Untergruppen aufgeteilt, welchen fünf Hauptgruppen vorstehen: bebaute Flächen, landwirtschaftlich genutzte Flächen, Wälder und naturnahe Flächen, Feuchtgebiete und Gewässer (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2019). Für die Arbeit wurden sieben neue Landschaftsklassen definiert: (1) bebaute Flächen, (2) intensive Landwirtschaft, (3) extensive Landwirtschaft, (4) Wälder, (5) naturnahe, nicht bewaldete Flächen, (6) Feuchtgebiete und (7) Gewässer.

Die Informationen zum Straßen- und Bahnnetz wurden aus *Open Street Map* Daten bezogen (GEOFABRIK, 2019). Von Interesse sind die Straßen des überörtlichen Verkehrs, welche Autobahnen, Bundesstraßen, Landstraßen und Kreisstraßen beinhalten, sowie das Schienennetz (Abb. A3, Abb. A4).

In der Analyse sollen ausgewählte Verbreitungsgebiete des Luchses einzeln betrachtet werden. Um diese Referenzgebiete auszuwählen, wurden Geofachdaten deutscher Schutzgebiete vom Bundesamt für Naturschutz verwendet. Die Daten wurden nach dem Koordinatensystem ETRA89/ETRS-LAES (Flächentreue Azimutalprojektion) projiziert.

2.6 Vorbereitung der Daten

2.6.1 Auswahl der Luchsdaten

In die Lebensraumanalyse wurden drei Referenzgebiete, in denen der Luchs vorkommt, einbezogen: (1) Harz, (2) Bayerischer Wald und (3) Nordhessen. Die Regionen wurden bereits in Kapitel 2.2 genauer erläutert. Im folgenden beschreibt der Begriff Zelle oder Raster eine Fläche mit einer Kantenlänge von 10x10 km, diese können sowohl vom Luchs besiedelt oder unbesiedelt sein. Wird eine Zelle als besetzt oder besiedelt umschrieben, dann bedeutet dies, dass der Luchs in mindestens einem Jahr nachgewiesen werden konnte. In nicht besetzten oder unbesiedelten Zellen gab es keine Hinweise auf den Luchs. Die Auswahl der Zellen erfolgte auf zwei Ebenen. Im ersten Schritt wurden die Kerngebiete- oder Zonen der Verbreitung miteinander verglichen, welche für die drei Referenzgebiete unterschiedlich ermittelt wurden. Zum einem wurden für die Kerngebiete die Zellen zusammengefasst, welche sich im Bereich der Großschutzgebiete der jeweiligen Luchspopulationen befanden. Dieser Ansatz wurde bei der bayerische und Harzer Population angewendet, da deren Hauptverbreitung sich stark mit den Großschutzgebieten überschneidet (Tab. 2.11, Abb. 2.0, Abb.2.1). Eine Ausnahme war die Region in Nordhessen, da dieses Verbreitungsgebiet nicht eindeutig auf ein Schutzgebiet zurückzuführen war, sondern lediglich einzelnen Zellen innerhalb von Naturparks lagen (Abb. 2.2). In diesem Fall wurden alle zusammenhängenden Zellen in Nordhessen als Kerngebiet ausgewählt, welche an das Hauptverbreitungsgebiet in Kassel anschließen (Abb. 2.2).

Kernzone	Bundesland	Schutzgebiet	Kategorie
Harz	Niedersachsen	Harz (A)	Naturpark
	Niedersachsen	Harz (B)	Nationalpark
	Sachsen-Anhalt	Harz (C)	Nationalpark
	Thüringen	Südharz (D)	Naturpark
	Sachsen-Anhalt	Harz (E)	Naturpark
	Sachsen-Anhalt	Harz, Mansfelder Land (F)	Naturpark
Bay. Wald	Bayern	Oberer Bayerischer Wald (A)	Naturpark
	Bayern	Bayerischer Wald (B)	Naturpark
	Bayern	Bayerischer Wald (C)	Nationalpark
Nordhessen	Hessen	Reinhardswald (A)	Naturpark
	Hessen	Münden (B)	Naturpark
	Hessen	Frau Holle Land-Werratal-Meißner Kaufunger Wald (C)	Naturpark

Tabelle 2.11: Großschutzgebiete, welche innerhalb der Referenzgebiete Harz, Bayerischer Wald und Nordhessen liegen. Die Großbuchstaben zeigen, wo sich die Gebieten in Abb. 2.0, Abb. 2.1 und Abb.2.2 befinden.

Des Weiteren wurden im Rahmen der Lebensraumanalyse besiedelte mit nicht besiedelten Gebieten verglichen. Um Zellen dieser beiden Kategorien auszuwählen, wurden auch in diesem zweiten Schritt die Schutzgebiete (Tab. 2.11) und die nordhessische Population als Grundlage herangezogen. Die Auswertung sollte sich nicht ausschließlich auf die Kernzonen beschränken werden. Daher wurden alle Zellen in einer Entfernung von 30 km um die Schutzgebiete und die nordhessische Population ebenfalls in die Analyse einbezogen (Abb. 3.6, Abb. 3.7, Abb. 3.8). Eine Distanz von 30 km wurde zum einen gewählt, damit nicht alle besetzten Zellen ausschließlich in den Kernzonen liegen und um die Überschneidung mit benachbarten Populationen gering zu halten.

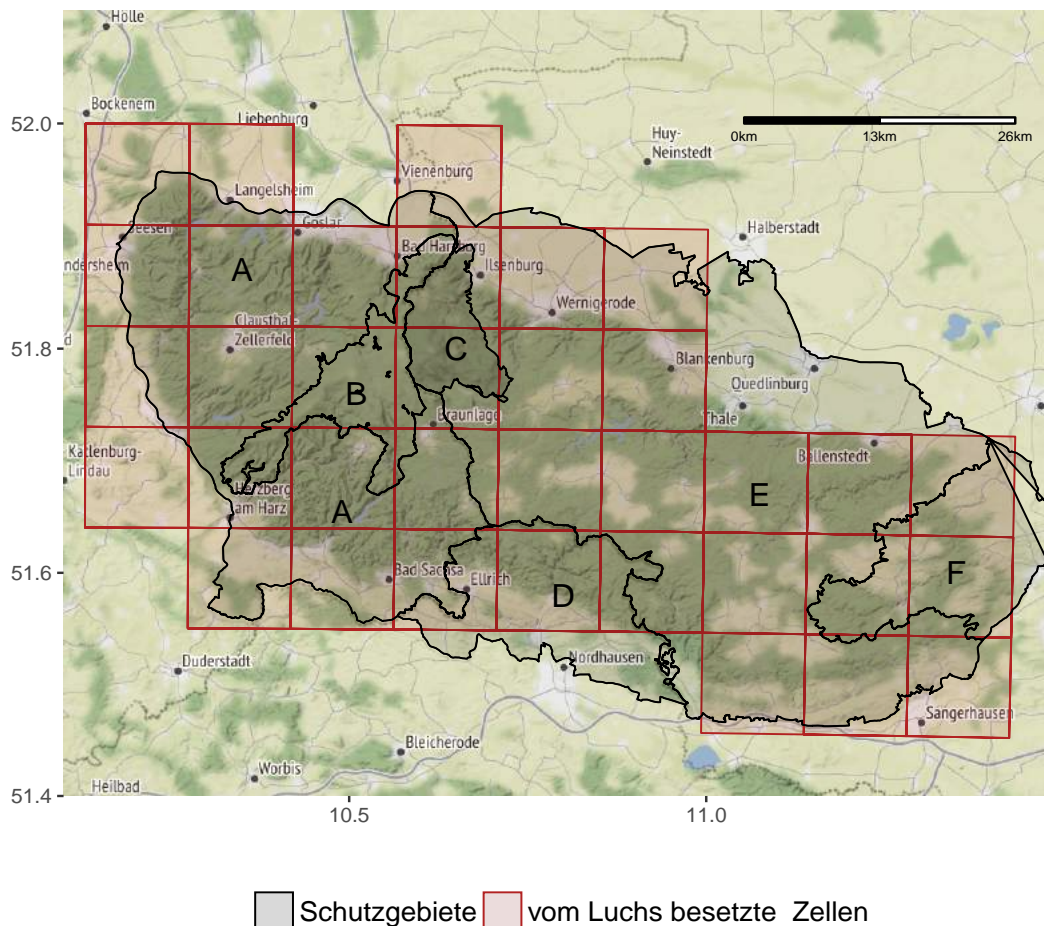


Abbildung 2.0: Vom Luchs besetzten Zellen im Harz unter Berücksichtigung der dortigen Schutzgebiete. A und E) Naturpark Harz, B und C) Nationalpark Harz, D) Südharz, F) Harz, Mansfelder Land. Der Naturpark und Nationalpark Harz liegen in verschiedenen Bundesländern (Tab. 2.11).

Des Weiteren sind die Luchse konservative Wanderer, das bedeutet sich etablieren neue Reviere in der Nähe ihres Geburtsortes (Kap. 2.1.5). Die mittlere Entfernung der jungen Luchse von ihrem Ort der Geburt lag bei durchschnittlich $35,0 \pm 19,5$ km (N = 7 Luchse; Tab. 2.6). Daher wurde zudem ein Radius gewählt, in welchem Regionen liegen, die der Luchse erreichen kann. Für den Großraum Harz ergeben sich somit 60 Zellen und für den Bayerischen Wald und Nordhessen jeweils 31 Zellen. Da in dieser Arbeit lediglich die Zellen bekannt sind, in denen der Luchs nachgewiesen wurde, handelt es sich bei Zellen ohne Nachweis um ein sogenanntes "pseudo Fehlen" des Luchses (ZANIEWSKI ET AL., 2002; GREAVES ET AL., 2006). Dies bedeute, dass nicht davon ausgegangen werden kann, dass eine Art nicht vorkommt. Es könnten einzig und allein die Nachweise für diese Zellen fehlen. Die Auswahl der falschen negativ Vorkommen kann einen Einfluss auf die Ergebnisse haben (LOBO ET AL., 2010; BARBET-MASSIN ET AL., 2012). Eine Methode, um pseudo Daten zu generieren ist, dass diese zufällig im Bereichs des Referenzgebietesgebietes ausgewählt werden (WISZ & GUIBAN, 2009). Aus dem zuvor beschriebenen 30 km Radius wurde daher zufällig die gleiche Anzahl an nicht besiedelten Zellen selektiert.

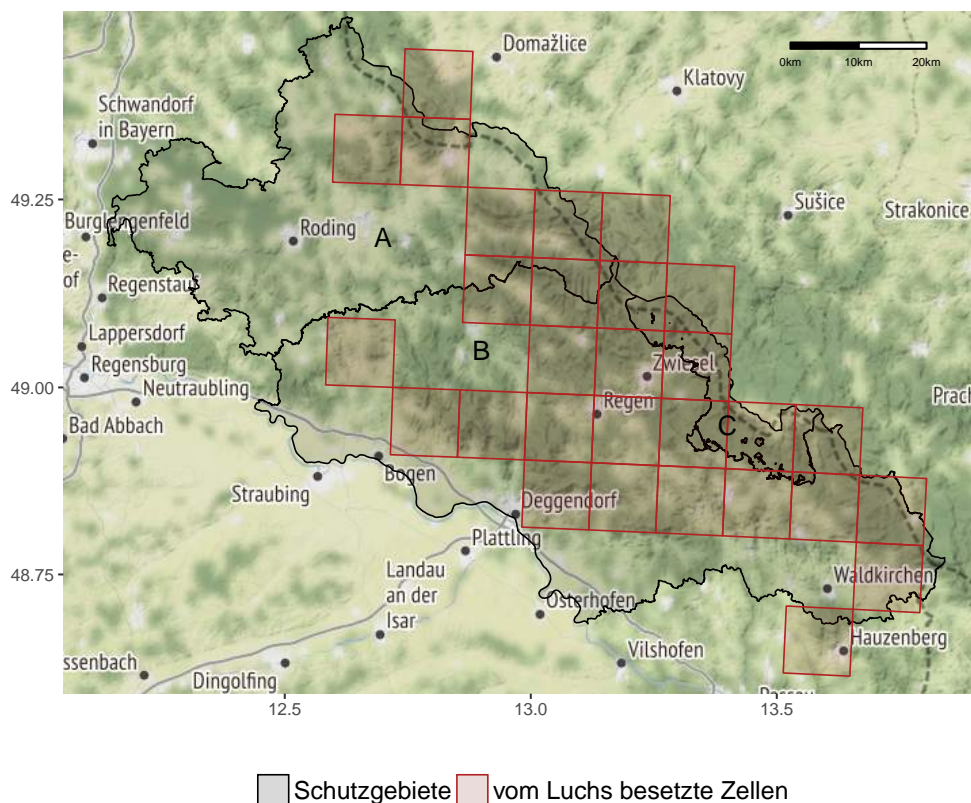


Abbildung 2.1: Vom Luchs besetzten Zellen im Bayerischen Wald unter Berücksichtigung der dortigen Schutzgebiete. A) Naturpark Oberer Bayerischer Wald, B) Naturpark Bayerischer Wald, C) Nationalpark Bayerischer Wald.

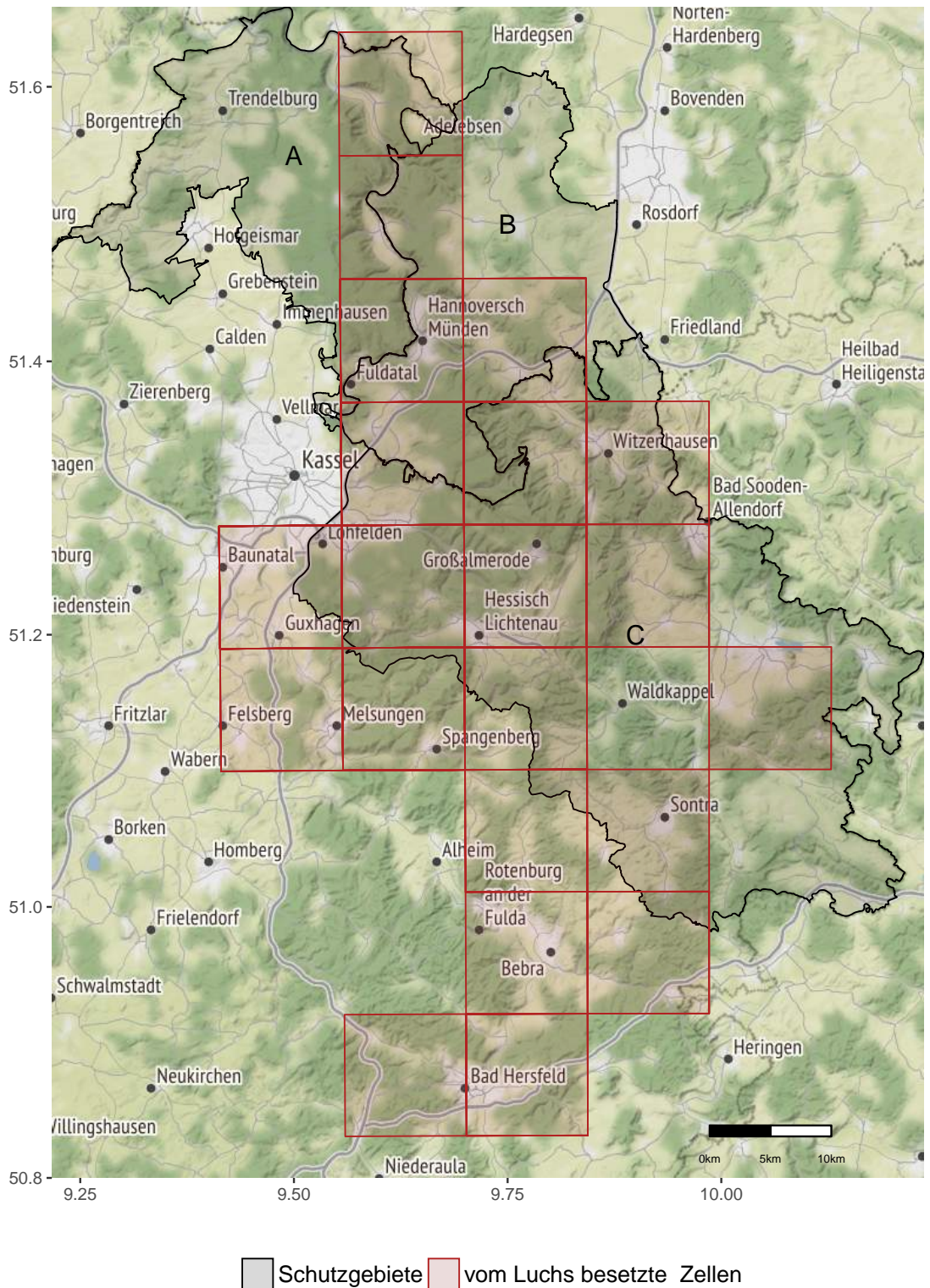


Abbildung 2.2: Vom Luchs besetzten Zellen in Nordhessen unter Berücksichtigung der Hauptverbreitung bei Kassel. A) Naturpark Reinhardswald, B) Naturpark Münden, C) Naturpark Frau Holle Land-Werratal-Meißner Kaufunger Wald.

2.6.2 Auswahl relevanter Umweltvariablen

In der späteren Analyse sollen Umweltvariablen, die für den Luchs von Belangen sind untersucht werden. In den folgendem Abschnitten soll erläutert werden, welche Maßzahlen der Auswertung zugrunde liegen und wie diese ermittelt werden.

Landschaftsstrukturmaße

„Eine Landschaft besitzt durch die Zusammensetzung und Anordnung einzelner Landschaftselemente ein ihr eigenes, charakteristisches Gepräge, über das sie identifiziert und beschrieben werden kann.“(WALZ, 1999, S. 2)

Um das charakteristische Gepräge der Landschaft, d. h. die Landschaftsstruktur, zu beschreiben, wurden in dieser Arbeit Landschaftsstrukturmaße (LSM) verwendet. LSM sind statistische Messgrößen, mit deren Hilfe Landschaftselemente auf verschiedenen Ebenen beschrieben werden können (VON WERDER & KOCH, 1999; LANG & BLASCHKE, 2007). Die Berechnung von LSM kann auf a) Einzelflächen-, b) Klassen-, und c) Landschaftsebene erfolgen (VON WERDER & KOCH, 1999; LANG & BLASCHKE, 2007). Es gibt eine Vielzahl von LSM: (1) Flächen- und Randmaße, (2) Formmaße, (3) Kernflächenmaße und (4) Zerschneidungsmaße (LANG & BLASCHKE, 2007). Auf Grundlage dieser Maßzahlen sollen die Daten zum Luchsvorkommen analysiert werden. Die LSM wurden für alle zuvor ausgewählten Zellen berechnet (Kap. 2.6). Die Maße wurden in R Version 3.3.2 (R CORE TEAM, 2016a) mithilfe des Packages SDMTolls (VANDERWAL ET AL., 2014) ermittelt. Dieses Paket beruht auf den Berechnungen von FRACSTAT, einem Programm zur Analyse von räumlichen Mustern (MCGARIGAL, 2014). Mithilfe von SDMTolls können 21 Maßzahlen auf Klassenebene berechnet werden (VANDERWAL ET AL., 2014).

Auswahl der Landschaftsstrukturmaße

Die Anzahl von LSM, ist mit 21 sehr umfangreich. Da diese für jede Landschaftsklasse (Kap. 2.5.2) berechnet wurden, steigt die Zahl unabhängiger Variablen weiter. Daher war es von Bedeutung die Anzahl der LSM zu reduzieren. Im ersten Schritt wurde eine statistische Verringerung der Variablen mithilfe von Dekorrelationsmethode durchgeführt (LEYER & WESCHE, 2007). Hierfür wurde der Rangkoeffizient R nach Spearman berechnet (LEYER & WESCHE, 2007). Wiesen zwei Variablen einen Korrelationskoeffizienten $R \geq 0,7$ auf, wurde nur eine der beiden Maßzahlen ausgewählt, welche den Zusammenhang repräsentiert. Durch diese Methode wurden die Variablen reduziert ohne deren ökologische Bedeutung für den Luchs abzuwägen, jedoch wurden somit auch keine Größen verworfen, die womöglich eine Bedeutung für die Verbreitung haben. Im ersten Schritt erfolgte die Korrelation innerhalb der Landschaftsklassen. Nach der ersten statistischen Reduktion der unabhängigen Variablen wurde im zweiten Schritt eine semantisch inhaltliche Selektion durchgeführt (LANG & BLASCHKE, 2007). Es sollten keine wichtigen Kenngrößen verworfen werden, jedoch sollte das spätere Modell so einfach wie möglich gehalten werden, ohne das für den Luchs irrelevante ökologische Größen eingehen. Die Anzahl unabhängiger Variablen wurde somit auf eine überschaubarere Menge reduziert (Tab. 2.12).

Variable	Einheit	Abkürzung	Beschreibung	ökologischer Hintergrund
gesamte Anzahl an Flächen		tF	Ist die gesamte Anzahl aller Flächen pro Zelle unabhängig von der Klasse	Indikator für Struktureichtum oder Zerschneidung der Landschaft
Anteil Waldflächen	%	aWF	Anteil des Waldes pro Zelle	Anteil intensiv genutzter Lebensräume des Luchses
Mittlere Shape Index Wald		siWF	Ist ein Formmaß, welches beschreibt wie stark die Form der Fläche von einer standardisierten Form (Quadrat, Shape Index = 1) abweicht	Sind die Flächen kompakt oder sind die Flächen linienförmig und zerlappt
Anteil bebauter Flächen	%	aBF	Anteil der bebauten Flächen pro Zelle	Anteil der Störung durch Menschen
Aggregation der bebauten Flächen	%	aggBF	Beschreibt, inwieweit die Flächen zusammenhängen. Desto höher der Wert, desto geklumpter sind die Flächen	Hängt die Störung davon ab, wie die bebauten Flächen in der Landschaft verteilt sind
Anteil der intensiven Landwirtschaft	%	aIL	Anteil der intensiven Landwirtschaft pro Zelle	Anteil der Störung durch Menschen
Anteil der extensiven Landwirtschaft	%	aEL	Anteil der extensiven Landwirtschaft pro Zelle	Anteil der geringerer Störung durch Menschen
Anteil der naturnahen Flächen	%	aNF	Anteil der naturnahen Flächen pro Zelle	Flächen mit geringer Störung durch Menschen
Aggregation der naturnahen Flächen	%	aggNF	Beschreibt, inwieweit die Flächen zusammenhängen. Desto höher der Wert, desto geklumpter sind die Patches	Hat es einen Einfluss, ob die Flächen geklumpt vorkommen, oder sich innerhalb der Zelle verteilen
Mittlerer Shape Index naturnaher Flächen		siNF	Ist ein Formmaß, welches beschreibt wie stark die Form der Fläche von einer standardisierten Form (Quadrat, Shape Index = 1) abweicht	Sind die Flächen kompakt oder sind die Flächen linienförmig und zerlappt
Autobahnen	km	AB		
Fernstraßen	km	FS		
Bundesstraßen	km	BS	Straßen des überörtlichen Verkehrs	Zerschneiden der Landschaft
Landstraßen	km	LS		
Kreisstraßen	km	KS		
Bahnschienen	km	BG	Schienen des regionalen Bahnverkehrs	Zerschneiden der Landschaft

Tabelle 2.12: Ausgewählte Landschaftsstrukturmaße, welche für die spätere Lebensraumanalyse ausgewählt wurden. Beschreibung und ökologische Hintergründe beruhen auf LANG & BLASCHKE (2007) (S. 223 - 228) und MCGARIGAL (2014)

2.7 Statistische Auswertung

2.7.1 Vergleich der Referenzgebieten

Mithilfe des Kruskal-Wallis Test wurde getestet, ob ein Unterschied zwischen den Kernzonen der drei Referenzgebiete besteht. Dieser Test wurde auch beim Vergleich der besetzten und nicht besetzten Zellen angewendet. Dieser nichtparametrische Test ist Teil des R Packages stats (R CORE TEAM, 2016b). Besteht ein Unterschied zwischen den Referenzgebieten, wird mit einem Post Hoc Test untersucht, welche Gebiete voneinander verschieden sind. Hierfür wird der Dunn Test aus dem FSA Package durchgeführt (OGLE ET AL., 2018). Das Signifikanzniveau wird auf $\alpha = 0,05$ festgelegt.

2.7.2 Habitatmodell

Um zu beschreiben, welche Regionen potenziell durch den Luchs besiedelt werden können wurde eine logistische Regression durchgeführt (LEYER & WESCHE, 2007; HOSMER JR ET AL., 2013). Dies ist eine etablierte Methode zur Erstellung von Habitatmodellen (MLADENOFF ET AL., 1999; SCHADT ET AL., 2002; JACKSON ET AL., 2005; ZEILHOFER ET AL., 2014). Bei dieser Art der Analyse kann die abhängige Variable lediglich zwei Zustände annehmen, eine Art kommt vor (1) oder sie kommt nicht vor (0). Ziel ist es mithilfe der erklärenden Variablen (LSM) die Wahrscheinlichkeit für das Vorkommen einer Art zu berechnen (LEYER & WESCHE, 2007). Die Vorkommenwahrscheinlichkeit P wird mit folgender Formel berechnet:

$$\ln\left(\frac{P}{1-P}\right)=a + bx \tag{2.7.1}$$

Nach P aufgelöst ergibt sich folgende Formel:

$$P=\frac{e^{(a+bx)}}{1 + e^{(a+bx)}} \tag{2.7.2}$$

Gibt es mehrere erklärende Variablen und Interaktionen wird P nach dieser Formel berechnet:

$$\ln\left(\frac{P}{1-P}\right) = a + b_1x_1 + b_2x_2 + b_3x_1x_2 + \dots + b_ix_i + b_nx_ix_j \quad (2.7.3)$$

Ein Wert $P = 1$ bedeutet, die Art kommt vor und $P = 0$ die Art kommt nicht vor. Eine Voraussetzung für die logistische Regression ist, dass die erklärenden Variablen nicht miteinander korrelieren. Daher wurden vor Durchführung des Modells die LSM erneut miteinander korreliert. Wie schon bei der Auswahl der relevanten Umweltvariablen (Kap. 2.6.2) wurde der Rangkoeffizient R nach Spearman berechnet und $R \geq 0,7$ als Schwellenwert festgelegt. Die Analyse wurde in R Version 3.3.2 (R CORE TEAM, 2016a) durchgeführt. Für die Berechnung des Modells wurde die Funktion `glm` (Generalisierte lineare Modelle) aus dem R Package `state` verwendet (R CORE TEAM, 2016b). Im ersten Schritt wurde ein Maximallmodell erstellt, in welchem die zuvor ausgewählten Größen das Vorkommen der Luchse beschreiben sollen (Kap. 2.6.2). Um das beste Modell zu finden, wurde eine schrittweise rückwärtsgerichtete Modellselektion durchgeführt. In jedem Schritt wurde eine Größe entfernt und deren Einfluss auf das Modell getestet. Der Einfluss der erklärenden Variablen wird anhand eines Modellvergleichs mittels des χ^2 -Tests auf Signifikanz geprüft. Das Signifikanzniveau wird auf $\alpha = 0,05$ festgelegt.

Um die Güte des Modells zu testen, wurde der ROC (*Receiver Operating Characteristics*) berechnet (PEARCE & FERRIER, 2000; SCHADT ET AL., 2002; REINEKING & SCHRÖDER-ESSELBACH, 2004; GASTÓN ET AL., 2016). Diese Kurve zeigt den Zusammenhang zwischen der Richtig-positiv-Rate (Art kommt vor) und der Falsch-positiv-Rate (Art kommt nicht vor), und zeigt inwieweit das Vorkommen oder nicht Vorkommen einer Art richtig vorhergesagt wurde. Um die Güte zu bewerten, wurde die AUC (*Area Under the ROC-Curve*) berechnet. Liegt der Wert des AUC zwischen 0,7 und 0,8 ist das Ergebnis des Modells akzeptable (REINEKING & SCHRÖDER-ESSELBACH, 2004).

Eine weitere Methode, um die Modellgüte zu prüfen, ist der Vergleich mit einem Gebiet, in welchem der Luchs schon einmal nachgewiesen werden konnte. Um dies zu testen wurde die Vorkommenswahrscheinlichkeit für Baden-Württemberg berechnet und mit den dort dokumentierten Luchsnachweisen verglichen.

3 Ergebnisse

3.1 Vergleich der Kernzonen der Referenzgebiete

Im folgenden werden die Zellen, welche in den Kernzonen der Referenzgebiete Harz, Bayerischer Wald und Nordhessen liegen ausgewertet (Kap. 2.6.1). Für den Harz und Bayerischen Wald wurden die Kernzonen auf Grundlage von Großschutzgebiete (Tab. 2.11) und für Nordhessen alle zusammenhängende Zellen im Raum Kassel ausgewählt. Im folgenden Abschnitt wird sich ausschließlich auf die Kernzonen bezogen. Über den gesamten Untersuchungszeitraum waren im Harz 35 Zellen vom Luchs besetzt (Abb. 2.0), im Bayerischen Wald waren es 29 Zellen (Abb. 2.1) und in Nordhessen 21 Zellen (Abb. 2.2). Für alle drei Regionen macht der Wald den größten Flächenanteil aus (Tab. 3.1; Abb. 2.0, Abb.3.2, Abb.3.3).

	bebaute Fläche	intensiver Landwirtschaft	extensiver Landwirtschaft	Wald	naturnahe, nicht bewaldete Flächen	Feuchtgebiete	Gewässer
Harz	6,0	34,3	0,4	57,2	1,6	0,1	0,4
Bay. Wald	3,1	31,5	1,1	59,2	4,8	0,2	0,1
Hessen	7,7	41,2	0,6	49,3	1,1	0,02	0,04

Tabelle 3.1: Anteil der Landnutzungsarten in % für die untersuchten Referenzgebiete. Die Anteile wurden mithilfe der *CORINE land cover* berechnet. Räumlicher Verteilung der Landnutzung in den Abbildungen 3.1, 3.2 und 3.3.

Die Mittelwerte der Landschaftsstrukturmaße (LSM) der drei Kernzonen wurden mit dem Kruskal-Wallis Test verglichen. Im Nachfolgenden werden die Ergebnisse dieses Testes für die jeweiligen Maßzahlen aufgeführt. Der für den Luchs wichtigste Lebensraum ist der Wald (Kap. 2.1.2). Der Waldanteil in % (aWF) ist für alle drei Regionen gleich ($H_2 = 4,1699$, $p = 0,1243$, Abb. 3.4). Es besteht lediglich ein Unterschied zwischen der Anzahl der Waldflächen (tWF) ($H_2 = 13,665$, $p = 0,001$, Abb. 3.5b). Dies zeigt sich in der durchschnittlichen Waldfläche, welche im Harz $8,89 \text{ km}^2$, im Bayerischen Wald $5,22 \text{ km}^2$ und in Nordhessen $4,97 \text{ km}^2$ beträgt. Im Osten des Bayerischen Waldes sind die Waldflächen weniger zerschnitten.

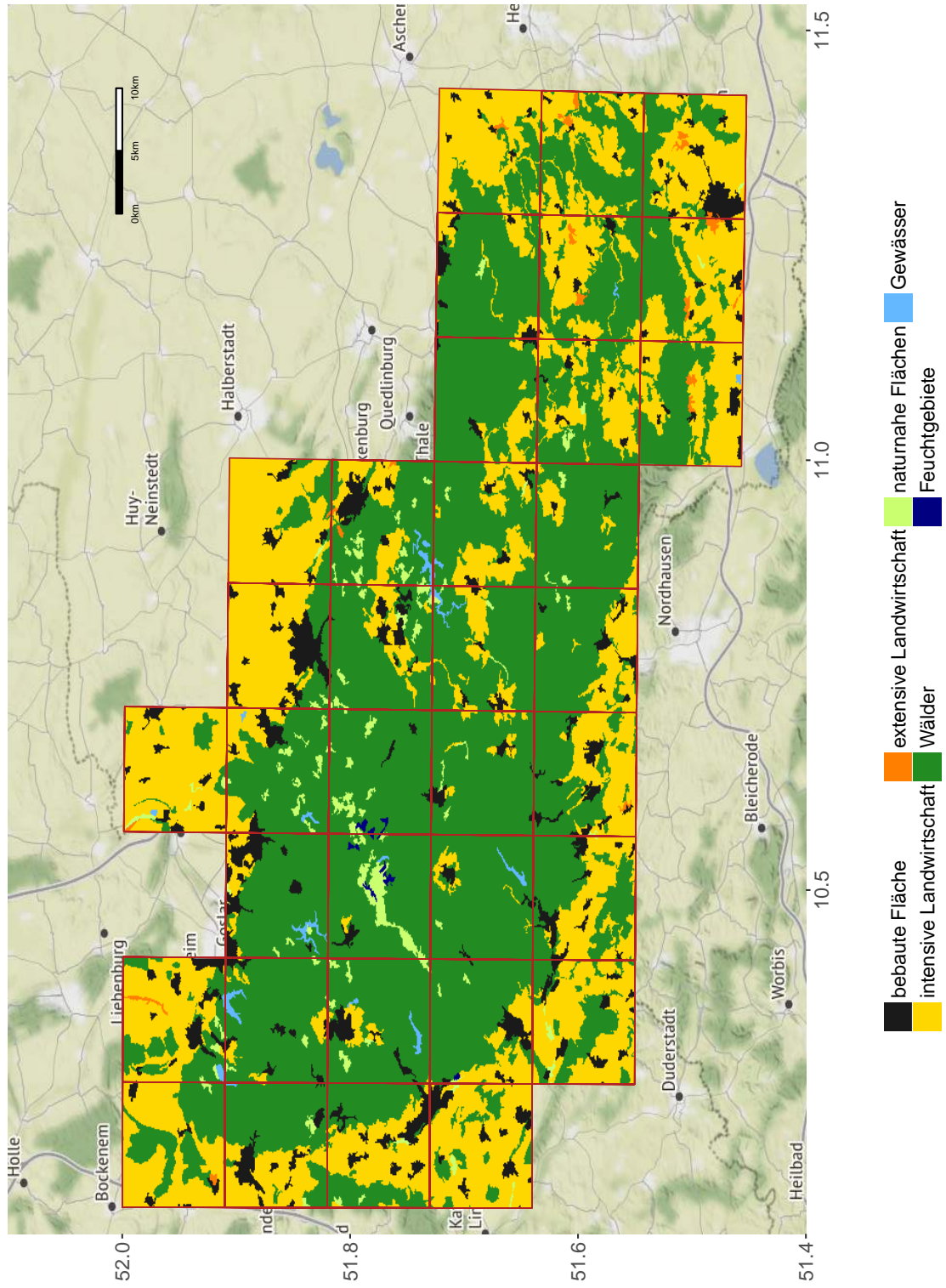


Abbildung 3.1: Landnutzungsart nach CORINE land cover der vom Luchs besetzten Zellen in der Kernzone des Harzes

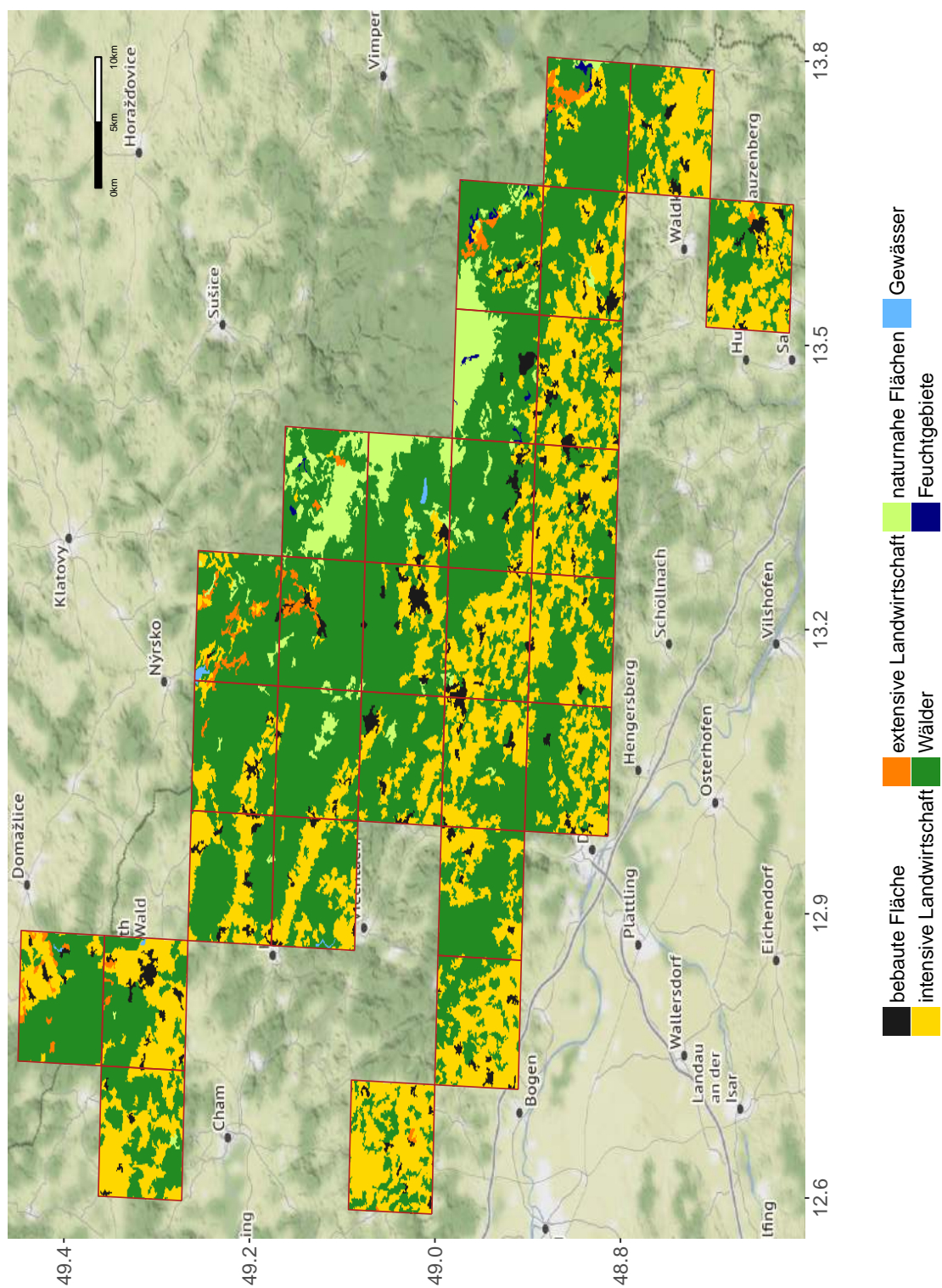


Abbildung 3.2: Landnutzungsart nach CORINE land cover der vom Luchs besetzten Zellen in der Kernzone des Bayerischen Waldes

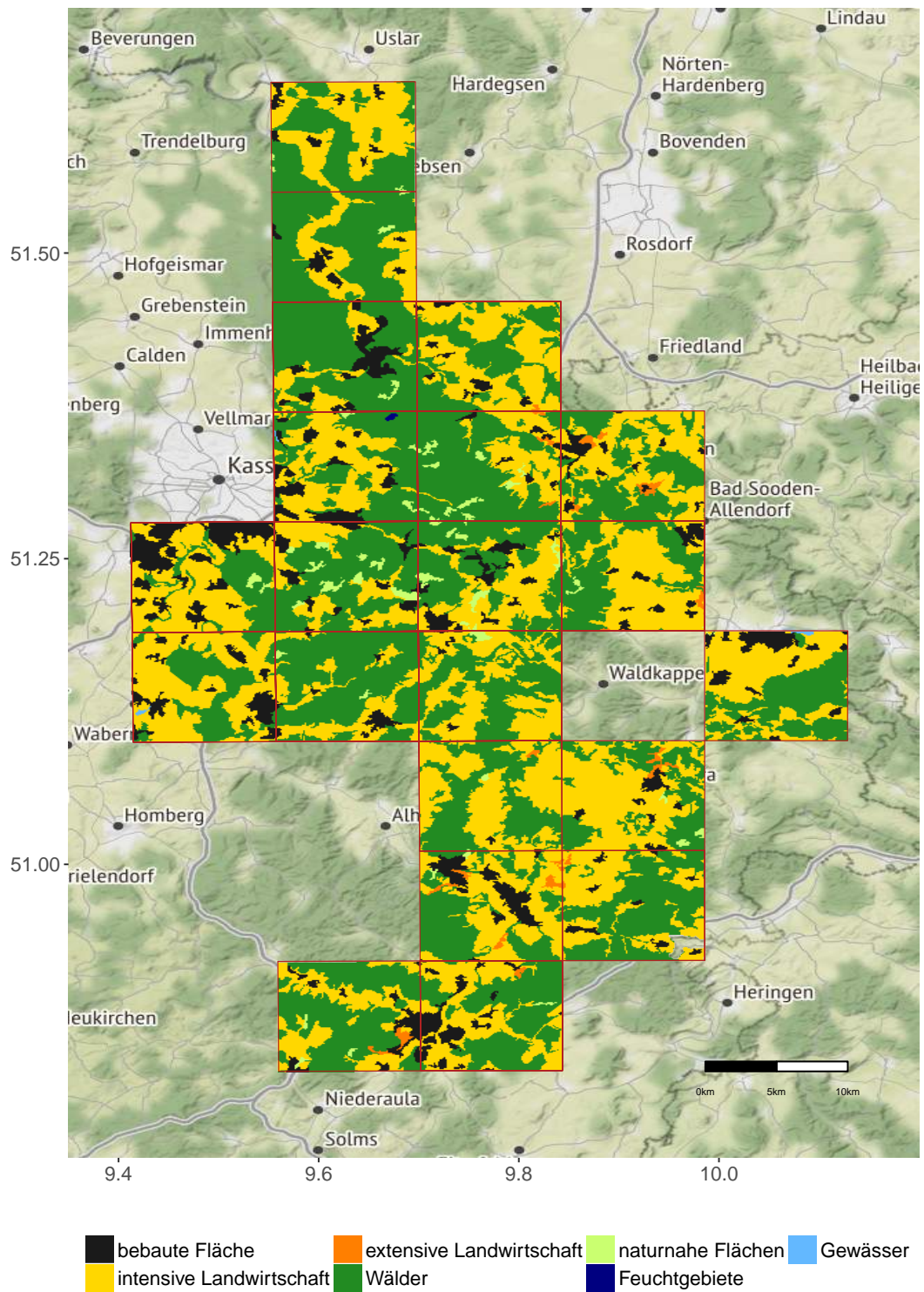


Abbildung 3.3: Landnutzungsart nach *CORINE land cover* der vom Luchs besetzten Zellen in der Kernzone aus Nordhessen

Die Waldflächen werden in den Randbereichen zunehmend von intensiver Landwirtschaft zerschnitten (Abb. 3.2). Auch die Waldflächen in Nordhessen sind zu einem Großteil von intensiver Landwirtschaft umgeben (Abb. 3.3). Die totale Anzahl der Flächen (tF) pro Zelle ist im Harz geringer als in den anderen beiden Gebieten ($H_2 = 23.101$, $p < 0,0001$, Abb. 3.5a). Der Anteil der bebauten Fläche in % (aBF) als auch die Aggregation der bebauten Fläche in % (aggBF) ist im Bayerischen Wald geringer als in Harz und Nordhessen (aBF: $H_2 = 15,626$, $p = 0,0004$; aggBF: $H_2 = 17,033$, $p = 0,0002$, Abb. 3.5d, Abb. 3.5c). Fünf Werte der Infrastruktur unterscheiden sich zwischen den drei Referenzgebieten: Autobahn (AB) ($H_2 = 16,653$, $p = 0,000242$, Abb. 3.5f), Fernstraße (FS) ($H_2 = 7,0885$, $p = 0,02889$, Abb. 3.5e), Bundesstraße (BS) ($H_2 = 14,531$, $p = 0,0007$, Abb. 3.9i), Landstraße (LS) ($H_2 = 12,996$, $p = 0,0015$, Abb. 3.5h) und Bahnschienen (BG) ($H_2 = 15,587$, $p = 0,00041$, Abb. 3.5e). Lediglich bei den Kreisstraßen (KS) besteht kein Unterschied ($H_2 = 2.5473$, $p = 0.2798$, Abb. A5g). Werden die Straßen des überörtlichen Verkehrs in eine Größe zusammengefasst, dann besteht ein Unterschied zwischen den drei Regionen, wobei die Summe der Straßen in Nordhessen am größten ist ($H_2 = 13,417$, $p = 0,00122$, Abb. 3.5j). Bei den LSM: Anteil der intensiven Landwirtschaft in % (aIL), Anteil der extensiven Landwirtschaft in % (aEL), Shape Index Wald (siWF), Aggregation naturnaher Flächen in % (aggNF), Shape Index naturnahe Flächen (siNF) besteht kein Unterschied zwischen den Regionen (Abb. A5). Im Anhang der Arbeit sind sowohl die Mittelwerte der LSM für alle drei Regionen und die p-Werte des Post Hoc Dunn Test als Übersicht zusammengefasst (Tab. A1, Tbl. A2).

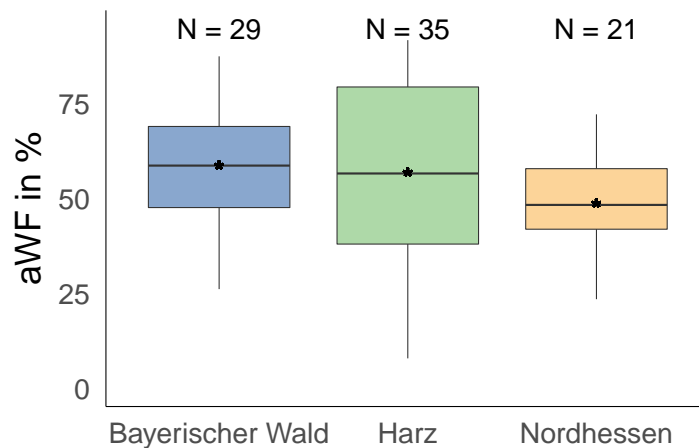


Abbildung 3.4: Waldanteile der drei Kernzonen der Referenzgebiete. Der mittlere Anteil des Waldes ist für alle drei Regionen gleich. Der Stern (*) markiert den Mittelwert. N sind die Anzahl der Werte pro Region.

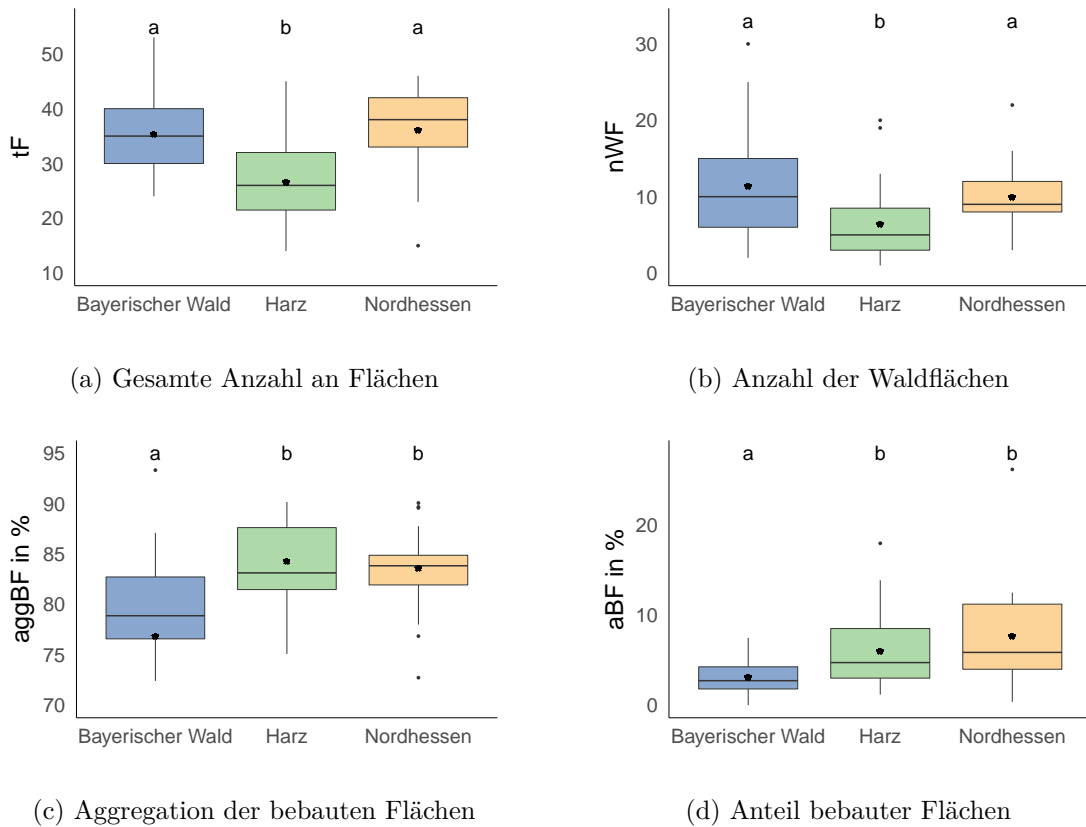


Abbildung 3.5: Unterschied der LSM zwischen den drei Kernzonen der Referenzgebiete. Der Stern (*) markiert den Mittelwert. Die Buchstaben a - c zeigen das Ergebnis des Dunn Test und somit zwischen welchen Regionen ein Unterschied der Mittelwerte besteht. In Abbildung c) Bay. Wald wurde ein einzelner Ausreißer mit dem Wert 0 zur besseren Darstellung abgeschnitten. Die Anzahl der Werte für den Bayerischen Wald = 29, Harz = 35 und Nordhessen = 21.

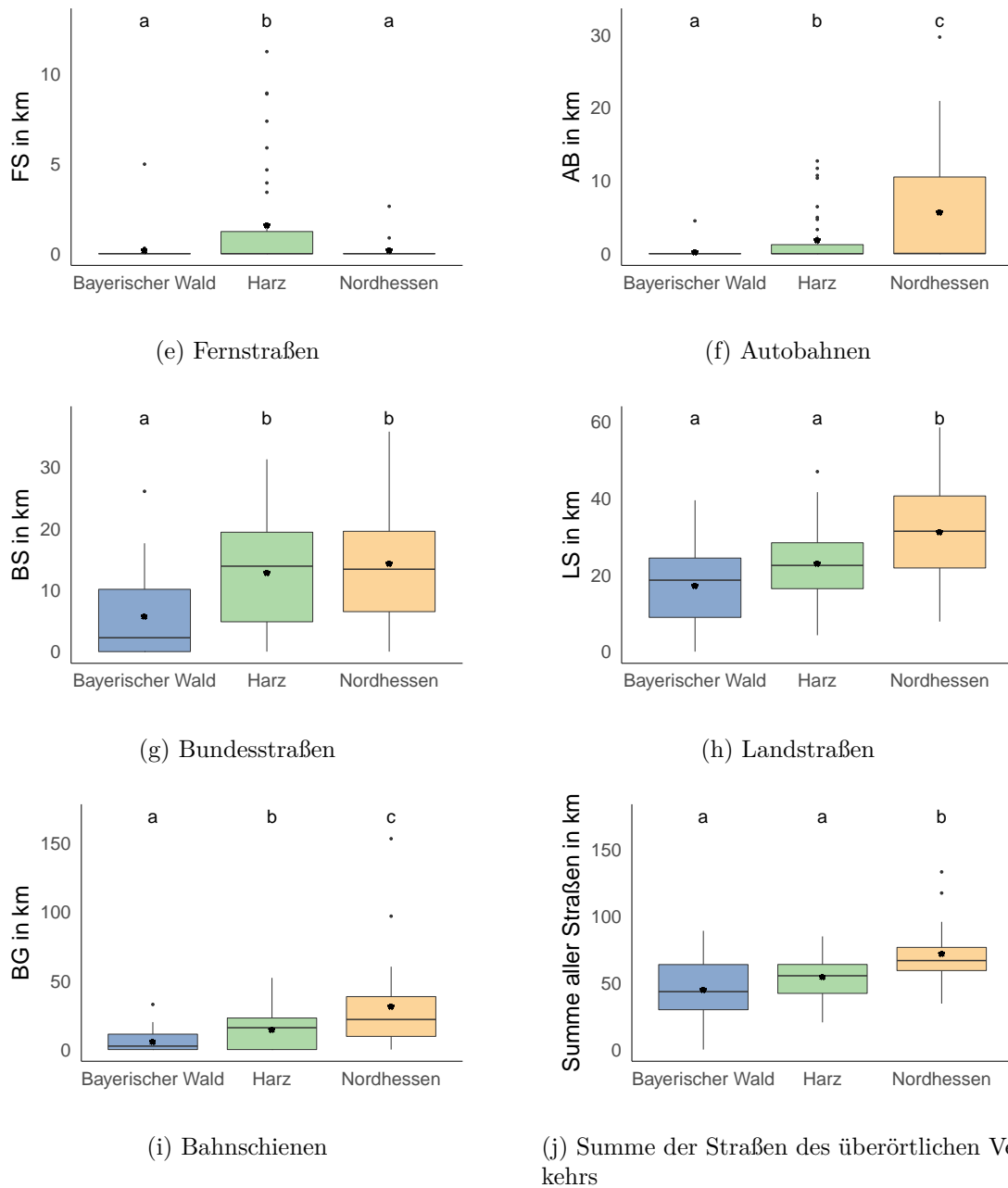


Abbildung 3.5: Weiterführung der Abbildung von Seite 40. Unterschied der LSM zwischen den drei Kernzonen der Referenzgebiete. Der Stern (*) markiert den Mittelwert. Die Buchstaben a - c zeigen das Ergebnis des Dunn Test und somit zwischen welchen Regionen ein signifikanter Unterschied der Mittelwerte besteht. Die Anzahl der Werte für den Bayerischen Wald = 29, Harz = 35 und Nordhessen = 21.

3.2 Vergleich der vom Luchs besetzten und nicht besetzten Zellen

Im zweiten Teil der Auswertung werden die Unterschiede zwischen den vom Luchs besetzten Zellen und nicht besetzten Zellen erläutert (Kap. 2.5.1). In dieser Auswertung wurden die Kernzonen um einen Radius von 30 km erweitert, somit kamen zu den Kernzonen weitere besetzte Zellen hinzu. Innerhalb dieses 30 km Radius wurde zufällig die gleiche Anzahl nicht besetzter Zellen ausgewählt (Kap. 2.6.1). Es wurden 122 Zelle innerhalb jeder Kategorie miteinander verglichen. Im vom Luchs besetzten Regionen liegt der Waldanteil (aWF) bei 50,6 %, wogegen es in nicht bewohnten Regionen lediglich 25,8 % sind (Tab. 3.2, Abb. 3.6, Abb. 3.7, Abb. 3.8). Ein deutlicher Unterschied besteht auch im Anteil der intensiven Landwirtschaft, welche bei 40,8 % für besetzte Zellen und 64,5 % bei nicht besetzten Zellen liegt (Tab. 3.2, Abb. 3.6, Abb. 3.7, Abb. 3.8)

	bebaute Fläche	intensive Landwirtschaft	extensive Landwirtschaft	Wald	naturnahe, nicht bewaldete Fläche	Feuchtgebiete	Gewässer
besetzte	5,7	40,8	0,56	50,6	1,99	0,08	0,24
nicht besetzt	7,1	64,5	0,97	25,8	1,09	0,07	0,52

Tabelle 3.2: Anteil der Landnutzungsarten in % für die vom Luchs besetzten und nicht besetzten Zellen. Die Anteile wurden mithilfe der *CORINE land cover* berechnet.

Für zehn LSM besteht ein Unterschied zwischen den vom Luchs besetzten und nicht besetzten Zellen (Abb. 3.9). Der Waldanteil in % unterscheidet sich sehr deutlich zwischen den zwei Kategorien ($H_1 = 67,723$, $p < 0,001$, Abb. 3.9a). Dies trifft auch für den Anteil der intensiven Landwirtschaft in % (aIL) ($H_1 = 60,804$, $p < 0,001$, Abb. 3.9d) und dem Anteil in der naturnahen Flächen % (aNf) zu ($H_1 = 8,526$, $p = 0,0035$, Abb. 3.9e). Der Shape Index für den Wald (siWF) ($H_1 = 4,6914$, $p = 0,03031$, Abb. 3.9b) als auch für die naturnahen Flächen (siNF) ($H_1 = 5,6554$, $p = 0,0174$, Abb. 3.9f) unterscheiden sich voneinander. Dies bedeutet, dass die naturnahen Flächen und Wälder in besetzten Regionen von einer kompakten quadratischen Form abweichen. Der Anteil der bebauten Flächen in % (aBF) ist in den bewohnten Gebieten geringer ($H_1 = 4,621$, $p = 0,03158$, Abb. 3.9c). Bei den Größen der Infrastruktur besteht ein Unterschied bei Autobahnen (AB) ($H_1 = 6,182$, $p = 0,01291$, Abb. 3.9g), Landstraßen (LS) ($H_1 = 6,0152$, $p = 0,01418$, Abb. 3.9h) und Kreisstraßen (KS) ($H_1 = 6,267$, $p = 0,0123$, Abb. 3.9i). Werden die Straßen summiert, dann ist die Strecke in den nicht bewohnten Regionen länger ($H_1 = 5,8254$, $p = 0,0158$, Abb. 3.9j).

Zwischen den restlichen LSM: Anzahl an Flächen (tF), Anzahl der Waldflächen (tWF), Aggregation der bebauten Flächen in % (aggBF), Anteil der extensiven Landwirtschaft in % (aEL), Aggregation der naturnahen Flächen in % (aggNF), Fernstraßen in km (FS), Bundesstraßen in km (BS) und Bahngleise in km (BG) gibt es keinen Unterschied (Abb. A6). Im Anhang der Arbeit sind die Mittelwerte der LSM für die zwei Kategorien als Übersicht zusammengefasst (Tab. A3).

Im obigen Abschnitt wurden die Flächenanteile für alle drei Regionen zusammengefasst. Werden die Flächenanteile für die verschiedenen Zellen auf Basis der Referenzgebiete betrachtet, dann ist der Waldanteil in den besetzten Zellen in allen Regionen größer als bei den nicht besetzten Zellen (Tab. 3.3). Dieser Zusammenhang konnte bereits bei den Kerngebieten festgestellt werden (Tab. 3.1).

Region	Status	bebaute Fläche	intensive Landwirtschaft	extensive Landwirtschaft	Wald	naturnahe, nicht bewaldete Flächen	Feuchtgebiete	Gewässer
Harz	B	6,42	45,02	0,27	46,62	1,18	0,06	0,42
	N	8,62	75,24	0,40	14,69	0,64	0,01	0,39
Bay. Wald	B	3,00	31,61	1,24	59,31	4,57	0,17	0,09
	N	5,69	52,76	2,65	35,52	2,11	0,25	1,01
Nordhessen	B	6,99	41,92	0,48	49,54	0,98	0,02	0,06
	N	5,41	55,33	0,42	37,61	0,96	0,00	0,27

Tabelle 3.3: Flächenanteil der Landnutzungsart in % für die vom Luchs besetzten und nicht besetzten Zellen. Die Anteile wurden mithilfe der *CORINE land cover* berechnet. Räumlicher Verteilung der Landnutzung in den Abbildungen 3.6, 3.7 und 3.8.

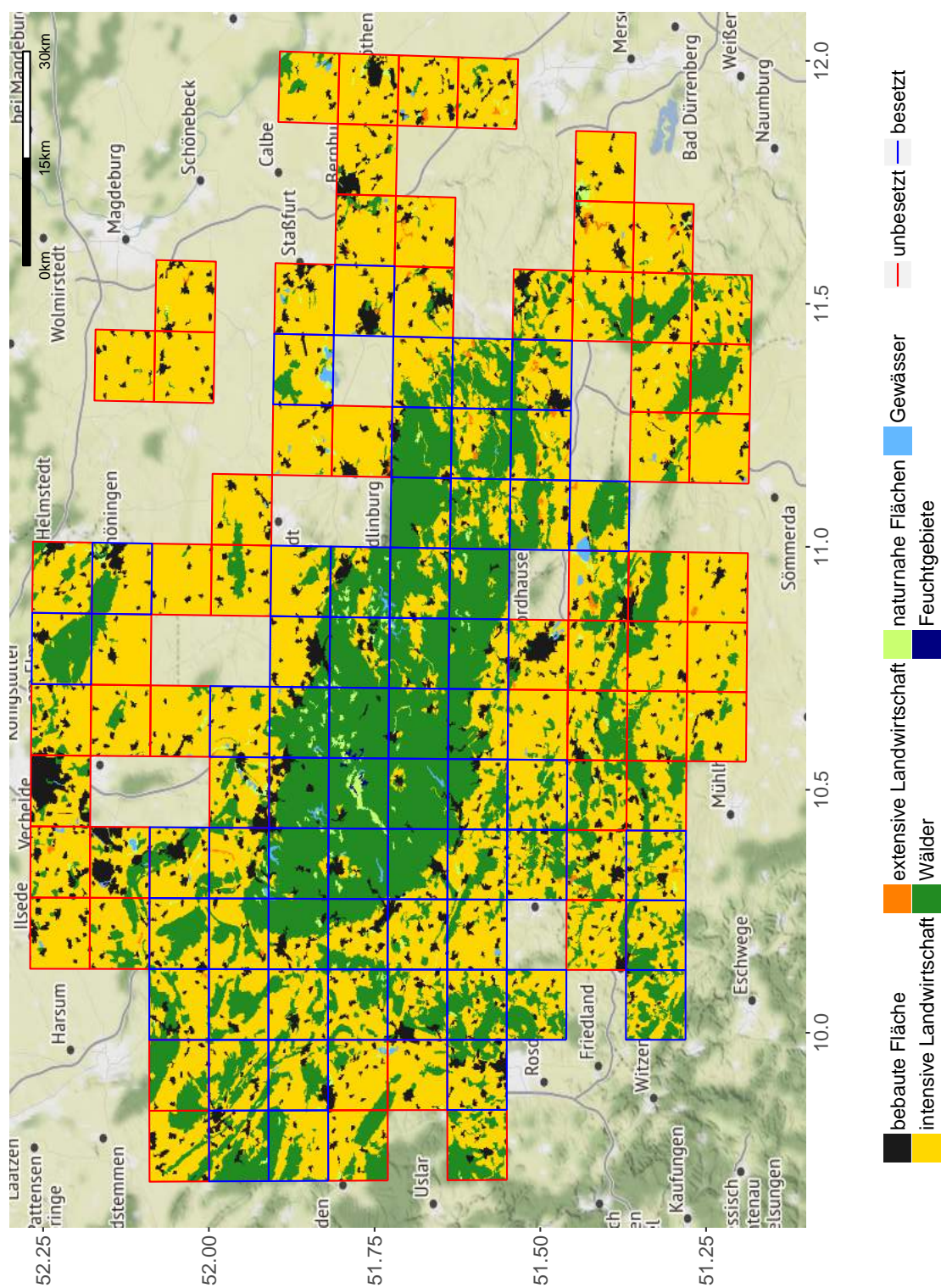


Abbildung 3.6: Landnutzungsart nach CORINE land cover der vom Luchs besetzten und nicht besetzten Zellen für den Harz

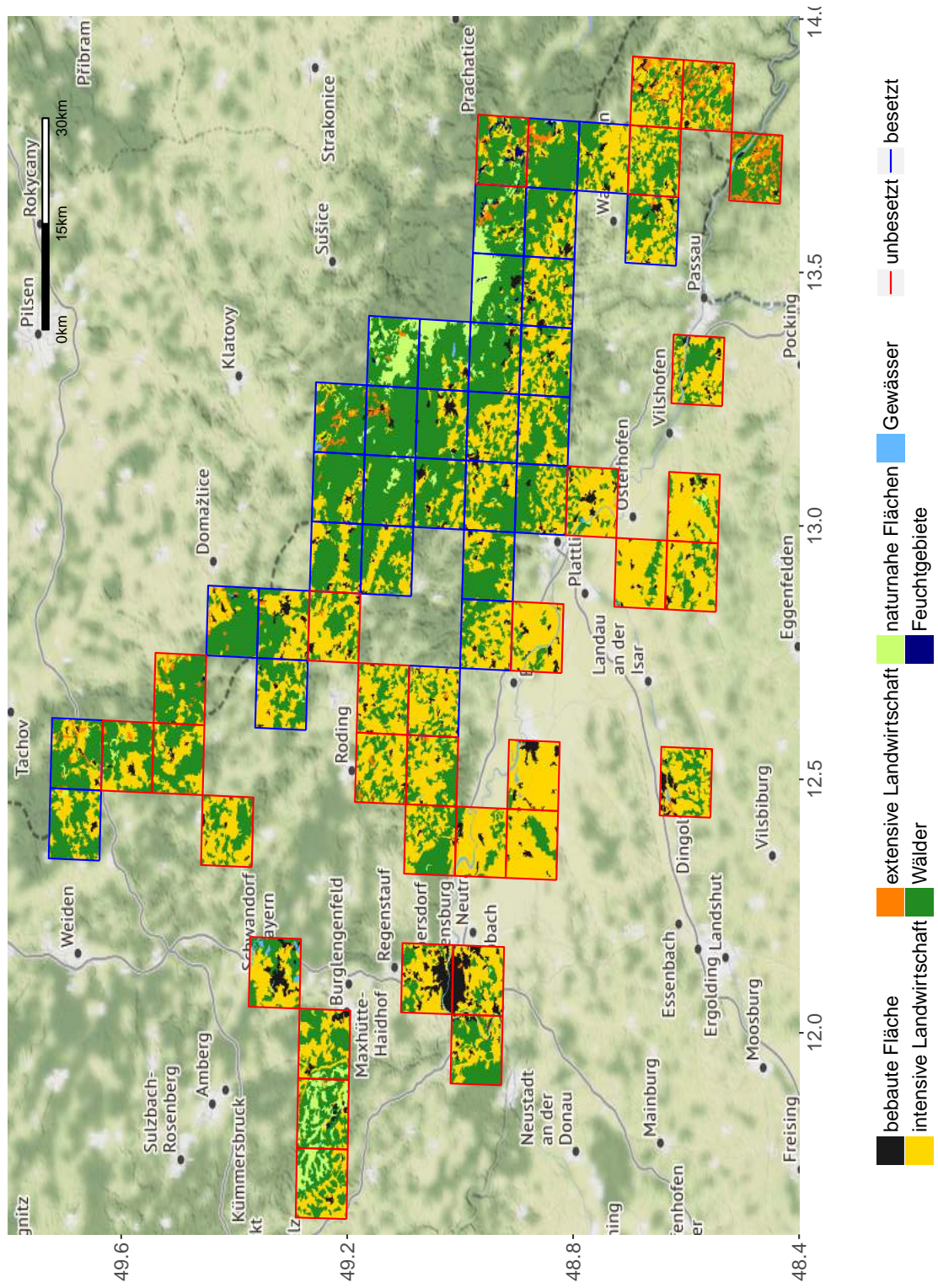


Abbildung 3.7: Landnutzungsart nach CORINE land cover der vom Luchs besetzten und nicht besetzten Zellen im Bayerischen Wald

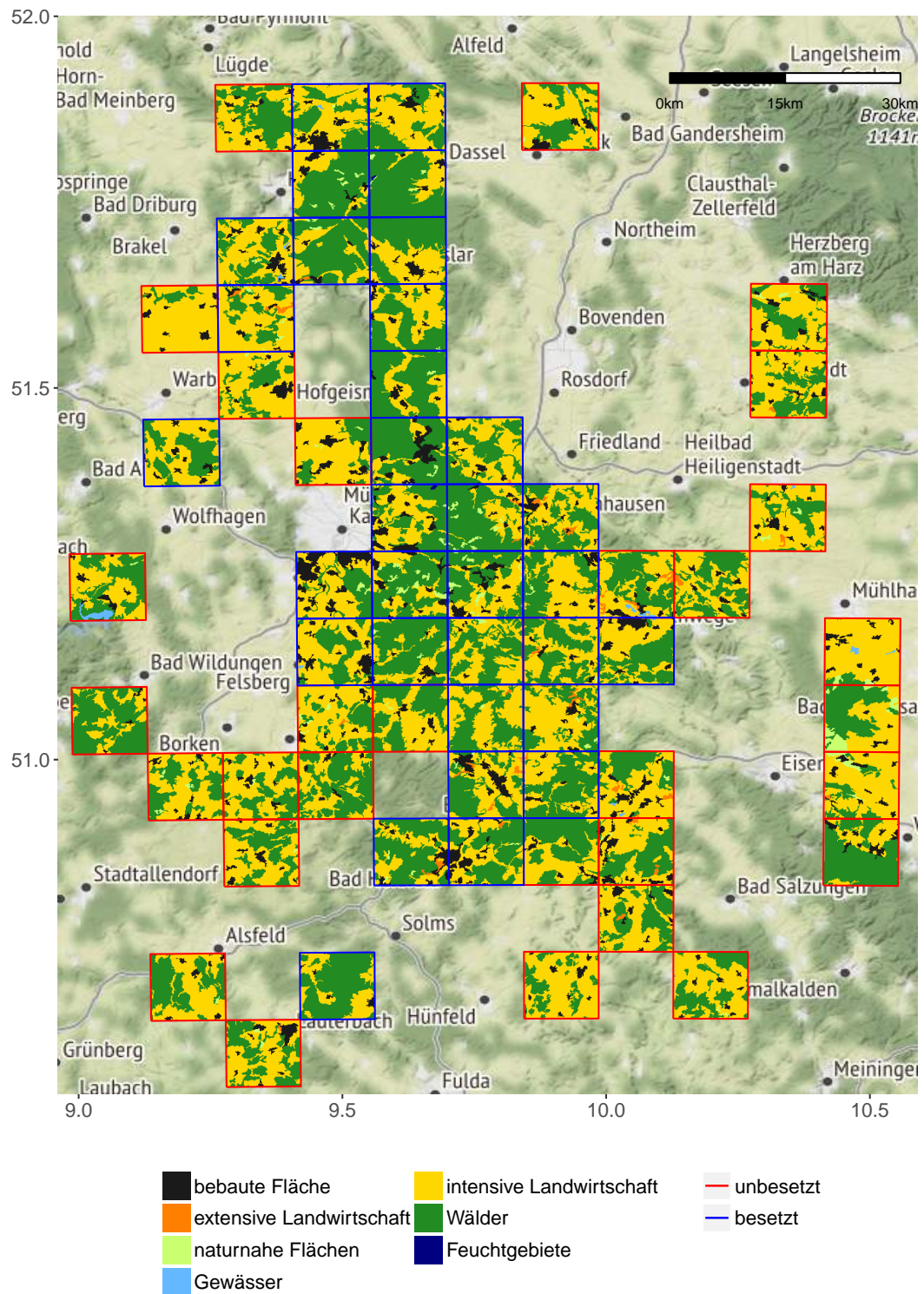
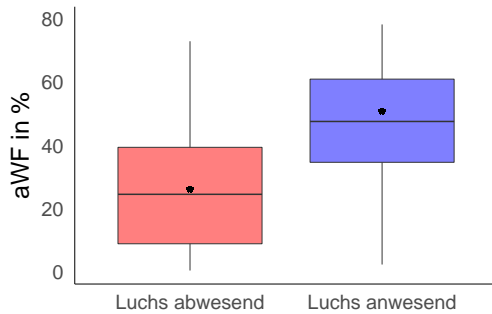
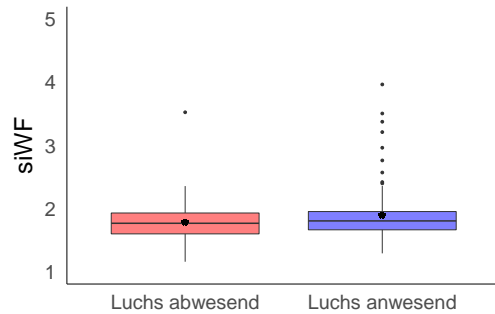


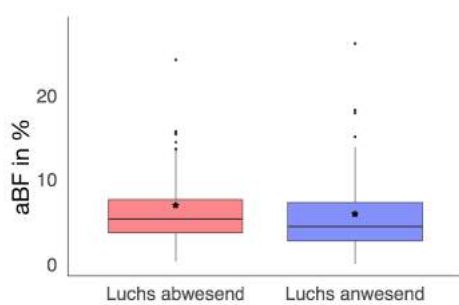
Abbildung 3.8: Landnutzungsart nach *CORINE land cover* der vom Luchs besetzten und nicht besetzten Zellen in Nordhessen



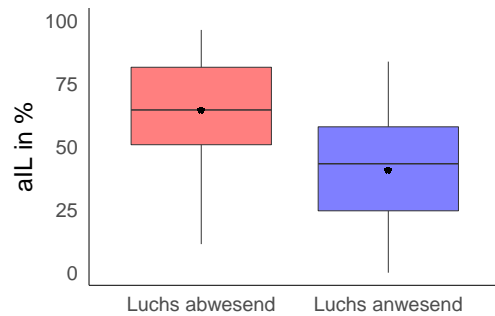
(a) Anteil Waldflächen



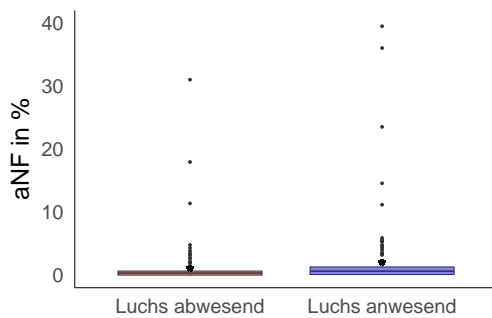
(b) Mittlerer Shape Index Wald



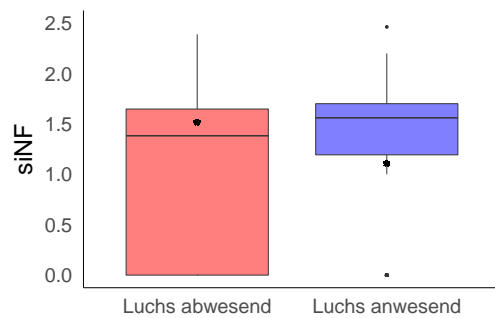
(c) Anteil bebauter Fläche



(d) Anteil der intensiven Landwirtschaft

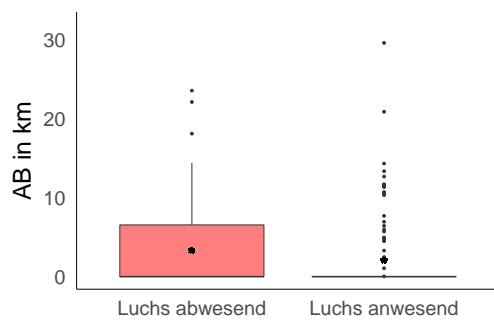


(e) Anteil der naturnahen Flächen

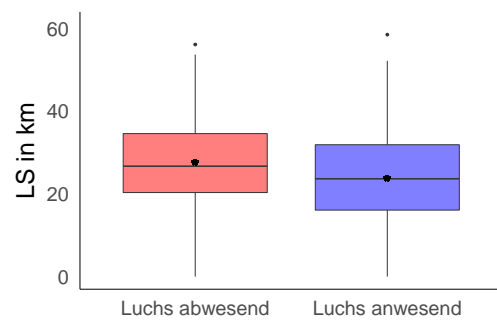


(f) Mittlerer Schape Index naturnaher Flächen

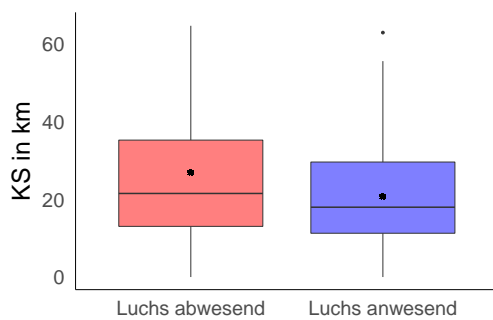
Abbildung 3.9: Unterschied der LSM zwischen den vom Luchs besetzten und nicht besetzten Zellen. Der Stern (*) markiert den Mittelwert. Die Anzahl der Werte liegt für beide Kategorien bei $N = 122$.



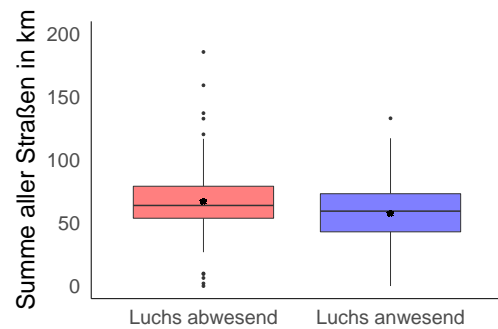
(g) Autobahn



(h) Landstraßen



(i) Kreisstraßen



(j) Summe der Straßen des überörtlichen Verkehrs

Abbildung 3.9: Weiterführung der Abbildung von Seite 47. Unterschied der LSM zwischen den vom Luchs besetzten und nicht besetzten Zellen. Der Stern (*) markiert den Mittelwert. Die Anzahl der Werte liegt für beide Kategorien bei $N = 122$.

3.3 Habitatmodell

3.3.1 Modellselektion

Die Korrelation der für das Modell verwendeten Daten, zeigen einen Zusammenhang zwischen: Waldanteil und Flächenanteil intensiver Landwirtschaft ($R = -0,95$), Anteil der bebauten Flächen und Länge der Bahnstrecken ($R = 0,71$) und Flächenanteil naturnaher Flächen und mittlerer Shape Index naturnaher Flächen ($R = 0,75$). Somit wurden die Größen Anteil der intensiven Landwirtschaft, Länge der Bahnstrecke und Shape Index naturnaher Flächen nicht in das Modell einbezogen. Die rückwärtsgerichtete Modellselektion zeigt, dass neun der in das Modell eingegangenen Variablen und Interaktionen keinen Einfluss auf das Vorkommen des Luchses haben (Tab. 3.4). Modell 8 weist den geringsten AIC = 258,08 auf, jedoch hat der Anteil der bebauten Fläche keinen Einfluss auf das Vorkommen des Luchses ($\chi^2_{241} = 2,7212$, $p = 0,099$, Tab. 3.4). Da der AIC = 258,81 für das Minimalmodell nur geringfügig abweicht, wird das Modell mit der geringsten Komplexität ausgewählt. Somit sind Anteil des Waldes und Flächenanteil der extensiven Landwirtschaft die erklärenden Variablen, welche das Vorkommen der Luchs nach der Modellselektion am besten beschreiben (Tab. 3.4, Tab. 3.5). Die anderen Landschaftsstrukturmaße welche für die Analyse ausgewählt wurden, haben keinen Einfluss auf das Vorkommen der Art.

Modell	entfernte Größe	Residuen Devianz	df	AIC	χ^2	p
Maximalmodell		249,45	232	273,45		
1	tF	249,45	233	271,45	0,001	0,98
2	aWF:nWF	249,49	234	269,49	0,043	0,84
3	aBF:aggBF	249,52	235	267,52	0,030	0,86
4	aNF	249,65	236	265,65	0,131	0,72
5	aWF:nWF:siWF	249,66	237	263,66	0,003	0,96
6	Straßen	249,71	238	261,71	0,049	0,82
7	aNF:aggNF	249,79	239	259,79	0,086	0,77
8	aWF:siWF	250,08	240	258,08	0,292	0,59
9	aBF	252,81	241	258,81	2,721	0,099
10	aEL	259,26	242	263,26	6,451	0,011
11	aWF	338,26	243	340,26	78,999	< 0,001

Tabelle 3.4: Ergebnisse der logistischen Regression für die ausgewählten LSM. Für die rückwärtsgerichtete Modellselektion wurde in jedem Schritt eine Größe oder Interaktion entfernt, welche hier in den Zeilen aufgeführt sind. Ist $p \leq 0,5$ wurde die Variable aus dem Modell entfernt. Abkürzungen der Variablen in Tabelle 2.12

3 Ergebnisse

Parameter	Wert	SD	Wald	p
Intercept (a)	-2,276	0,350	-6,496	<0,001
aWF (b)	0,064	0,009	7,340	<0,001
aEL (b)	-0,203	0,113	-1,790	0,074

Tabelle 3.5: Parameterschätzung des Minimalmodells für den Anteil der Waldflächen (aWF) und Flächenanteil der extensiven Landwirtschaft (aEL). Die Parameter a und b werden zur Berechnung der Vorkommenswahrscheinlichkeit P in Gleichung 2.7.2 eingesetzt.

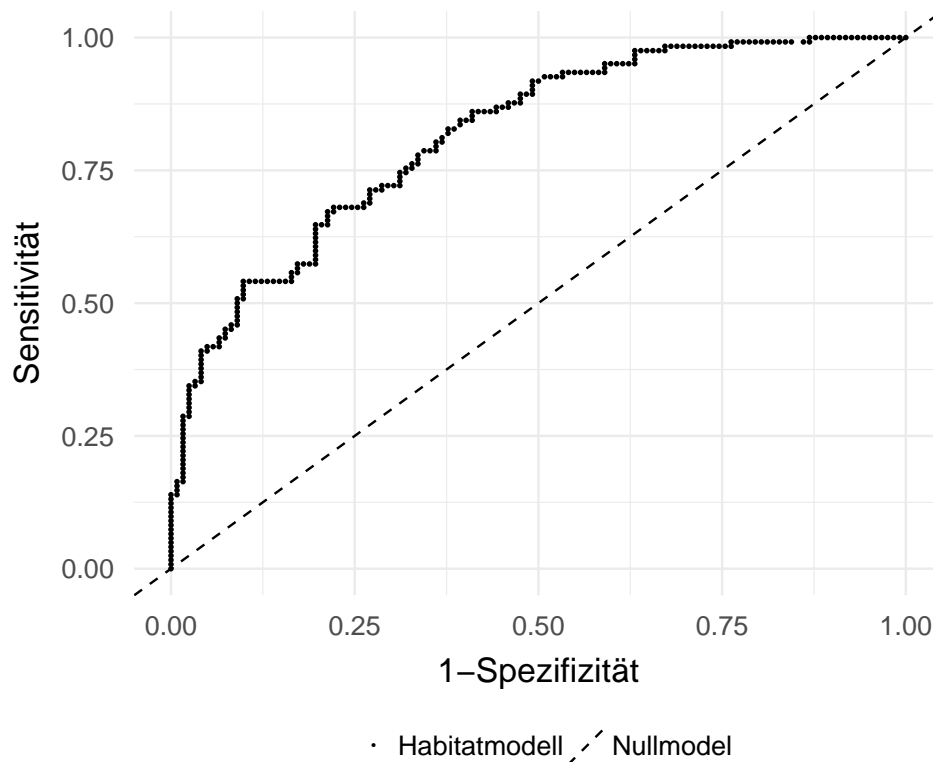


Abbildung 3.10: ROC für das Habitatmodell mit einem $AUC = 0,82$. Das Nullmodell hat eine $AUC = 0,5$. Ab einem Wert von $AUC \geq 0,7$ spricht man von einer guten Modellgüte.

Wird die Modellgüte mithilfe des ROC bestimmt, beträgt die $AUC = 0,82$, was zur Annahme einer guten Modellgüte führt (Abb. 3.10). Auf Grundlage des Minimalmodells wurde nun für jede Rasterzelle Thüringens die Wahrscheinlichkeit P für das Vorkommen des Luchses berechnet.

3.3.2 Potenzieller Lebensraum in Thüringen

Die Auswertung erfolgt auf verschiedenen Ebenen. Im ersten Abschnitt wird das Habitatmodell für das gesamte Bundesland ausgewertet. Des Weiteren sollen die Großschutzgebiete und deren Potenzial betrachtet werden. Die Zellen liegt zu einem gewissen Teil in den an Thüringen angrenzenden Bundesländern, da die Berechnungen auf den 10x10 km Rasterzellen beruht. Diese sollen für die weitere Betrachtung nicht ausgeschlossen werden, da auch der Luchs keine Grenzen kennt und diese überschreitet. Betrachtete man die Zeit die eine Zelle besetzt ist, dann steigt diese mit der berechneten Wahrscheinlichkeit P an (Tab. 3.6). Zellen mit einer Vorkommenswahrscheinlichkeit von 0,9 bis 1 sind durchschnittlich $6,05 \pm 1,2$ Jahre und von 0,8 bis 0,9 durchschnittlich $5,26 \pm 2,02$ Jahre von den Luchsen besiedelt. Daher werden Zellen mit einer Wahrscheinlichkeit ab 0,8 im folgenden als gute Lebensräume bezeichnet.

P	0,0-0,1	0,1-0,2	0,2-0,3	0,3-0,4	0,4-0,5	0,5-0,6	0,6-0,7	0,7-0,8	0,8-0,9	0,9-1,0
A	1	2	8	10	10	18	13	20	19	21
D	1	2,00 $\pm 1,41$	2,13 $\pm 2,10$	2,30 $\pm 2,00$	1,70 $\pm 0,82$	2,44 $\pm 1,95$	3,15 $\pm 1,82$	3,30 $\pm 2,25$	5,26 $\pm 2,02$	6,05 $\pm 1,20$

Tabelle 3.6: Durchschnittliche Dauer des Luchsvorkommens zusammengefasst für die drei Referenzgebiete. P: Vorkommenswahrscheinlichkeit, A: Anzahl der Zellen pro Klasse, D: Durchschnittliche Dauer des Vorkommens in Jahren \pm SD.

In Thüringen und dessen Grenzgebiet, liegen 16 Zellen mit einer Vorkommenswahrscheinlichkeit zwischen 0,9 - 1 (Tab. 3.7, Abb. A7). Dies macht einen Gesamtanteil von 7,62 % für die, in Thüringen liegend und angrenzenden Zellen aus. Die Gesamtsumme der Waldfläche innerhalb dieser Raster beträgt $1\,293,78\text{ km}^2$, mit einen durchschnittlichen Waldanteil von 80,86 % (Tab. 3.7). Werden die Bereiche von P ist 0,8 - 1 zusammengefasst, dann machen diese einen Anteil von 12,86 % aller Raster aus. Die Summe der Waldflächen innerhalb dieser Klassen beträgt $2\,014,53\text{ km}^2$ (Tab. 3.7). Davon liegen $1\,871,13\text{ km}^2$ im Bereich der Großschutzgebiete. Die Waldfläche in und an den Großschutzgebieten Thüringens haben eine Gesamtgröße von $4\,085,93\text{ km}^2$ und machen 45 % der Fläche in den Großschutzgebieten aus (Tab. 3.8). Ein Großteil der Raster die, potenziell gut als Lebensraum geeignet sind, befinden sich im Bereich des Naturpark und Biosphärenreservat Thüringer Walde (Abb. 3.11). Die Waldflächen in und um den Thüringer Wald haben eine Fläche von $2\,207,39\text{ km}^2$ (Tab. 3.8). In den gut geeigneten Region hat der Wald eine Fläche von $1\,485,47\text{ km}^2$. Im Bereich des Südharnes liegen acht Zellen, welche zum Teil schon vom Luchs besiedelt sind (Abb. A7).

Im Norden des Naturparkes Eichsfeld-Hainich-Weratal wurden in den Jahren 2015/16 und 2016/17 Hinweise auf den Luchs gefunden. In diesem Naturpark liegt eine Zelle, welche dauerhaft als Lebensraum geeignet ist und an den Nationalpark Hainich angrenzt (Tab. 3.8, Abb. 3.11). In den Großschutzgebieten Kyffhäuser und Röhn ist der Anteil gut geeigneter Habitats gering. In der Röhn liegt die höchste Vorkommenswahrscheinlichkeit bei 0,7 - 0,8 und im Kyffhäuser lediglich bei 0,5 - 0,6 (Tab. 3.8).

P	Zellen pro Klasse	Anteil der Zellen in %	Durchschnittlicher Waldanteil in% \pm SD	Gesamte Waldfläche in km ²
0,0-0,1	14	6,67	1,07 \pm 1,63	15,04
0,1-0,2	34	16,19	8,05 \pm 4,01	273,84
0,2-0,3	29	13,81	20,12 \pm 3,93	583,35
0,3-0,4	26	12,38	27,59 \pm 2,4	717,32
0,4-0,5	18	8,57	36,09 \pm 3,95	649,62
0,5-0,6	24	11,43	39,22 \pm 2,95	941,30
0,6-0,7	23	10,95	47,03 \pm 2,97	1081,71
0,7-0,8	15	7,14	53,80 \pm 2,55	807,03
0,8-0,9	11	5,24	65,53 \pm 4,02	720,83
0,9-1,0	16	7,62	80,86 \pm 7,39	1293,78

Tabelle 3.7: Zusammenfassung des durchschnittlichen Waldanteils und der Summe der Waldflächen nach Klassen der Vorkommenswahrscheinlichkeit für Thüringen. Die Gesamtzahl der Zellen für Thüringen beträgt $N = 210$.

Beginnend von Süden zieht sich ein bewaldeter Bereich bis nach Norden zwischen Jena und Gera (Abb 3.11). Diese Zellen liegen in den Landkreisen Saalfeld-Rudolstadt, Saale-Orla-Kreis und Saale-Holzlandkreis. Werden die Zellen zusammengefasst, die in diesen Landkreisen liegen, dann haben zwei Zellen eine Wahrscheinlichkeit zwischen 0,8 - 1 (Tab.3.9). Eine Zelle liegt südlich von Jena mit einer Waldfläche von 68,02 km² und eine weitere im Süden im Naturpark Frankenwald, welcher an den Thüringer Wald anschließt mit einer Waldfläche von 75 km² (Abb. 3.11). Ein Großteil der Zellen liegt in einem Bereich zwischen 0,5 - 0,8 Vorkommenswahrscheinlichkeit mit einer Waldfläche von 823,32 km² (Tab. 3.9).

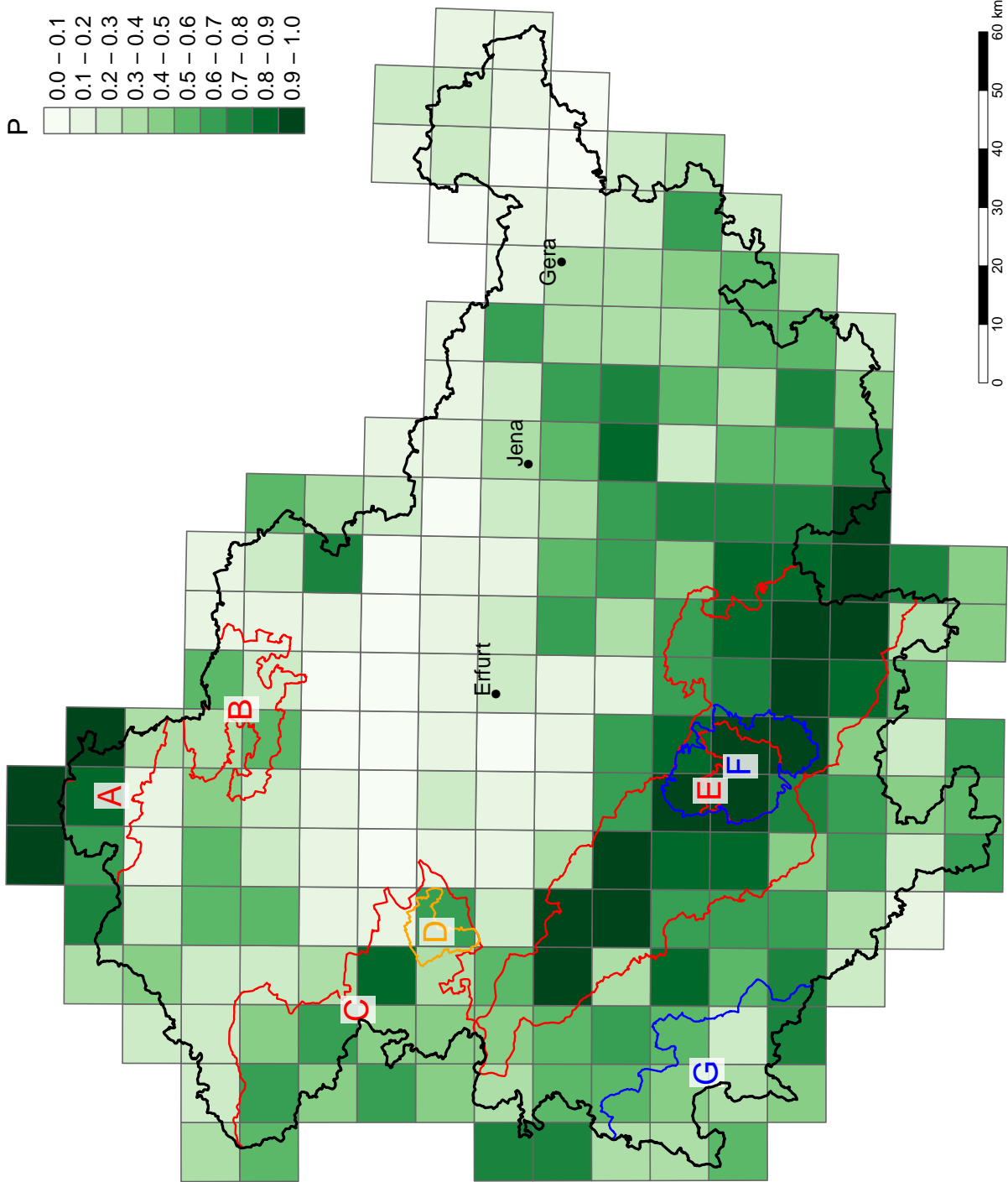


Abbildung 3.11: Vorkommenswahrscheinlichkeit P des Luchses für Thüringen und Grenzen der Großschutzgebiete. Die roten Grenzen sind die Flächen der Naturparke: A) Südharz, B) Kyffhäuser, C) Eichsfeld-Hainich-Werratal und E) Thüringer Wald. Die orange Grenze ist der Nationalpark Hainich (D).

3 Ergebnisse

Schutzgebiet	P	Zellen pro Klasse	Durchschnittlicher Waldanteil in % \pm SD	Waldfläche in km ²
Eichsfeld-Hainich-Werratal	0,1-0,2	2	5,16 \pm 0,34	10,32
	0,2-0,3	5	21,84 \pm 3,72	109,21
	0,3-0,4	3	28,50 \pm 3,02	85,49
	0,4-0,5	5	40,16 \pm 4,33	200,78
	0,5-0,6	2	43,25 \pm 3,74	86,49
	0,6-0,7	4	45,57 \pm 2,52	182,29
	0,8-0,9	1	61,49	61,49
Summe		22		736,07
Kyffhäuser	0,0-0,1	1	0,00	0,00
	0,1-0,2	2	8,69 \pm 3,76	17,37
	0,2-0,3	2	22,18 \pm 4,55	44,35
	0,3-0,4	1	29,89	29,89
	0,4-0,5	1	29,28	29,28
	0,5-0,6	2	40,36 \pm 1,67	80,72
Summe		9		201,61
Südharz	0,1-0,2	2	8,13 \pm 0,99	16,25
	0,3-0,4	1	27,92	27,92
	0,6-0,7	1	49,64	49,64
	0,8-0,9	1	66,92	66,92
	0,9-1,0	3	85,75 \pm 6,51	257,25
Summe		8		417,98
Thüringer Wald	0,3-0,4	4	27,31 \pm 2,99	109,23
	0,4-0,5	3	36,87 \pm 0,28	110,62
	0,5-0,6	2	41,86 \pm 0,34	83,72
	0,6-0,7	5	49,78 \pm 3,76	248,92
	0,7-0,8	3	56,48 \pm 1,41	169,43
	0,8-0,9	8	65,55 \pm 4,42	524,40
	0,9-1,0	12	80,09 \pm 7,55	961,07
Summe		39		2207,39
Röhn	0,2-0,3	1	21,95	21,95
	0,3-0,4	3	27,12 \pm 4,50	27,12
	0,4-0,5	2	35,34 \pm 1,75	35,34
	0,5-0,6	4	39,53 \pm 3,51	39,53
	0,7-0,8	2	54,30 \pm 0,28	54,29
Summe		12		440,71
		88		4085,93

Tabelle 3.8: Zusammenfassung des durchschnittlichen Waldanteils und der Summe der Waldflächen nach Klassen der Vorkommenswahrscheinlichkeit P für die in Thüringen liegenden Großschutzgebiete. Der Nationalpark Hainich wird nicht einzeln aufgeführt, da dieser innerhalb des Naturparkes Eichsfeld-Hainich-Werratal liegt. Für den Thüringer Wald werden Naturpark und Biosphärenreservat zusammengefasst.

P	Zellen pro Klasse	Durchschnittlicher Waldanteil in% \pm SD	Gesamte Waldfläche in km ²
0,1-0,2	4	9,84 \pm 07,67	39,34
0,2-0,3	4	22,64 \pm 7,23	90,55
0,3-0,4	8	28,11 \pm 1,83	224,85
0,4-0,5	1	36,07	36,07
0,5-0,6	7	38,98 \pm 2,92	272,88
0,6-0,7	5	46,77 \pm 0,89	233,84
0,7-0,8	6	52,77 \pm 2,33	316,60
0,8-0,9	1	68,02	68,02
0,9-1,0	1	75,46	75,46

Tabelle 3.9: Zusammenfassung des durchschnittlichen Waldanteils und der Summe der Waldflächen nach Klassen der Vorkommenswahrscheinlichkeit für die Landkreise Saalfeld-Rudolstadt, Saale-Orla-Kreis und Saale-Holzlandkreis. Die Zellen die sich mit den Schutzgebieten überschneiden wurden nicht mit eingerechnet.

3.3.3 Modellvalidierung

Wird das Habitatmodell auf Baden-Württemberg angewendet, liegen 37,8 % der Zellen, in denen der Luchs nachgewiesen wurde, im Wahrscheinlichkeitsbereich von 80 bis 100 % (Tab. 3.10). In dem Wertebereich von 0 bis 20 % gibt es keine Überschneidung mit den Luchsvorkommen. Die durchschnittliche Dauer, die die Raster besetzt waren, steigt mit der Wahrscheinlichkeit an (Tab. 3.10). Dieser Trend kann ebenfalls in den Referenzgebieten beobachtet werden (Tab. 3.6). Dies führt zu der Annahme, dass das Modell für den Luchs nachvollziehbare Ergebnisse liefert.

P	Zellen pro Klasse	Anteil der Zellen in %	Durchschnittlicher Waldanteil in% \pm SD	D \pm SD
0,2-0,3	3	3,66	21,28 \pm 2,16	1,00 \pm 0,00
0,3-0,4	5	6,10	27,62 \pm 1,12	1,40 \pm 0,55
0,4-0,5	8	9,76	35,50 \pm 2,07	1,50 \pm 0,53
0,5-0,6	15	18,29	41,69 \pm 2,23	1,53 \pm 0,51
0,6-0,7	14	17,07	47,55 \pm 3,45	1,29 \pm 0,47
0,7-0,8	6	7,32	53,59 \pm 3,05	1,70 \pm 0,52
0,8-0,9	19	23,17	61,08 \pm 2,73	1,95 \pm 0,62
0,9-1,0	12	14,63	75,40 \pm 5,01	2,00 \pm 0,74

Tabelle 3.10: Zusammenfassung der vom Luchs besetzten Zellen nach Klassen der Vorkommenswahrscheinlichkeit P für Baden-Württemberg. D ist die durchschnittliche Dauer, die eine Zelle besetzte vom Luchs besetzt war. Die Gesamtzahl der vom Luchs besetzten Zellen beträgt N = 82.

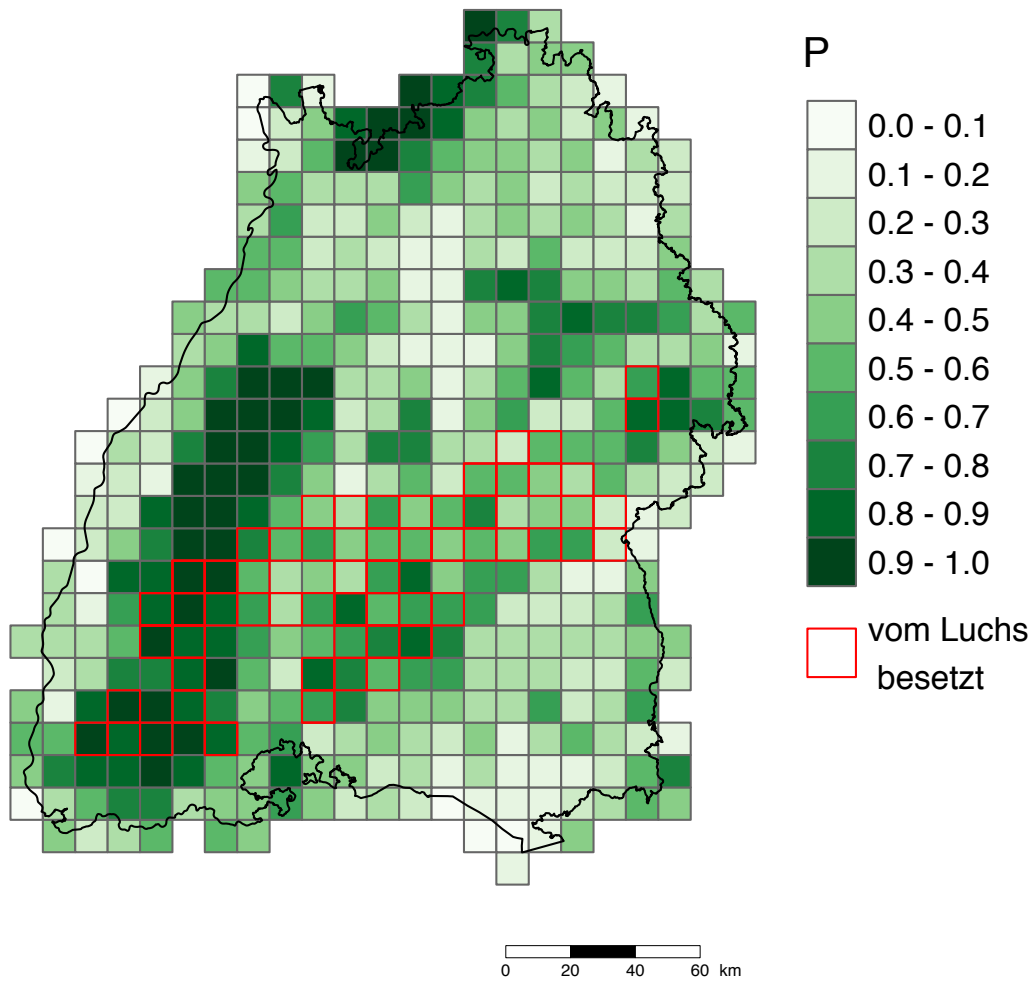


Abbildung 3.12: Vorkommenswahrscheinlichkeit P des Luchses für Baden-Württemberg als Modellvalidierung.

4 Diskussion

4.1 Lebensraumanalyse für den Luchs

Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen, dass der Wald entscheidend für das Vorkommen des Luchses ist. Innerhalb der drei untersuchten Referenzgebiete, wurde keinen Unterschied zwischen dem Waldanteil festgestellt. Dies ist ein Indikator dafür, dass dieser unerlässlich für die Anwesenheit der Art ist. Dies zeigt auch das Habitatmodell, in welchem der Waldanteil einen hoch signifikanten Einfluss auf das Vorkommen des Luchses hat. Dies deckt sich mit anderen Studien, welche den Luchs zu einem Großteil im Wald nachweisen konnten (BREITENMOSER-WÜRSTEN ET AL., 2001; BASILLE ET AL., 2009; SUNQUIST & SUNQUIST, 2009). Die Anordnung der bewaldeten Flächen in der Landschaft unterscheidet sich zwischen den Gebieten. In den Kerngebieten des Bayerischen Waldes und Nordhessen sind die Waldflächen stärker fragmentiert, dies zeigt die geringere durchschnittliche Größe der Waldflächen. Um das Vorkommen der Luchs vorherzusagen, spielt die Interaktion der Anzahl Waldflächen zu Waldanteil keine entscheidende Rolle. Dies führt zu der Schlussfolgerung, dass die Tiere einer gewissen Fragmentierung der Wälder gegenüber tolerant zu sein schein, wenn der Anteil des Waldes ausreichend ist. Dies sollte auf Grundlage der verwendeten Daten jedoch mit Vorsicht betrachtet werden, da diese keinen Aufschluss darüber geben, inwieweit die Luchse tatsächlich die Kulturlandschaften nutzen. Beobachtungen anderer Populationen innerhalb Europas konnten zeigen, dass sich die Luchse durchaus in einer von Menschen geprägten Umgebung aufhalten und bewegen (BREITENMOSER ET AL., 2008; BOUYER ET AL., 2015; GASTÓN ET AL., 2016).

Die bebauten Flächen und Infrastruktur können als ein Faktor der Störung betrachtet werden, welcher in allen drei Referenzgebieten auftritt. Fast man diese beiden Größen zusammen, dann ist die Störung in Nordhessen am größten. Diese Region ist vom Luchs selbstständig besiedelte worden und es fand keine aktive Auswilderung statt. Somit scheint der Luchs bei der Ausbreitung in neue Territorien gewisse Störungen zu tolerieren. Jedoch zeigen neuste Erkenntnisse, dass es keine Luchse mehr in Nordhessen gibt. Der letzte Kuder konnte im Sommer 2018 nachgewiesen werden (NEUMANN, 2019).

Dies zeigt, dass die Etablierung einer Population in einer stärker gestörten Landschaft mit kleineren Waldflächen problematisch ist. Im Rahmen dieser Arbeit konnten nicht ermittelt werden, wieweit sich die Tiere der bebauten Flächen nähern. Damit die Raubkatzen dauerhaft in einer Region vorkommen, bedarf es somit einem deutlichen Waldanteil. Nur mit einem gewissen Anteil ungestörtem Wald und deckungsreichen Strukturen, ist der Luchs tolerant gegenüber menschlicher Aktivität in seinem Aktionsraum (SUNDE ET AL., 1998; BUNNEFELD ET AL., 2006; BOUYER ET AL., 2015).

Dies zeigt auch die Dauer, die eine Zelle von den Luchsen besiedelt wird. Zieht man die Zeit als Faktor hinzu sollte davon ausgegangen werden, dass Flächen mit einem geringeren Anteil an Wald nicht dauerhaft vom Luchs bewohnt werden und diese eher durchwandert werden. GASTÓN ET AL. (2016) konnten diesen Zusammenhang bei Iberischen Luchsen (*Lynx pardinus*) beobachten. Die Luchse in Spanien meiden Regionen mit Landwirtschaft und Straßen bei der Etablierung neuer Territorien nutzen diese jedoch für ihre Wanderung. Untersuchungen an Löwen (*Panthera leo*) in Südafrika konnten ebenfalls zeigen, dass diese auf der Suche nach geeigneten Territorien sich Bereichen mit menschlicher Aktivität nähern (ELLIOT ET AL., 2014).

Beim Erstellen des Habitatmodells hatten einige Variablen wiedererwartend keinen Einfluss auf das Vorkommen der Art. Hingegen hatte die extensive Landwirtschaft einen negativen Einfluss auf das Vorkommen der Art, wobei deren Anteil in den Untersuchungsgebieten nur sehr gering war. Diese unerwartete Berechnungen des Modells, kann zum einen auf die Auswahl der nicht besetzten Zellen zurückzuführen werden. Hierbei handelt es sich um sogenannte pseudo Abwesenheitsdaten (ZANIEWSKI ET AL., 2002; GREAVES ET AL., 2006). Bei diesen Daten ist nicht bekannt, ob die Art nicht vorkommt oder nicht entdeckt wurde. Dies kann dazu führen, dass auch Zellen in denen sich Luchse aufhalten als negativ Nachweise eingerechnet wurden. Die Modellvalidierung mit Daten aus Baden-Württemberg zeigt, dass sich die Raubkatzen überwiegend in Regionen mit einer hohen Vorkommenswahrscheinlichkeit aufhalten. In Baden-Württemberg ist die Zeit kein eindeutiger Indikator, dies kann damit begründet werden, dass hier überwiegend Kuder beobachtet wurden, welche auf der Suche nach Weibchen sind und diese daher nicht lange in einem Revier bleiben (LUCHS INITIATIVE BADEN-WÜRTTEMBERG, 2019). Die Analyse der Referenzgebiete bietet somit ein gutes Potenzial, um Thüringen als Lebensraum für die Kleinkatze zu bewerten.

Die Daten, welche für diese Arbeit verwendet wurden, haben eine große Auflösung, sind aber frei zugänglich. So ist es möglich Regionen in welchen der Luchs tatsächlich nachgewiesen wurde in eine Analyse einzubeziehen. Dies ist vor allem für Institutionen interessant, welche über keine eigenen Daten verfügen.

Die Arbeit liefert, für den Luchs nachvollziehbare Ergebnisse, welche mit bereits gewonnenen Erkenntnissen in Einklang stehen. Für die Zukunft wäre es von großem Interesse, wenn Verbreitungsdaten auf kleinerer Skala für solch ein Modell genutzt werden. Grundlage können die Arbeiten aus dem Harz und Pfälzer Wald sein, wo Tiere mithilfe von Telemetrie untersucht werden (ANDERS, 2013; KREBÜHL, 2018).

4.2 Thüringen als Lebensraum für den Luchs

Der Luchs kann vor allem im Bereich des Thüringer Waldes neuen Lebensraum finden. In den gut geeigneten Regionen hat der Wald eine Fläche von 1 485,47 km², in der gesamten Region 2 207,39 km². Das der Thüringer Wald ein passender Lebensraum für die Raubkatze ist, hat bereits SCHADT ET AL. (2002) festgestellt. Im Südharz kommt der Luchs bereits vor. In den restlichen Großschutzgebieten, ist nicht genügend geeigneter Lebensraum vorhanden. Mithilfe von Fotofallenmonitoring wurde für den Harz eine Dichte von 2,5 selbstständigen Individuen/100 km² und 4,1 Luchse inklusive Jungtieren/100 km² ermittelt (MIDDELHOFF & ANDERS, 2018)). Überträgt man diese Ergebnisse auf Thüringen, dann könnten im gesamten Thüringer Wald 55 selbstständigen Tiere leben und 90 Luchse inklusive Jungtieren. In den als gut bewerteten Regionen wären es 37 selbstständige Individuen und 60 Luchse mit Jungtieren.

Der Westen des Bundeslandes kann auf Grundlage des momentanen Kenntnisstandes als Wandergebiete in Betracht gezogen werden. Es ist anzunehmen, dass die Luchse über die nordwestliche Grenze nach Thüringen einwandern. Dort konnten auch im Zeitraum vom 01.01.2017 bis 04.06.2019 C-1 Nachweise, eindeutige Hinweise (Kap. 2.5.1) für den Luchs gesammelt werden. Im Zentrum des Bundeslandes ist von intensiver Landwirtschaft geprägt, dieses wird wenn überhaupt vermutlich nur durchwandert. Im Jahr 2013/14 gab es in dieser Region einen Luchshinweis, jedoch wurde in den Folgejahren nicht noch einmal ein Tier nachgewiesen (Abb. A7). Es ist nicht auszuschließen, dass sich die Tiere auch in Regionen mit einer kleineren Vorkommenswahrscheinlichkeit ansiedeln. Die Ergebnisse zeigen, dass Regionen mit einem geringerem Waldanteil eine geringere Zeit besetzt waren. Somit werden diese hier nicht einbezogen, um die Etablierung einer dauerhaften Population abzuschätzen. Wenn die Luchse auch in den folgenden Jahren im Westen von Thüringen nachgewiesen werden können, dann kann diese Aussage neu überdacht werden.

Im Osten von Thüringen konnte bis jetzt keine Luchs nachgewiesen werden (Abb. A7, Abb. A8). Im Osten von Thüringen liegen überwiegend Zellen mit einer geringeren Vorkommenswahrscheinlichkeit, daher werden auch diese Bereiche nicht in die Abschätzung der Population einbezogen. Sollte sich der Luchs erfolgreich im Westen des Bundeslandes ansiedeln, dann ist anzunehmen, dass er in Zukunft auch die Wälder in den Landkreisen Saalfeld-Rudolstadt, Saale-Orla-Kreis und Saale-Holzlandkreis als Lebensraum nutzt.

Es ist davon auszugehen, dass im Laufe dieses Jahres Jungtiere aus dem Harz abwandern, da dort alle Reviere besetzt sind (DEUTSCHE PRESSE-AGENTUR, 2019). Sichtungen aus den letzten zwei Jahren zeigen, dass es die Luchse bereits selbstständig in den Thüringer Wald schaffen. Im Frühjahr 2019 gab es den Nachweis eines Kuders im Thüringer Wald im Raum Ilmenau, welcher wohl aus der Harzer Population stammt (NABU THÜRINGEN, 2019; Abb. A8). Diese Sichtung liegt im Bereich der gut geeigneten Lebensräume in Thüringen. Auch im Raum Suhl gab es C-1 Hinweise, welche im Thüringer Wald liegen (Abb. A8).

Das Verhalten der Tiere spielt eine weitere wichtige Rolle für deren Ausbreitung. In der Luftlinie liegt der Thüringer Wald ca. 100 km vom Südharz entfernt. Auf der Suche nach einem geeignetem Revier, haben Kuder aus dem Harz nachweislich schon Strecken über 100 km zurückgelegt (DEUTSCHE PRESSE-AGENTUR, 2019). Auch weitere Telemetriestudien haben gezeigt, dass Männchen weitere Distanzen zurücklegen als die Weibchen, um neue Reviere zu etablieren (Tab. 2.6). Somit ist es möglich, dass die Besiedlung des Thüringer Waldes durch Weibchen länger dauern kann als durch Männchen. Ein wichtiger Faktor ist in diesem Fall das Überleben der residenten Tiere, da junge Luchse freigewordene Territorien schnell wieder besiedeln (BREITENMOSER ET AL., 2008). Die konservativen Wanderer, welche gerne in Anschluss an Artgenossen ihr Revier etablieren brauchen daher eine bestimmte Zeit, um sich in neue Regionen auszubreiten, da erst ein gewisser Druck von Artgenossen vorhanden sein muss (ANDERS, 2018).

Ein weiterer Faktor für eine erfolgreiche Etablierung ist ausreichend Beute. Die Ergebnisse der Jagdstrecken von 2010/11 bis 2013/14 zeigen, dass sich die potenziellen Lebensräumen der Kleinkatze mit einer ausreichenden Beutedichte überschneiden (Abb. A9). Luchse jagen im Schnitt 50 Huftiere pro Jahr, somit finden sie in Thüringen ausreichend Nahrung. Zieht man die durchschnittliche Reh- und Rotwildsdichte zur Berechnung der Beutetierverfügbarkeit heran (Kap. 2.3), dann ergeben sich folgende Zahlen für Männchen und Weibchen. Im Schnitt haben die Kuder in Deutschland ein Revier von 362 km², somit leben im gleichen Gebiet 796,4 Rehe (2,2/100 ha) und 119 Rothirsche (0,33/100 ha). Für Weibchen mit einem durchschnittlichen Revier von 127 km² sind es 279 Rehe und 41 Rothirsche.

Es sollte Bedacht werden, dass sich Kuder und zwei Katzen die Beute der gleichen Region teilen, da das Revier eines Männchens meist das zweier Weibchen überschneidet (BREITENMOSER ET AL., 2008). Die Rotwilddichte ist im Bereich des Thüringer Waldes höher und liegt zum Teil zwischen 0,25 bis 1,0 Individuen/100 ha (Abb. A9b). Diese Berechnungen beruhen auf den Jagdstrecken ((DEUTSCHER JAGDVERBAND, 2019a, b), somit ist davon auszugehen, dass die Luchse noch mehr Beute zur Verfügung haben.

Thüringen bietet nicht nur Lebensraum für den Luchs, sondern könnte auch ein wichtiges Bindeglied zwischen der Harzer und bayerischen Luchspopulation sein. Die neuste Sichtung aus Thüringen zeigt, dass sich die Luchse ausbreiten und den Thüringer Wald erreichen. Mit der Zeit wird sich zeigen, ob die Luchse langfristig im Thüringer Wald leben und ob Weibchen eben diesen erreichen. Somit besteht die Möglichkeit, dass sich eine neue Generation von Luchsen aus Thüringen in weitere Regionen von Deutschland ausbreitet.

4.3 Der Weg nach Thüringen

Abschließend sollen Projekte und Maßnahmen aufgeführt werden, welche für die weitere Ausbreitung des Luchses von Bedeutung sind. Viele Lebensräume sind unzureichend miteinander verbunden, so dass viele Tiere dem Straßenverkehr zum Opfer fallen (HERRMANN ET AL., 2007). Bei der Betrachtung des Thüringer Straßen- und Schienennetz wird diese Zerschneidung deutlich (Abb. A3, Abb. A4). Nach Süden können zwei Autobahnen die Wanderung der Luchse beeinträchtigen (A 4, A 38) und von West nach Ost die A 71 (Abb. A3). ANDERS (2018) konnten feststellen, dass die Luchse Autobahnen meiden und ihre Richtung ändern, wenn sie bei der Wanderung auf eben diese treffen. HERRMANN ET AL. (2007) haben im Bundeswildwege-Plan vordringliche Grünbrückenstandorte für ganz Deutschland zusammengefasst. Für Thüringen wurden sieben Standorte analysiert, wobei zwei für die Wanderung des Luchses in den Thüringer Wald von Bedeutung sein können. Ein Standort befindet sich im westlichen Leinefelde an der A 38 und ein zweiter im östlichen Eisenach an der A 4. Diese Grünbrücken würden eine sichere Ausbreitung von Norden nach Süden gewährleisten. Beide Standorte liegen im Westen von Thüringen, wo der Luchs bereits nachgewiesen werden konnte (Abb. A8). Im Norden von Ilmenau und Raum Meinigen führen bereits zwei Grünbrücken über die A 71. Auch auf Bundesebene wurden Untersuchungen durchgeführt, um die Zerschneidungswirkung von Verkehrswegen in Thüringen zu bestimmen.

Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen, dass vor allem im Norden und Westen des Bundeslandes und dem Thüringer Wald die Ausbreitung von waldbewohnenden Arten durch den Straßenverkehr eingeschränkt ist (SCHLUMPRECHT ET AL., 2010b). Insgesamt wurden 40 Bereiche lokalisiert, an welchen ein Bedarf für Maßnahmen zur Verbindung der Lebensräume besteht. Bei 19 dieser Bereiche besteht ein hoher Bedarf der Wiedervernetzung (SCHLUMPRECHT ET AL., 2010b). Diese Bereiche decken sich mit Regionen in denen der Luchs bereits nachgewiesen werden konnte und liegen vor allem in den Regionen des Harzes, Thüringer Wald, Hainich und Kyffhäuser (Karte: SCHLUMPRECHT ET AL. (2010a)).

Es soll noch ein weiteres Planwerk genannt werden, welches für die Ausbreitung des Luchses von Bedeutung sein kann: der Wildkatzenwegeplan (VON BURKHARD VOGEL & KLAR, 2009). Ziel dieses Projektes ist es, Habitats der Wildkatze miteinander zu verbinden, da diese Aggrarflächen meiden und ausreichend Deckung zum Wandern benötigen (SCHOLZ ET AL., 2016). Dieser Plan ist bereits Teil des Landesentwicklungsprogramms Thüringens und in zwei Pilotregion, dem Landkreis Greiz und dem Kiffhäuserkreis, wurden bereits Maßnahmen umgesetzt (SCHOLZ ET AL., 2016). Diese Regionen haben nach momentanen Kenntnisstand eine geringere Bedeutung für den Luchs, da diese im Nordosten von Thüringen liegen. Im Frühjahr 2014 wurde der Korridor zwischen Höselsbergen (südlich des Nationalpark Hainich) und dem Thüringer Wald fertiggestellt (SCHOLZ ET AL., 2016). Der Hainich und der Thüringer Wald sind nun lückenlos miteinander verbunden. Wichtig bei der Umsetzung solcher Projekte ist die Zusammenarbeit mit den Behörden, Landnutzern und der Jägerschaft, ohne deren Mitwirken ist solch ein umfangreiches Projekt nicht möglich (SCHOLZ ET AL., 2016).

Das der Biotopverbund eine wichtige Rolle für den Naturschutz spielt, zeigt die Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes im Jahr 2002. In den §§21 und 22 wurde festgelegt, dass mindestens 10 % der Landesfläche für den Biotopverbund genutzt werden sollen (HERRMANN ET AL., 2007; FROBEL ET AL., 2018). Es werden sowohl Deutschlandweite als auch Projekte auf Landesebene für den Biotopverbund umgesetzt. Die Arbeit von SCHLUMPRECHT ET AL. (2010b) ist nur ein erst Schritt, um die vordringlichen Maßnahmen zum Biotopverbund für Thüringen aufzuzeigen. Seit 2014 arbeitet das Land Thüringen an einem Biotopverbundskonzept (HOF, 2017). Erste Ausschnitte dieses Konzeptes zeigen, dass die Vernetzung der Waldflächen eines der Ziele ist (HOF, 2017). Dies ist für den Luchs von großer Bedeutung, damit dieser sich in Thüringen weiter ausbreiten kann.

Literaturverzeichnis

- ANDERS, O. (2011): *Luchsprojekt Harz - Bericht 2010 - 2011*. Naturpark Harz.
- ANDERS, O. (2013): *Luchsprojekt Harz - Bericht 2011 - 2013*. Naturpark Harz.
- ANDERS, O. (2016): *Die Auswilderung der Luchse im Harz. Leipziger Blaue Hefte, 8. Leipziger, Tierarztekongress Tagungsband 1*.
- ANDERS, O. (2018): *Die Entwicklung der Harzer Luchspopulation. In: Wild und Jagd-Landesjagdbericht 2017/18*, 93–99. Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (Hrsg.). Hannover.
- ANDRÉN, H., LINNELL, J. D., LIBERG, O., ANDERSEN, R., DANELL, A., KARLSSON, J., ODDEN, J., MOA, P. F., AHLQVIST, P., KVAM, T. ET AL. (2006): *Survival rates and causes of mortality in Eurasian lynx (Lynx lynx) in multi-use landscapes*. Biological Conservation, **131**: 23–32.
- ARNOLD, J., GREISER, G., KAMPMANN, S. & MARTIN, I. (2015): *Status und Entwicklung ausgewählter Wildtierarten in Deutschland : Jahresbericht 2014*. Berlin: Deutscher Jagdverband.
- AUSTIN, G. E., THOMAS, C. J., HOUSTON, D. C. & THOMPSON, D. B. (1996): *Predicting the spatial distribution of buzzard Buteo buteo nesting areas using a Geographical Information System and remote sensing*. Journal of Applied Ecology, **33**: 1541–1550.
- BARBET-MASSIN, M., JIGUET, F., ALBERT, C. H. & THUILLER, W. (2012): *Selecting pseudo-absences for species distribution models: how, where and how many?* Methods in Ecology and Evolution, **3**: 327–338.
- BASILLE, M., HERFINDAL, I., SANTIN-JANIN, H., LINNELL, J. D., ODDEN, J., ANDERSEN, R., ARILD HØGDA, K. & GAILLARD, J.-M. (2009): *What shapes Eurasian lynx distribution in human dominated landscapes: selecting prey or avoiding people?* Ecography, **32**: 683–691.
- BELOTTI, E., HEURICH, M., KREISINGER, J., ŠUSTR, P. & BUFKA, L. (2012): *Influence of tourism and traffic on the Eurasian lynx hunting activity and daily movements*. Animal Biodiversity and Conservation, **35**: 235–246.
- BELOTTI, E., WEDER, N., BUFKA, L., KALDHUSDAL, A., KÜCHENHOFF, H., SEIBOLD, H., WOELFING, B. & HEURICH, M. (2015): *Patterns of lynx predation at the interface between protected areas and multi-use landscapes in Central Europe*. PloS One, **10**: e0138139.

- BLUMENTHAL, A. (2018): *Luchs wandert Rekordstrecke aus dem Harz.* <https://www.rbb24.de/studiocottbus/panorama/2018/04/luchs-aus-dem-harz-nach-zwei-jahren-in-lausitz-aufgetaucht.html>. Aufgerufen am 18.05.2018.
- BOUYER, Y., GERVASI, V., PONCIN, P., BEUDELS-JAMAR, R., ODDEN, J. & LINNELL, J. (2015): *Tolerance to anthropogenic disturbance by a large carnivore: the case of Eurasian lynx in south-eastern Norway.* *Animal Conservation*, **18**: 271–278.
- BREITENMOSER, U. (1998): *Large predators in the Alps: the fall and rise of man's competitors.* *Biological Conservation*, **83**: 279–289.
- BREITENMOSER, U., BREITENMOSER-WÜRSTEN, C. & JOBIN, A. (2008): *Der Luchs.* Salm-Verlag.
- BREITENMOSER, U. & HALLER, H. (1993): *Patterns of predation by reintroduced European lynx in the Swiss Alps.* *The Journal of Wildlife Management*, **57**: 135–144.
- BREITENMOSER-WÜRSTEN, C., VANDEL, J.-M., ZIMMERMANN, F. & BREITENMOSER, U. (2007a): *Demography of lynx *Lynx lynx* in the Jura Mountains.* *Wildlife Biology*, **13**: 381–392.
- BREITENMOSER-WÜRSTEN, C., ZIMMERMANN, F., MOLINARI-JOBIN, A., MOLINARI, P., CAPT, S., VANDEL, J.-M., STAHL, P. & BREITENMOSER, U. (2007b): *Spatial and social stability of a Eurasian lynx *Lynx lynx* population: an assessment of 10 years of observation in the Jura Mountains.* *Wildlife Biology*, **13**: 365–380.
- BREITENMOSER-WÜRSTEN, C., ZIMMERMANN, F., RYSER, A., CAPT, S., LAASS, J., SIEGENTHALER, A. & BREITENMOSER, U. (2001): *Untersuchungen zur Luchspopulation in den Nordwestalpen der Schweiz 1997–2000.* Kora Bericht.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2018): *77 Luchse leben in Deutschland.* https://www.bfn.de/presse/pressemitteilung.html?no_cache=1&tx_ttnews%5Btt_news%5D=6275&cHash=14120483c0d6c378116ff9ad1a741901. Aufgerufen am 29.05.2018.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2019a): *Nationalparke.* <https://www.bfn.de/themen/gebietsschutz-grossschutzgebiete/nationalparke.html>. Download am 19.03.2019.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2019b): *Naturschutzgebiete.* <https://www.bfn.de/themen/gebietsschutz-grossschutzgebiete/naturschutzgebiete.html>. Download am 19.03.2019.
- BUNNEFELD, N., LINNELL, J. D., ODDEN, J., VAN DUIJN, M. & ANDERSEN, R. (2006): *Risk taking by Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in a human-dominated landscape: effects of sex and reproductive status.* *Journal of Zoology*, **270**: 31–39.

- CHAPRON, G., KACZENSKY, P., LINNELL, J. D., VON ARX, M., HUBER, D., ANDRÉN, H., LÓPEZ-BAO, J. V., ADAMEC, M., ÁLVARES, F., ANDERS, O. ET AL. (2014): *Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes*. *Science*, **346**: 1517–1519.
- COP, J. & FRKOVIC, A. (1998): *The re-introduction of the lynx in Slovenia and its present status in Slovenia and Croatia*. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, **10**.
- CROOKS, K. R. (2002): *Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation*. *Conservation biology*, **16**: 488–502.
- DELLINGER, J. A., PROCTOR, C., STEURY, T. D., KELLY, M. J. & VAUGHAN, M. R. (2013): *Habitat selection of a large carnivore, the red wolf, in a human-altered landscape*. *Biological Conservation*, **157**: 324–330.
- DENK, M. (2007): *Luchsbeobachtungen in Hessen.Bericht 2007*. Arbeitskreis Hessenluchs.
- DENK, M. (2011): *Luchs-Fotofallenmonitoring in Hessen 2011*. Arbeitskreis Hessenluchs.
- DENK, M., BAUER, G. & NORGALL, T. (2010): *Luchsbeobachtungen in Hessen.Bericht 2010*. Arbeitskreis Hessenluchs.
- DENK, M., BAUER, G. & NORGALL, T. (2012): *Luchshinweise in Hessen.Bericht 2012*. Arbeitskreis Hessenluchs.
- DENK, M., BAUER, G. & NORGALL, T. (2013): *Luchshinweise in Hessen.Erfassungsjahr 2012/13*. Arbeitskreis Hessenluchs.
- DENK, M., BAUER, G. & NORGALL, T. (2014): *Luchshinweise in Hessen inkl. Ergebnisse Fotofallenmonitoring.Erfassungsjahr 2013/14*. Arbeitskreis Hessenluchs.
- DENK, M., BAUER, G. & NORGALL, T. (2015): *Luchshinweise in Hessen.Erfassungsjahr 2014/15*. Arbeitskreis Hessenluchs.
- DENK, M., BAUER, G., NORGALL, T. & PORT, M. (2016): *Luchshinweise in Hessen.Erfassungsjahr 2015/16 mit den Ergebnissen es Fotofallenmonitorings der Universität Göttingen*. Arbeitskreis Hessenluchs.
- DENK, M., BAUER, G., NORGALL, T. & PORT, M. (2018): *Luchshinweise in Hessen.Erfassungsjahr 2017/18 mit Ergebnissen des Fotofallenmonitorings der Georg-August-Universität Göttingen*. Arbeitskreis Hessenluchs.
- DENK, M., PORT, M., BAUER, G. & NORGALL, T. (2017): *Luchshinweise in Hessen.Erfassungsjahr 2016/17. Mit Ergebnissen des Fotofallenmonitorings der Georg-August-Universität Göttingen*. Arbeitskreis Hessenluchs.
- DEUTSCHE PRESSE-AGENTUR (2019): *Der Harz ist "ausgebucht" – Luchse müssen abwandern*. https://www.news38.de/harz/article216102121/Der-Harz-ist-ausgebucht-Luchse-muessen-abwandern.html?fbclid=IwAR0LolhwmEd3crVj-74-fb5mjlpM-SBGwjexfZ__H8ub4RA_cdNFZyJwVHs. Aufgerufen am 24.05.2019.

- DEUTSCHER JAGDVERBAND (2019a): *Jahresstrecke Rehwild*. https://www.jagdverband.de/sites/default/files/2019-01_Infografik_Jahresstrecke_Rehwild_2018.pdf. Download am 21.05.2019.
- DEUTSCHER JAGDVERBAND (2019b): *Jahresstrecke Rotwild*. https://www.jagdverband.de/sites/default/files/2019-01_Infografik_Jahresstrecke_Rotwild_2018.pdf. Download am 21.05.2019.
- DOSWALD, N., ZIMMERMANN, F. & BREITENMOSE, U. (2007): *Testing expert groups for a habitat suitability model for the lynx *Lynx lynx* in the Swiss Alps*. *Wildlife Biology*, **13**: 430–446.
- ELLIOT, N. B., CUSHMAN, S. A., MACDONALD, D. W. & LOVERIDGE, A. J. (2014): *The devil is in the dispersers: predictions of landscape connectivity change with demography*. *Journal of Applied Ecology*, **51**: 1169–1178.
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2019): *Copernicus Land Service - Pan European Component: CORINE Land Cover*. <https://land.copernicus.eu/user-corner/publications/clc-flyer/view>. Download am 15.08.2018.
- FROBEL, K., KLEIN, D. & WESSEL, M. (2018): *Handbuch Biotopverbund Deutschland*. Bund für Naturschutz Deutschland.
- GASTÓN, A., BLÁZQUEZ-CABRERA, S., GARROTE, G., MATEO-SÁNCHEZ, M. C., BEIER, P., SIMÓN, M. A. & SAURA, S. (2016): *Response to agriculture by a woodland species depends on cover type and behavioural state: insights from resident and dispersing Iberian lynx*. *Journal of Applied Ecology*, **53**: 814–824.
- GEOFABRIK (2019): *OpenStreetMap Data in Layered GIS Format*. <http://download.geofabrik.de/europe/germany.html>. Download am 10.01.2019.
- GEORGII, B. (1979): *Radiotelemetrie in der Wildbiologie. Radiotelemetry in game biology. Radiotélémetrie et biologie du gibier*. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, **25**: 193–200.
- GREAVES, R. K., SANDERSON, R. A. & RUSHTON, S. P. (2006): *Predicting species occurrence using information-theoretic approaches and significance testing: an example of dormouse distribution in Cumbria, UK*. *Biological Conservation*, **130**: 239–250.
- GUISAN, A. & THUILLER, W. (2005): *Predicting species distribution: offering more than simple habitat models*. *Ecology Letters*, **8**: 993–1009.
- GUISAN, A. & ZIMMERMANN, N. E. (2000): *Predictive habitat distribution models in ecology*. *Ecological Modelling*, **135**: 147–186.
- HALLER, H. (1992): *Zur Ökologie des Luchses *Lynx lynx* im Verlauf seiner Wiederansiedlung in den Walliser Alpen*. P. Parey.
- HERFINDAL, I., LINNELL, J. D., ODDEN, J., NILSEN, E. B. & ANDERSEN, R. (2005): *Prey density, environmental productivity and home-range size in the Eurasian lynx (*Lynx lynx*)*. *Journal of Zoology*, **265**: 63–71.

- HERRMANN, M., ENSSLE, J., SÜSSER, M. ET AL. (2007): *Der NABU-Bundeswildwegeplan*.
- HEURICH, M. & SINNER, K. F. (2012): *Der Luchs - die Rückkehr der Pinselohren ; Nationalpark Bayerischer Wald*. Buch- und Kunstverl. Oberpfalz.
- HEURICH, V. M. (2018): *Naturschutzökologische Grundlagen der Luchspopulation im Böhmerwald - Ökosystem, Räuber-Beute-Beziehung, Schutz und Management*. Naturschutz und Landschaftsplanung, **50**: 101–109.
- HOF, C. (2017): *Landschaftsplanung auf Landesebene in Thüringen. landesweites Biotopverbundkonzept*. https://www.fh-erfurt.de/lgf/fileadmin/LA/Aktuelles/Tagung_K/Laenderdialoge/lapro/Thueringen_Hof.pdf. Aufgerufen am 07.06.2019.
- HOSMER JR, D. W., LEMESHOW, S. & STURDIVANT, R. X. (2013): *Applied logistic regression*, Bd. 398. John Wiley & Sons.
- JACKSON, V. L., LAACK, L. L. & ZIMMERMAN, E. G. (2005): *Landscape metrics associated with habitat use by ocelots in south Texas*. The Journal of Wildlife Management, **69**: 733–738.
- JEDRZEJEWSKI, W., JEDRZEJEWSKA, B., OKARMA, H., SCHMIDT, K., BUNEVICH, A. N. & MILKOWSKI, L. (1996): *Population dynamics (1869–1994), demography, and home ranges of the lynx in Bialowieza Primeval Forest (Poland and Belarus)*. Ecography, **19**: 122–138.
- JKEDRZEJEWSKI, W., SCHMIDT, K., OKARMA, H. & KOWALCZYK, R. (2002): *Movement pattern and home range use by the Eurasian lynx in Bialowieza Primeval Forest (Poland)*. *Annales Zoologici Fennici*, Bd. 39, 29–41.
- KACZENSKY, P. (1998): *Schadensaufkommen und Kompensationssysteme für Luchsschäden in Europa. Der Luchs in Mitteleuropa-Gemeinsames Symposium von Jägern und Naturschützern. Reddemann J.(Herausg.). Schriftenreihe des Landesjagdverbandes Bayern eV*, Bd. 5, 41–45.
- KACZENSKY, P. (1999): *Large carnivore depredation on livestock in Europe*. *Ursus*, **11**: 59–71.
- KACZENSKY, P., CHAPRON, G., VON ARX, M., HUBER, D., ANDREN, H. & LINNELL, J. (2012): *Status, management and distribution of large carnivores—bear, lynx, wolf & wolverine—in Europe. Part1*. Istituto di Ecologia Applicata, and IUCN/SSC Large Carnivore Initiative for Europe.
- KACZENSKY, P., KLUTH, G., KNAUER, F., RAUER, G., REINHARDT, I. & WOTSCHKOWSKY, U. (2009): *Monitoring von Großraubtieren in Deutschland*. BfN Skripten, **251**.
- KIMITEI, K. K., KIMANZI, J. & ANDANJE, S. A. (2015): *Habitat suitability modelling for *Hirola (Beatragus hunteri)* in Tsavo East National Park, Kenya*. African Journal of Ecology, **53**: 550–559.

- KLAR, N., FERNÁNDEZ, N., KRAMER-SCHADT, S., HERRMANN, M., TRINZEN, M., BÜTTNER, I. & NIEMITZ, C. (2008): *Habitat selection models for European wildcat conservation*. *Biological Conservation*, **141**: 308–319.
- KNICK, S. T. & DYER, D. L. (1997): *Distribution of black-tailed jackrabbit habitat determined by GIS in southwestern Idaho*. *The Journal of Wildlife Management*, **61**: 75–85.
- KOORDINIERTE, K. (2004): *Status and conservation of the Eurasian lynx (Lynx lynx) in Europe in 2001*. *KORA*, **19**: 1–319.
- KOUBEK, P. & CERVENY, J. (1996): *Lynx in the Czech and Slovak republics*. Institute of Landscape Ecology of the Academy of Sciences of the Czech Republic.
- KREBÜHL, J. (2018): *EU Life Luchs, Wiederansiedlung im Pfälzer Wald*. https://snu.rlp.de/fileadmin/3_Projekte/3_Luchs/PDF/SNU_LIFE_Luchs_PW_web.pdf. Aufgerufen am 05.04.2018.
- KROFEL, M., JERINA, K., KLJUN, F., KOS, I., POTOČNIK, H., RAŽEN, N., ZOR, P. & ŽAGAR, A. (2014): *Comparing patterns of human harvest and predation by Eurasian lynx Lynx lynx on European roe deer Capreolus capreolus in a temperate forest*. *European Journal of Wildlife Research*, **60**: 11–21.
- LANG, S. & BLASCHKE, T. (2007): *Landschaftsanalyse mit GIS*. Ulmer Stuttgart.
- LEYER, I. & WESCHE, K. (2007): *Multivariate Statistik in der Ökologie: Eine Einführung*. Springer-Verlag.
- LINNELL, J., SALVATORI, V. & BOITANI, L. (2008): *Guidelines for population level management plans for large carnivores in Europe*. A Large Carnivore Initiative for Europe report prepared for the European Commission(contract 070501/2005/424162/MAR/B2), **83**.
- LINNELL, J. D., ANDERSEN, R., KVAM, T., ANDREN, H., LIBERG, O., ODDEN, J. & MOA, P. (2001): *Home range size and choice of management strategy for lynx in Scandinavia*. *Environmental Management*, **27**: 869–879.
- LINNELL, J. D., BREITENMOSER, U., BREITENMOSER-WÜRSTEN, C., ODDEN, J. & VON ARX, M. (2009): *Recovery of Eurasian lynx in Europe: what part has reintroduction played*. In: *Reintroduction of top-order predators*, 72–91. Wiley-Blackwell.
- LOBO, J. M., JIMÉNEZ-VALVERDE, A. & HORTAL, J. (2010): *The uncertain nature of absences and their importance in species distribution modelling*. *Ecography*, **33**: 103–114.
- LUCHS INITIATIVE (2018): <https://www.luchs-bw.de/de/aktuelles/>. Aufgerufen am 08.04.2018.
- LUCHS INITIATIVE BADEN-WÜRTTEMBERG (2019): *Der Luchs in Baden-Württemberg*. <https://www.luchs-bw.de/eip/pages/der-luchs-in-baden-wuerttemberg.php>. Aufgerufen am 23.05.2019.

- MAGG, N., MÜLLER, J., HEIBL, C., HACKLÄNDER, K., WÖLFL, S., WÖLFL, M., BUFKA, L., ČERVENÝ, J. & HEURICH, M. (2016): *Habitat availability is not limiting the distribution of the Bohemian–Bavarian lynx *Lynx lynx* population*. *Oryx*, **50**: 742–752.
- MATJUSCHKIN, E. & GREMPE, G. (1978): *Der Luchs: lynx lynx*. Lutherstadt.
- MCGARIGAL, K. (2014): *FRAGSTATS help*. Documentation for FRAGSTATS, **4**.
- MC SHEA, W. J., UNDERWOOD, H. B. & RAPPOLE, J. H. (1997): *Science of overabundance*. Smithsonian Institution Press.
- MIDDELHOFF, L., T & ANDERS, O. (2015): *Abundanz und Dichte des Luchses im westlichen Harz. Fotofallenmonitoring 2014/2015, Projektbericht*. Nationalpark Harz.
- MIDDELHOFF, L., T & ANDERS, O. (2016): *Abundanz und Dichte des Luchses im westlichen Harz. Fotofallenmonitoring 2015/2016, Projektbericht*. Nationalpark Harz.
- MIDDELHOFF, L., T & ANDERS, O. (2017): *Abundanz und Dichte des Luchses im mittleren Harz. Fotofallenmonitoring 2016/2017, Projektbericht*. Nationalpark Harz.
- MIDDELHOFF, L., T & ANDERS, O. (2018): *Abundanz und Dichte des Luchses im östlichen Harz. Fotofallenmonitoring 2017, Projektbericht*. Nationalpark Harz.
- MINISTERIUM FÜR UMWELT, ENERGIE UND NATURSCHUTZ (2018): *Richtlinie für die Gewährung von Zuwendungen und Billigkeitsleitungen zur Vermeidung oder Minderung wirtschaftlicher Belastung durch Wolf/Luchs (Richtlinie Wolf/Luchs)*. Thüringer Stadtanzeiger.
- MLADENOFF, D. J., SICKLEY, T. A. & WYDEVEN, A. P. (1999): *Predicting gray wolf landscape recolonization: logistic regression models vs. new field data*. *Ecological Applications*, **9**: 37–44.
- MOLINARI-JOBIN, A. (2015): *History of the SCALP*. https://www.kora.ch/fileadmin/file_sharing/4_Projekte/SCALP_News/SCALP-News-1.pdf. Aufgerufen am 15.08.2018.
- MORELLET, N., BONENFANT, C., BÖRGER, L., OSSI, F., CAGNACCI, F., HEURICH, M., KJELLANDER, P., LINNELL, J. D., NICOLOSO, S., SUSTR, P. ET AL. (2013): *Seasonality, weather and climate affect home range size in roe deer across a wide latitudinal gradient within Europe*. *Journal of Animal Ecology*, **82**: 1326–1339.
- NABU THÜRINGEN (2019): *Der Luchs und der Thüringer Wald*. <https://thueringen.nabu.de/news/2018/24086.html>. Aufgerufen am 26.05.2019.
- NEUMANN, B. (2019): *Es gibt keine sesshaften Luchse mehr in Nordhessen*. <https://www.hna.de/lokales/kreis-kassel/kreis-kassel-ort306256/luchse-nordhessen-tiere-sesshaft-12286978.html>. Aufgerufen am 23.05.2019.
- NILSEN, E. B., LINNELL, J. D., ODDEN, J., SAMELIUS, G. & ANDRÉN, H. (2012): *Patterns of variation in reproductive parameters in Eurasian lynx (*Lynx lynx*)*. *Acta Theriologica*, **57**: 217–223.

- ODDEN, J., LINNELL, J. D. & ANDERSEN, R. (2006): *Diet of Eurasian lynx, Lynx lynx, in the boreal forest of southeastern Norway: the relative importance of livestock and hares at low roe deer density*. European Journal of Wildlife Research, **52**: 237–244.
- OGLE, D. H., WHEELER, P. & DINNO, A. (2018): *FSA: Fisheries Stock Analysis*. URL <https://github.com/droglenc/FSA>, r package version 0.8.22.
- OKARMA, H., JEDRZEJEWSKI, W., SCHMIDT, K., KOWALCZYK, R. & JEDRZEJEWSKA, B. (1997): *Predation of Eurasian lynx on roe deer and red deer in Bialowieza Primal Forest, Poland*. Acta Theriologica, **42**: 203–224.
- OKARMA, H., ŚNIEŻKO, S. & ŚMIETANA, W. (2007): *Home ranges of Eurasian lynx Lynx lynx in the Polish Carpathian Mountains*. Wildlife Biology, **13**: 481–487.
- PEARCE, J. & FERRIER, S. (2000): *Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression*. Ecological Modelling, **133**: 225–245.
- PODOLSKI, I., BELOTTI, E., BUFKA, L., REULEN, H. & HEURICH, M. (2013): *Seasonal and daily activity patterns of free-living Eurasian lynx Lynx lynx in relation to availability of kills*. Wildlife Biology, **19**: 69–77.
- R CORE TEAM (2016a): *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- R CORE TEAM (2016b): *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- REINEKING, B. & SCHRÖDER-ESSELBACH, B. (2004): *Gütemaße für Habitatmodelle. In: Habitatmodelle: Methodik, Anwendung, Nutzen; [Tagungsband zum Workshop vom 8.-10. Oktober 2003 am UFZ Leipzig], 27–37*. UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle.
- RYSER, A., VON WATTENWYL, K., RYSER-DEGIORGIS, M., WILLISCH, C. & ZIMMERMANN, F. (2004): *Luchsumsiedlung Nordostschweiz 2001-2003, Schlussbericht Modul Luchs des Projektes LUNO.KORA Bericht. 22*. Muri bei Bern.
- SCHADT, S. & KACZENSKY, P. (2000): *Ein Habitat-und Ausbreitungsmodell für den Luchs*. Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege.
- SCHADT, S., REVILLA, E., WIEGAND, T., KNAUER, F., KACZENSKY, P., BREITENMOSER, U., BUFKA, L., ČERVENÝ, J., KOUBEK, P., HUBER, T. ET AL. (2002): *Assessing the suitability of central European landscapes for the reintroduction of Eurasian lynx*. Journal of Applied Ecology, **39**: 189–203.
- SCHADT, S. A. (2002): *Scenarios assessing the viability of a lynx population in Germany*. Dissertation, TU München.

- SCHLUMPRECHT, H., LAUBE, J., ZOLLNER, T. & RAUHUT, S. (2010a): *Karte: Vordringliche Maßnahmen zur Beseitigung von Zerschneidungswirkungen von Verkehrswegen und Bauwerken im Biotopverbund in Thüringen*. https://www.thueringen.de/imperia/md/content/tlug/abt3/biotopverbund/biotopverbund_th_ringen_k1_200dpi.png. Aufgerufen am 07.06.2019.
- SCHLUMPRECHT, H., LAUBE, J., ZOLLNER, T. & RAUHUT, S. (2010b): *Vordringliche Maßnahmen zur Beseitigung von Zerschneidungswirkungen von Verkehrswegen und Bauwerken im Biotopverbund in Thüringen*. Im Auftrag von: TLUG.
- SCHMIDT, K. (1998): *Maternal behaviour and juvenile dispersal in the Eurasian lynx*. *Acta Theriologica*, **43**: 391–408.
- SCHMIDT, K. (1999): *Variation in daily activity of the free-living Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in Białowieża Primeval Forest, Poland*. *Journal of Zoology*, **249**: 417–425.
- SCHMIDT, K., JEDRZEJEWSKI, W. & OKARMA, H. (1997): *Spatial organization and social relations in the Eurasian lynx population in Białowieża Primeval Forest, Poland*. *Acta Theriologica*, **42**: 289–312.
- SCHOLZ, F., KLEIN, D., BOHN, C., SCHNEIDER, S., KRUG, A., BEHRMANN, J., WEY, T., WIELAND, A. & LEUTHOLD, F. (2016): *Wildtierkorridore und Waldaufwertung. Ergebnisse und Erfahrungen des Projekts Wildkatzensprung*. Bund für Naturschutz Deutschland.
- SCHOLZ, F., MÖLICH, T., DIETRICH, C., KLEIN, D., VOGEL, B. & HÖRSTERNMANN, M. (2015): *Das Rettungsnetz Wildkatze: Waldverbund in Deutschland und Niedersachsen. Biologische Vielfalt durch Korridore*. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, **8/9**: 263–267.
- SCHRÖDER, B. (2004): *Überblick zum Block " Statistische Habitatmodelle-Status quo & aktuelle Entwicklungen"*. In: *Habitatmodelle: Methodik, Anwendung, Nutzen; [Tagungsband zum Workshop vom 8.-10. Oktober 2003 am UFZ Leipzig]*, 3–4. UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle.
- STATISTISCHES BUNDESAMT (2018a): *Bundesländer im Vergleich*. <https://de.statista.com/statistik/studie/id/11844/dokument/vergleich-der-bundeslaender-statista-dossier/>. Aufgerufen am 22.09.2018.
- STATISTISCHES BUNDESAMT (2018b): *Europäische Union: Bevölkerungsdichte in den Mitgliedsstaaten im Jahr 2016 (in Einwohner pro Quadratkilometer)*. <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/74693/umfrage/bevoelkerungsdichte-in-den-laendern-der-eu/>. Aufgerufen am 22.09.2018.
- STATISTISCHES BUNDESAMT (2019): *Verkehrsmittelbestand und Infrastruktur*. <https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/Wirtschaftsbereiche/TransportVerkehr/UnternehmenInfrastrukturFahrzeugbestand/Tabellen/Verkehrsinfrastruktur.html;jsessionid=2D294C3E66B9A9062415756002543396>. InternetLive1. Download am 19.03.2019.

- SUNDE, P., KVAM, T., MOA, P., NEGARD, A. & OVERSKAUG, K. (2000): *Space use by Eurasian lynxes *Lynx lynx* in central Norway*. *Acta Theriologica*, **45**: 507–524.
- SUNDE, P., STENER, S. Ø. & KVAM, T. (1998): *Tolerance to humans of resting lynxes *Lynx lynx* in a hunted population*. *Wildlife Biology*, **4**: 177–184.
- SUNQUIST, M. & SUNQUIST, F. (2009): *Family Felidae (cats)*. *Handbook of the mammals of the world*, **1**: 54–169.
- THÜRINGER LANDESAMT FÜR STATISTIK (2019): *Straßen des überörtlichen Verkehrs in Thüringen*. <https://statistik.thueringen.de/datenbank/Portrait-Zeitreihe.asp?tabelle=zr001002%7C%7CStra%DFen+des+%FCber%F6rtlichen+Verkehrs>. Download am 19.03.2019.
- VANDEL, J.-M., STAHL, P., HERRENSCHMIDT, V. & MARBOUTIN, E. (2006): *Reintroduction of the lynx into the Vosges mountain massif: from animal survival and movements to population development*. *Biological Conservation*, **131**: 370–385.
- VANDERWAL, J., FALCONI, L., JANUCHOWSKI, S., SHOO, L. & STORLIE, C. (2014): *SDMTools: Species Distribution Modelling Tools: Tools for processing data associated with species distribution modelling exercises*. URL <https://CRAN.R-project.org/package=SDMTools>, r package version 1.1-221.
- VON BURKHARD VOGEL, T. M. & KLAR, N. (2009): *Der Wildkatzenwegeplan*. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, **41**: 11.
- VON WERDER, U. & KOCH, B. (1999): *Landschaftsbeschreibung mit Hilfe von Fernerkundungsdaten am Beispiel des Biosphärenreservates Pfälzerwald*. Erfassung und Bewertung der Landnutzungsstruktur. *IÖR-Schriften*, **29**: 41–50.
- WALZ, U. (1999): *Erfassung und Bewertung der Landnutzungsstruktur*. *IÖR Schriften*, **29**: 1–8.
- WERDELIN, L., YAMAGUCHI, N., JOHNSON, W. E. & O'BRIEN, S. J. (2010): *Phylogeny and evolution of cats (Felidae)*. In: *Biology and Conservation of wild felids*, 59–82. Oxford University Press Oxford.
- WISZ, M. S. & GUISAN, A. (2009): *Do pseudo-absence selection strategies influence species distribution models and their predictions? An information-theoretic approach based on simulated data*. *BMC Ecology*, **9**: 8.
- WÖLFL, M., BUFKA, L., ČERVENÝ, J., KOUBEK, P., HEURICH, M., HABEL, H., HUBER, T. & POOST, W. (2001): *Distribution and status of lynx in the border region between Czech Republic, Germany and Austria*. *Acta Theriologica*, **46**: 181–194.
- WÖLFL, S. (2018): *Radiotelemetrisch überwachte Luchse im Bayerisch-Böhmischen Grenzgebiet*. http://www.luchsprojekt.de/12_freilandforschung/telemetrierte_luchse.html. Aufgerufen am 29.03.2018.
- WÖLFL, S. & SCHWAIGER, M. (2010): *Luchs-Monitoring mittels Fotofallen Fotofalleneinsatz im Bayerischen Wald. Wintereinsatz 2010*. Bayerisches Landesamt für Umwelt.

- WÖLFL, S. & SCHWAIGER, M. (2012): *Luchs-Monitoring mittels Fotofallen. Systematischer Fotofalleneinsatz im Bayerischen Wald von September bis Dezember 2012*. Bayerisches Landesamt für Umwelt.
- WÖLFL, S. & SCHWAIGER, M. (2016): *Luchs-Monitoring mittels Fotofallen. Extensiver Fotofalleneinsatz in Ostbayern im Monitoringjahr 2015/2016*. Bayerisches Landesamt für Umwelt.
- WÖLFL, S. & SCHWAIGER, M. (2017): *Luchs-Monitoring mittels Fotofallen Fotofalleneinsatz in Ostbayern im Monitoringjahr 2016/2017*. Bayerisches Landesamt für Umwelt.
- ZANIEWSKI, A. E., LEHMANN, A. & OVERTON, J. M. (2002): *Predicting species spatial distributions using presence-only data: a case study of native New Zealand ferns*. Ecological Modelling, **157**: 261–280.
- ZEILHOFER, P., CEZAR, A., TORRES, N. M., DE ALMEIDA JACOMO, A. T. & SILVEIRA, L. (2014): *Jaguar Panthera onca Habitat Modeling in Landscapes Facing High Land-use Transformation Pressure—Findings from Mato Grosso, Brazil*. Biotropica, **46**: 98–105.
- ZIMMERMANN, F. & BREITENMOSER, U. (2002): *A distribution model for the Eurasian lynx (Lynx lynx) in the Jura Mountains, Switzerland*. In: *Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale*, 653–659. Island Press Covelo, California.
- ZIMMERMANN, F., BREITENMOSER-WÜRSTEN, C. & BREITENMOSER, U. (2005): *Natal dispersal of Eurasian lynx (Lynx lynx) in Switzerland*. Journal of Zoology, **267**: 381–395.
- ZIMMERMANN, F., MOLINARI-JOBIN, A., MOLINARI, P., SIEGENTHALER, A. & BREITENMOSER, U. (2006): *Bericht zum Luchs-Monitoring mittels Fotofallen in den Nordwestalpen und der Zentralschweiz West im Winter 2005/06*. KORA-Berichte.
- ZLATANOVA, D. P., RACHEVA, V. V. & GAVRILOV, G. V. (2008): *Application of GIS Model for Assessment of the Habitat Quality and Prediction of the Potential Distribution of Carnivorous Species in Local Scale-Lynx (Lynx lynx L.) in the Strandzha Mountain as an Example*. Acta Zoologica Bulgarica, 133–140.

Anhang

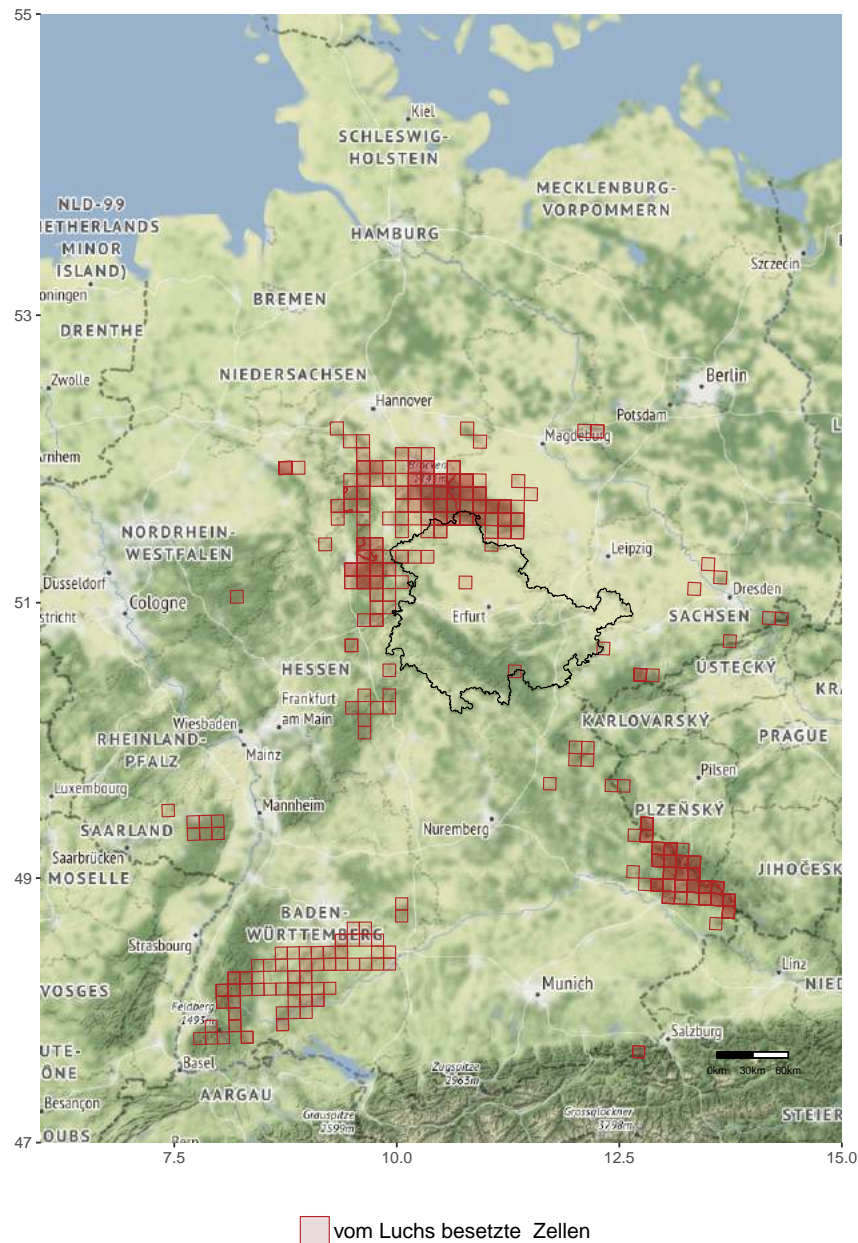


Abbildung A1: Vorkommenskarte der Luchse für Deutschland. Zusammenfassung aller Rasterzellen, in denen der Luchs zwischen den Jahren 2010/11 bis 2016/17 nachgewiesen werden konnte

LSM	Harz (MW \pm SD)	Bay. Wald (MW \pm SD)	Nordhessen (MW \pm SD)	
tF	26,63 \pm 7,54	35,45 \pm 7,29	36,14 \pm 8,28	***
nWF	6,43 \pm 4,84	11,34 \pm 6,84	9,90 \pm 4,28	**
aWF	57,17 \pm 25,20	59,24 \pm 15,31	49,32 \pm 13,35	
siWF	1,99 \pm 0,59	1,91 \pm 0,50	1,90 \pm 0,23	
aBF	5,99 \pm 3,94	3,09 \pm 1,82	7,74 \pm 5,77	***
aggBF	84,3 \pm 3,85	76,89 \pm 15,6	83,54 \pm 4,24	***
aLL	34,34 \pm 24,68	31,47 \pm 19,92	41,21 \pm 12,27	
aEL	0,36 \pm 0,63	1,11 \pm 2,16	0,56 \pm 0,85	
aNF	1,61 \pm 2,27	4,80 \pm 10,43	1,11 \pm 1,51	
aggNF	67,56 \pm 28,59	65,82 \pm 38,42	65,22 \pm 30,37	
siNF	1,42 \pm 0,63	1,23 \pm 0,76	1,35 \pm 0,61	
AB	1,92 \pm 3,82	0,16 \pm 0,84	5,68 \pm 8,04	***
FS	1,62 \pm 3,14	0,18 \pm 0,92	0,17 \pm 0,59	*
BS	12,77 \pm 9,30	5,68 \pm 7,21	14,28 \pm 9,95	***
LS	22,93 \pm 9,64	17,23 \pm 11,07	31,31 \pm 13,18	**
KS	14,94 \pm 8,93	21,62 \pm 17,19	20,45 \pm 14,59	
Summe der Straßen	54,19 \pm 15,88	44,87 \pm 25,26	71,91 \pm 23,60	**
BG	14,25 \pm 13,97	5,6 \pm 7,89	31,24 \pm 36,44	***

Tabelle A1: Mittelwerte (MW) \pm Standardabweichung (SD) für die LSM pro Referenzgebiet. Die Sterne zeigen die Stärke der Signifikanz für den Kruskal-Wallis-Test an: *** $p \leq 0,001$, ** $p \leq 0,01$ und * $p \leq 0,5$. Abkürzungen der Variablen in Tabelle 2.12.

LSM	Harz – Bay Wald	Harz – Nordhessen	Bay. Wald – Nordhessen
tF	<0,001 ***	<0,001 ***	0,62
nWF	<0,001 ***	0,005 **	0,85
aBF	0,002 **	0,34	<0,001 ***
aggBF	0,001 ***	0,76	0,002 **
AB	0,04 *	0,02 *	<0,001 ***
FS	0,02 *	0,05 *	0,83
BS	0,001 ***	0,64	<0,001 ***
LS	0,09	0,03 *	<0,001 ***
Summe der Straßen	0,23	0,0009**	0,015 *
BG	0,02 *	0,04 *	<0,001 ***

Tabelle A2: Paarweiser Vergleich der LSM für die Referenzgebiete. Übersicht über die p-Wert des Post-hoc-Dunn-Test. Die Sterne zeigen die Stärke der Signifikanz für den Dunn-Test an: (***) $p \leq 0,001$, (**) $p \leq 0,01$ und (*) $p \leq 0,5$. Abkürzungen der Variablen in Tabelle 2.12.

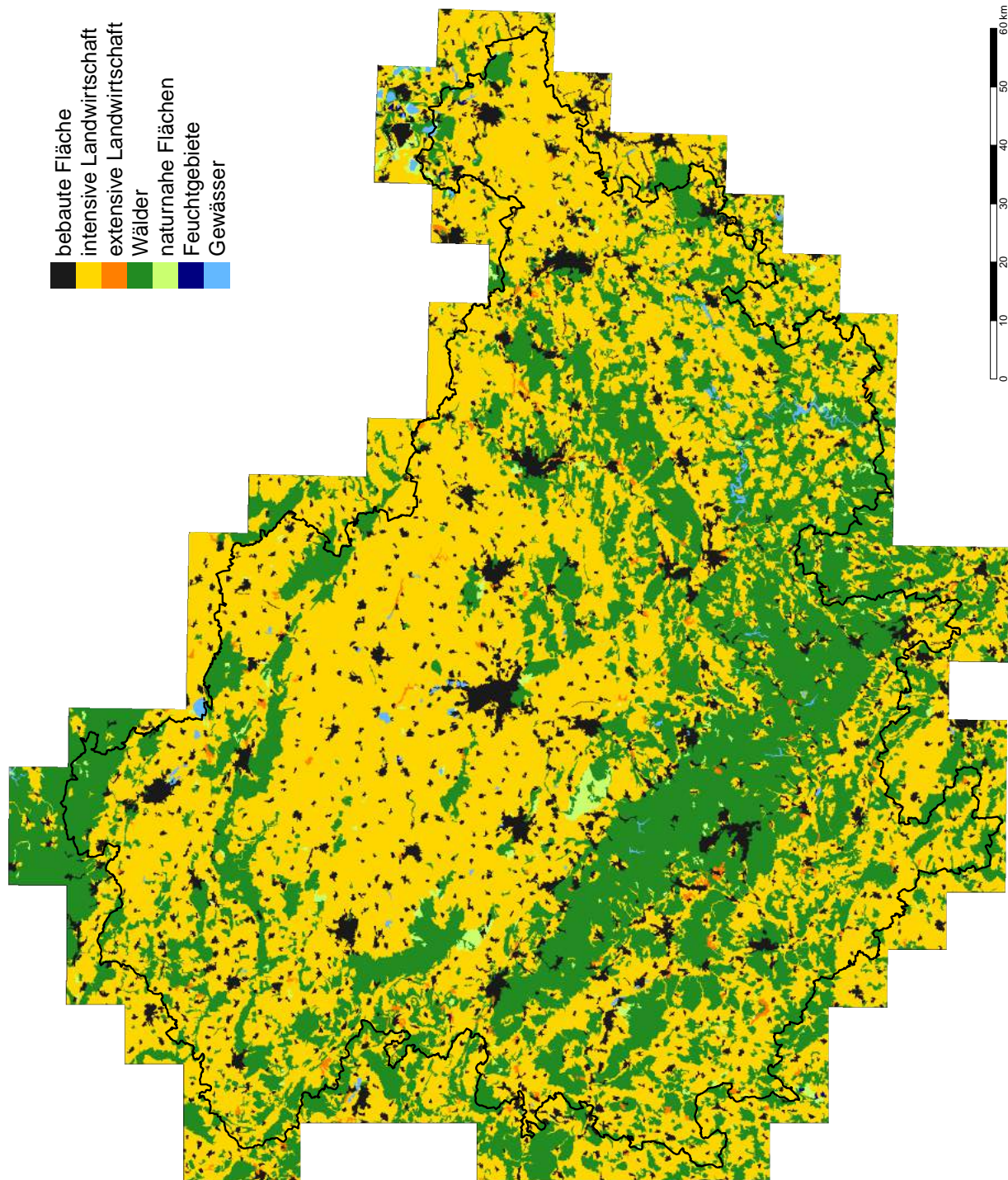


Abbildung A2: Landnutzungsart nach CORINE land cover für Thüringen.

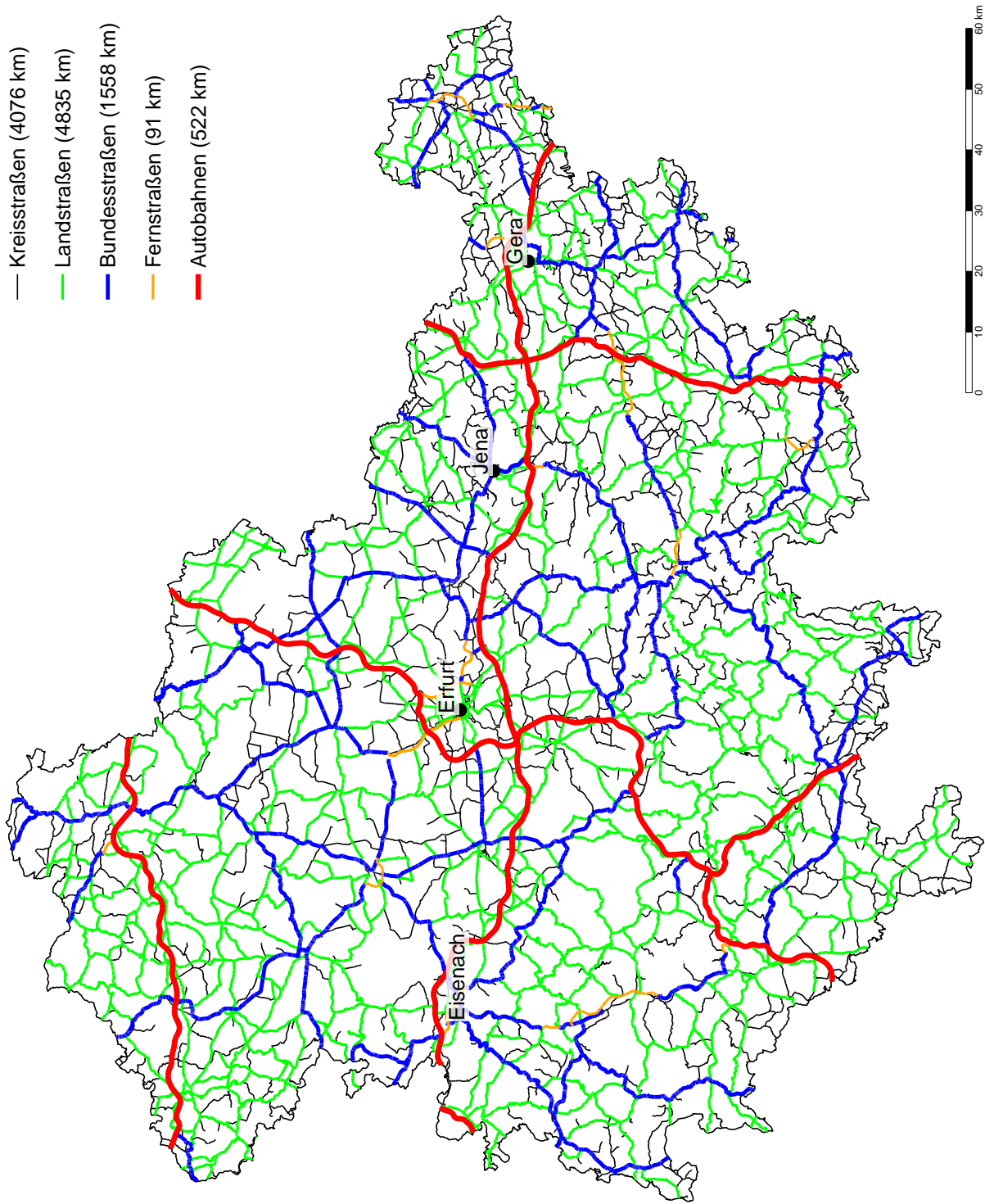


Abbildung A3: Straßennetz des überörtlichen Verkehrs in Thüringen. Die Länge der Straßen wurde aus den Informationen der *Open Street Map* berechnet (GEOFABRIK, 2019).

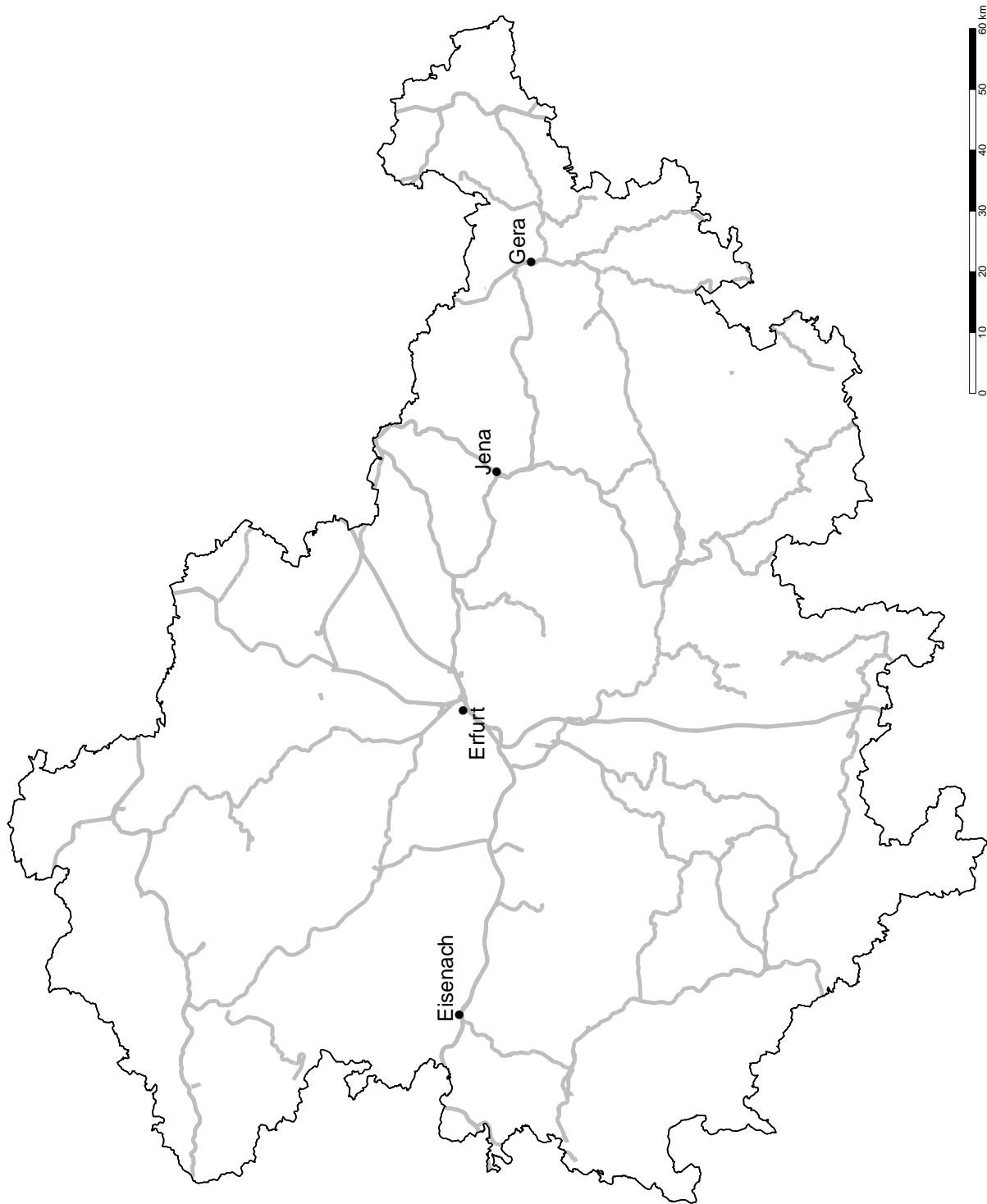
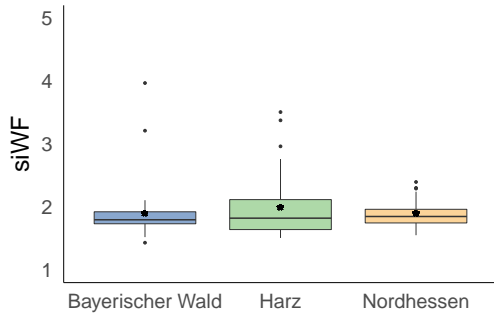
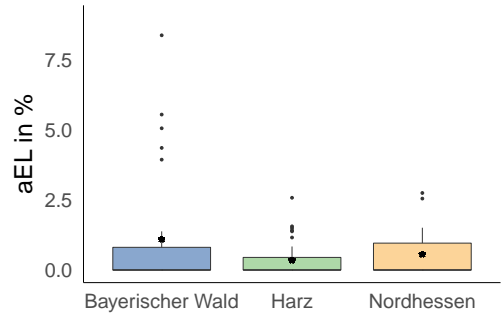


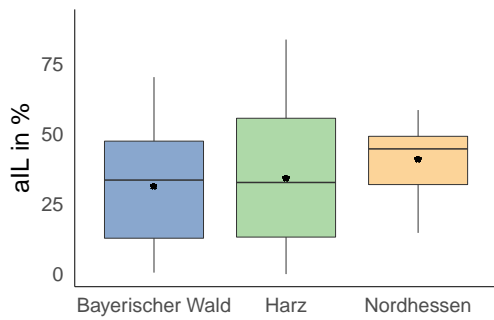
Abbildung A4: Streckennetz des überörtlichen Bahnverkehrs in Thüringen (GEOFABRIK, 2019).



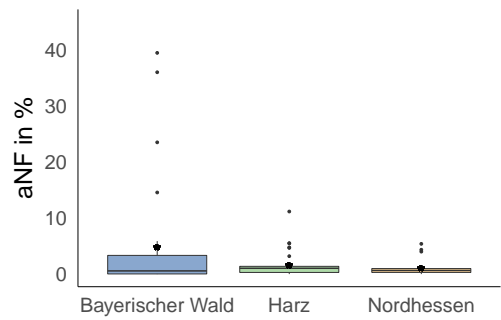
(a) Mittlerer Shapeindex Wald



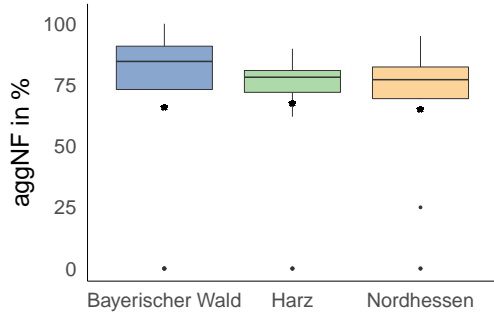
(b) Anteil der extensiven Landwirtschaft



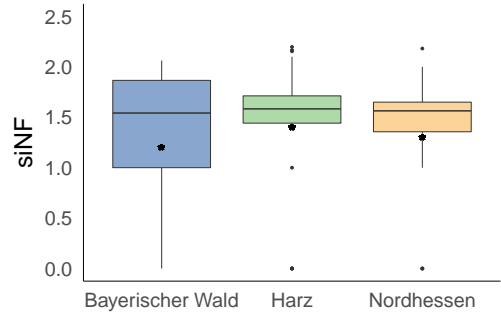
(c) Anteil der intensiven Landwirtschaft



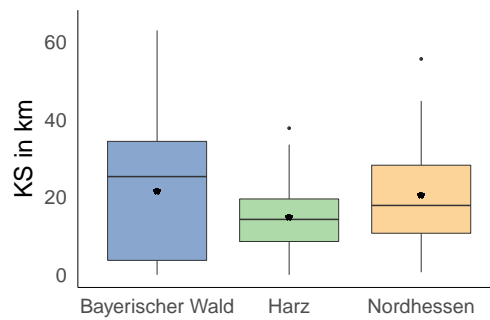
(d) Anteil der naturnahen Flächen



(e) Aggregation der naturnahen Flächen



(f) Mittlerer Shape Index der naturnahen Flächen

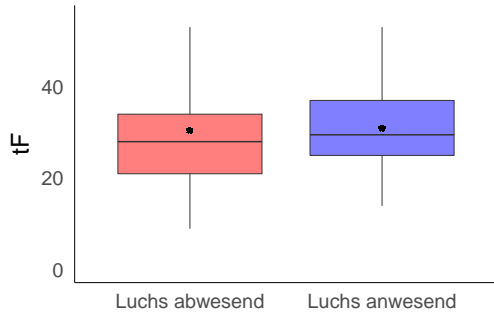


(g) Kreisstraßen

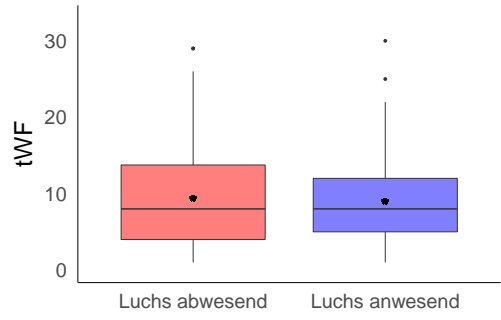
Abbildung A5: LSM bei denen kein Unterschied zwischen den Referenzgebieten besteht. Der Stern (*) markiert den Mittelwert. Die Anzahl der Werte für BW = 29, Harz = 35 und Nordhessen = 21.

LSM	Luchs anwesend (MW \pm SD)	Luchs abwesend (MW \pm SD)	
tF	30,96 \pm 8,46	30,5 \pm 12,89	
nWF	8,97 \pm 5,47	9,34 \pm 6,25	
aWF	50,59 \pm 20,65	25,80 \pm 18,81	***
siWF	1,89 \pm 0,40	1,78 \pm 0,29	*
aBF	5,70 \pm 4,26	7,07 \pm 6,27	*
aggBF	82,19 \pm 8,81	82,69 \pm 4,24	
aLL	40,83 \pm 21,15	64,47 \pm 19,26	***
aEL	0,57 \pm 1,31	0,98 \pm 3,33	
aNF	1,99 \pm 5,46	1,09 \pm 3,42	**
aggNF	64,29 \pm 33,28	53,1 \pm 39,34	
siNF	1,3 \pm 0,71	1,08 \pm 0,82	*
AB	2,14 \pm 4,88	3,38 \pm 5,4	*
FS	0,75 \pm 2,23	0,46 \pm 1,77	
BS	10,7 \pm 9,37	8,79 \pm 7,55	
LS	23,78 \pm 12,12	27,69 \pm 12,07	*
KS	20,76 \pm 13,63	26,96 \pm 18,13	*
Summe der Straßen	58,14 \pm 22,79	67,29 \pm 27,98	*
BG	15,62 \pm 21,47	21,24 \pm 31,17	

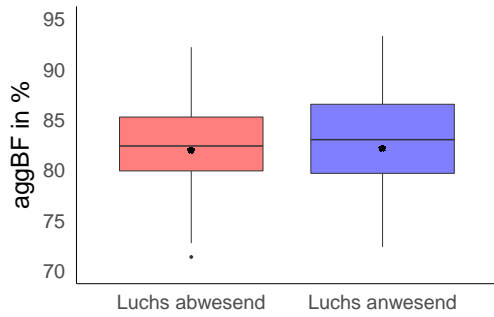
Tabelle A3: Mittelwerte (MW) \pm Standardabweichung (SD) für vom Luchs besetzte und nicht besetzte Zellen. Die Sterne zeigen die Stärke der Signifikanz für den Kruskal-Wallis-Test an: *** $p \leq 0,001$, ** $p \leq 0,01$ und * $p \leq 0,5$. Abkürzungen der Variablen in Tabelle 2.12.



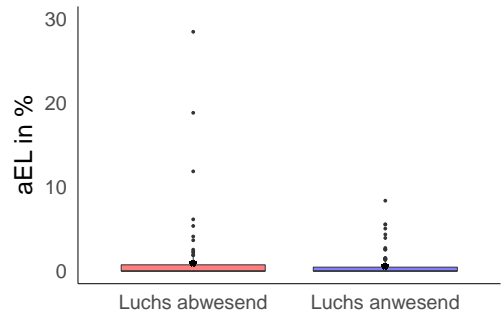
(a) Gesamte Anzahl an Flächen



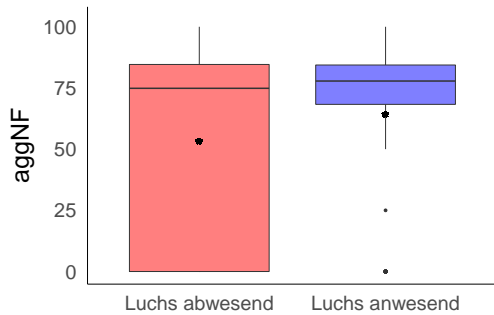
(b) Anzahl der Waldflächen



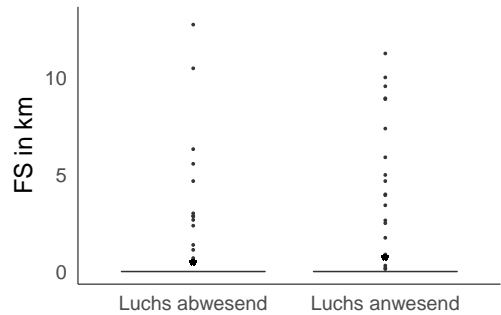
(c) Aggregation der bebauten Fläche



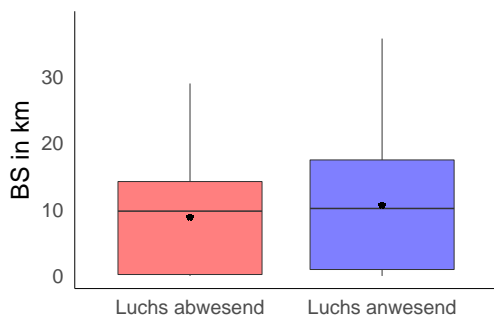
(d) Anteil der extensive Landwirtschaft



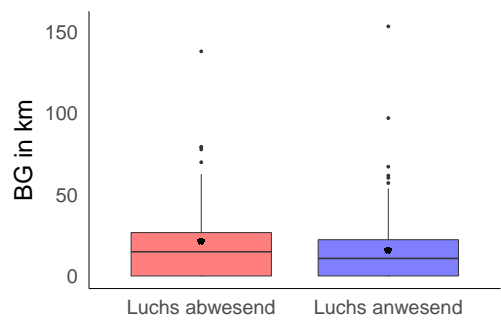
(e) Aggregation der naturnahen Flächen



(f) Fernstraßen



(g) Bundesstraßen



(h) Bahnschienen

Abbildung A6: LSM bei denen kein Unterschied zwischen den vom Luchs besetzten und nicht besetzten Zellen besteht. Der Stern (*) markiert den Mittelwert. Die Anzahl der Werte liegt für beide Kategorien bei $N = 211$.

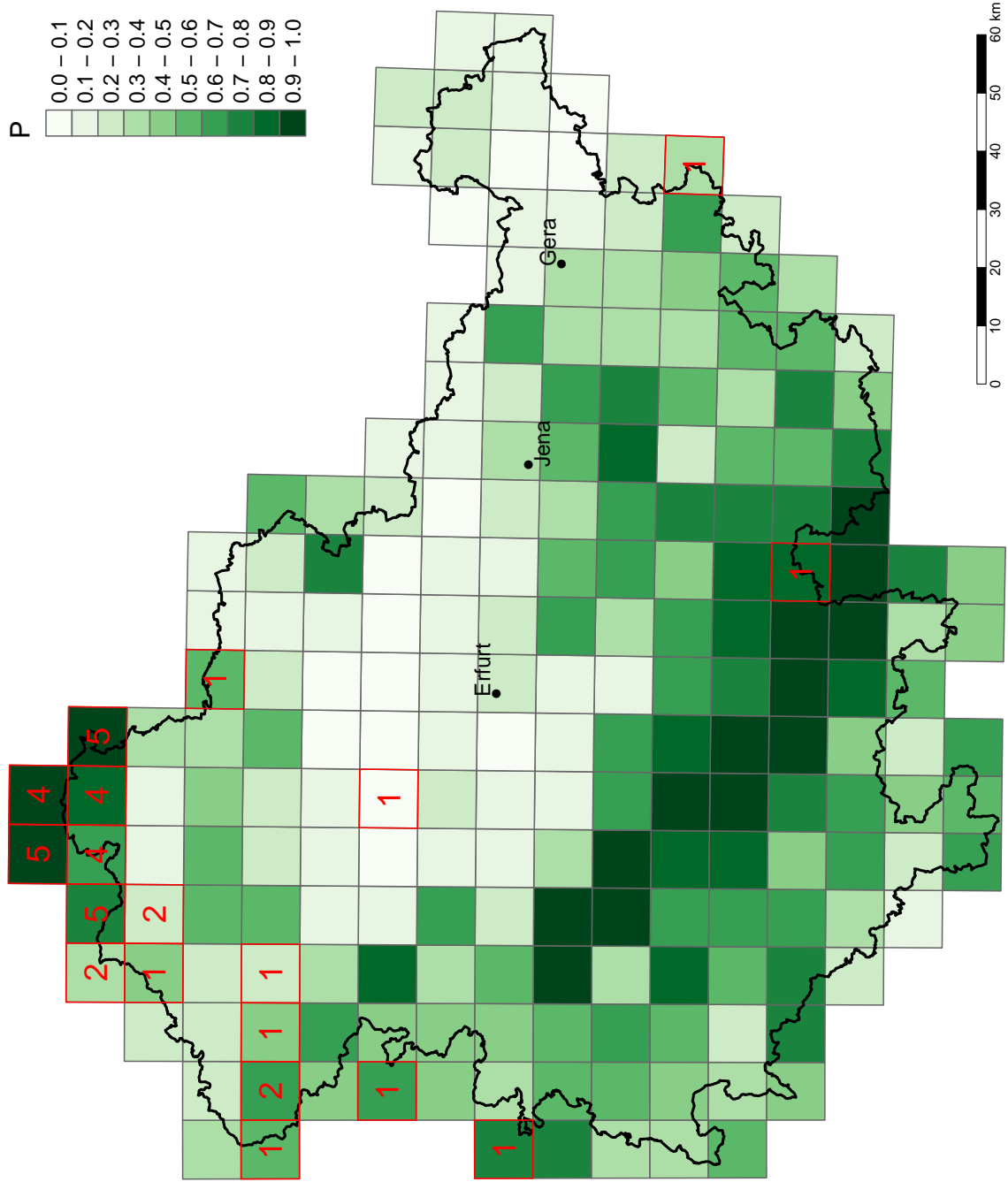


Abbildung A7: Vorkommenswahrscheinlichkeit P des Luchses für Thüringen. In den roten Zellen gab es bereits Luchshinweise im Bereich Thüringens. Die Zahlen stehen für die Dauer in Jahren, die der Luchs nachgewiesen werden konnte.

Luchshinweise in Thüringen

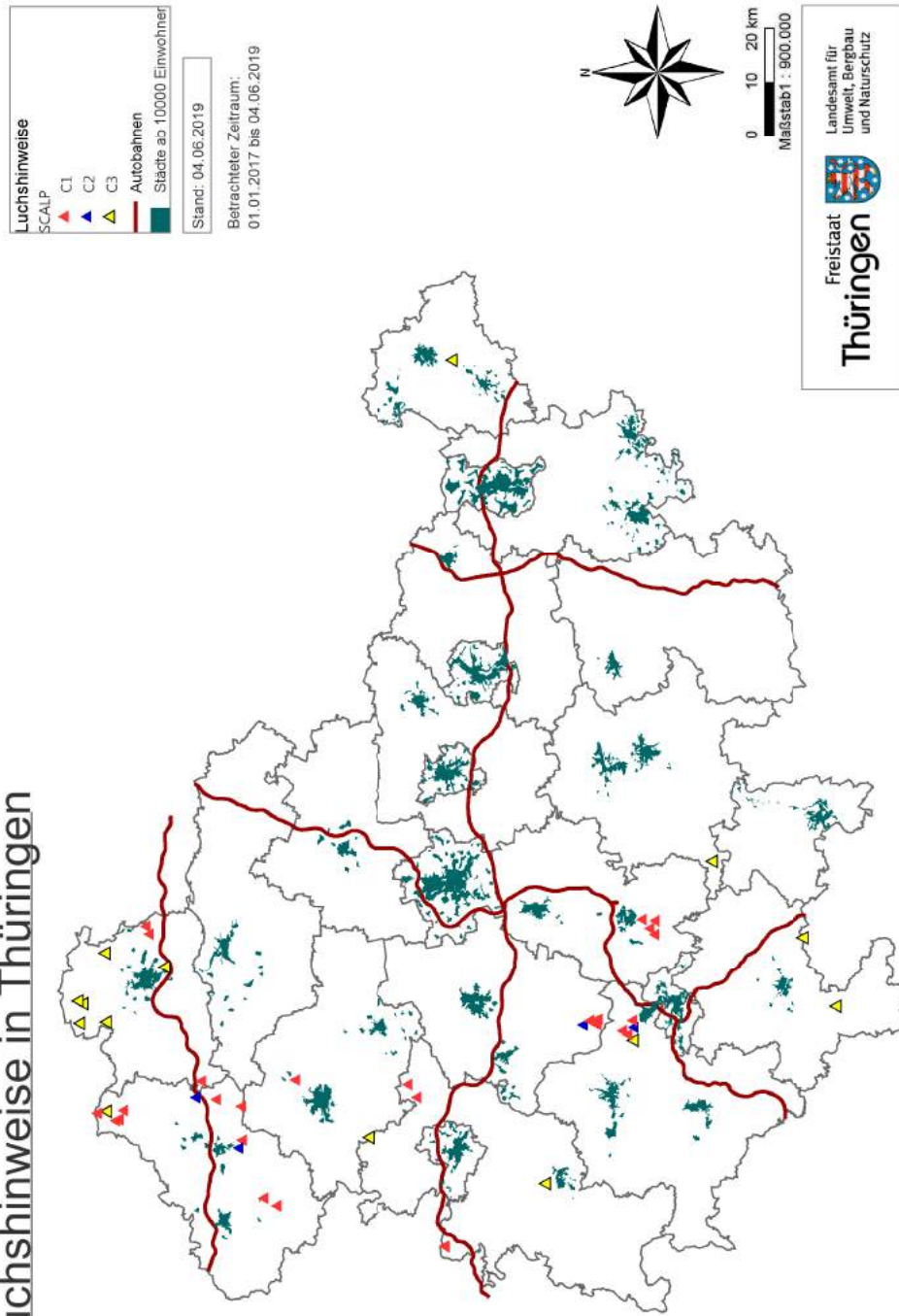
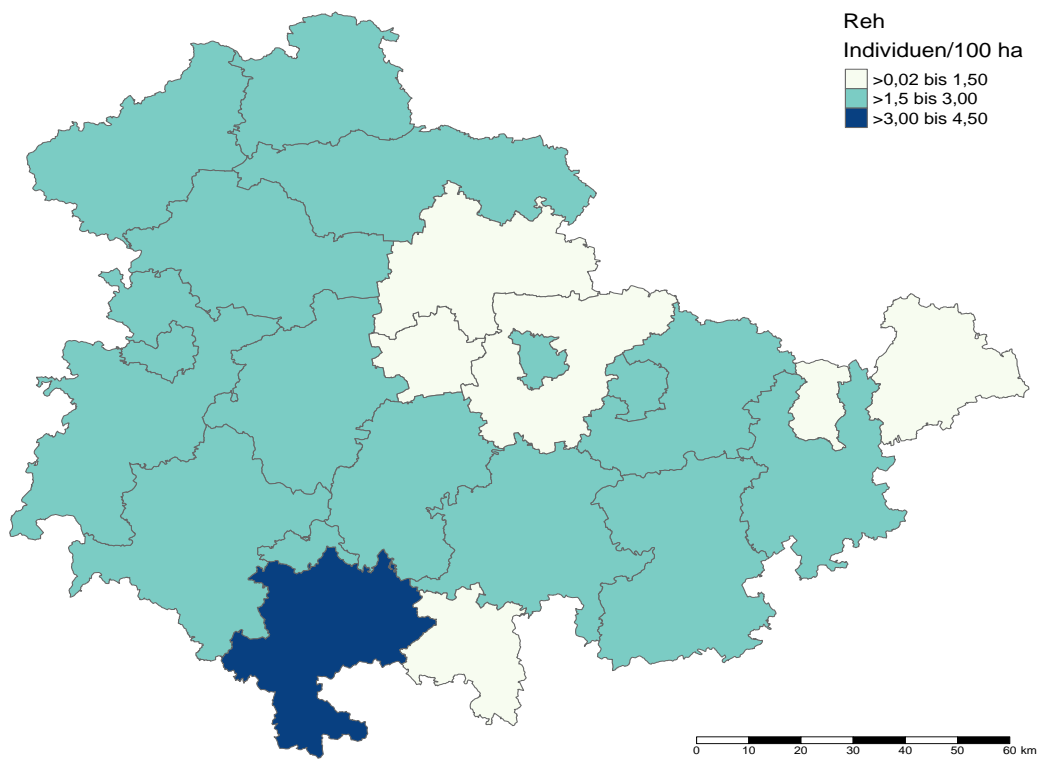
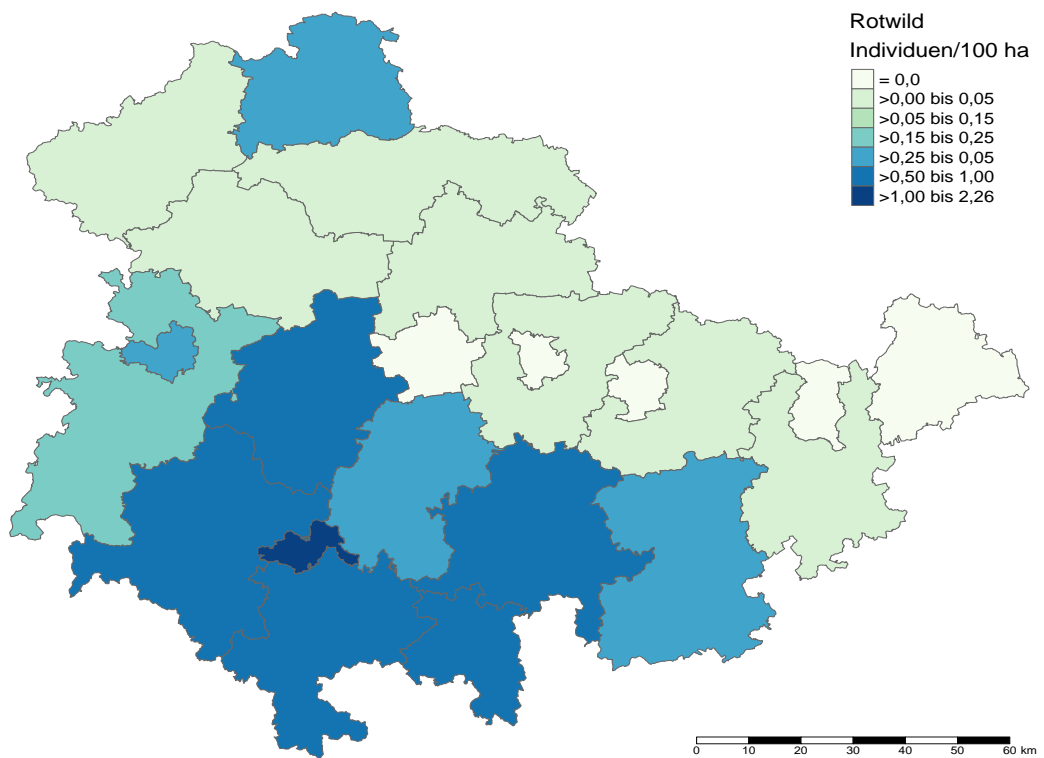


Abbildung A8: Luchshinweise für Thüringen von 2017 bis 2019. Die Ergebnisse werden auf Grundlage der SCALP-Kriterien aufgeführt (Kap. 2.5.1). Die Karte wurde vom Landesamt für Umwelt, Bergbau und Naturschutz erstellt.



(a)



(b)

Abbildung A9: Jagdstrecke von a) Reh und b) Rotwild für die Jahre 2010/11 bis 2013/14 (ARNOLD ET AL., 2015)