

**Natur- und sozialwissenschaftliche
Analysen anthropogen bedingter Mortalitätsfaktoren
und deren Einfluss auf die Überlebenswahrscheinlichkeit
des Luchses (*Lynx lynx*)**

Dissertation zur
Erlangung der Doktorwürde der
Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften
der Albert-Ludwigs-Universität
Freiburg im Breisgau

vorgelegt von
Micha Herdtfelder
Freiburg im Breisgau

2012

Dekan: Prof. Dr. Jürgen Bauhus

Betreuer und Referent: Prof. Dr. Ulrich Schraml

Betreuer: Prof. Dr. Ilse Storch

Korreferent: Prof. Dr. Carsten Dormann

Disputationsdatum: 11. Juni 2012

Die Arbeit wurde finanziert aus Mitteln der Landesjagdabgabe und der Umweltforschung Baden-Württemberg, der Stiftung Naturschutzfonds Baden-Württemberg, der Luchs-Initiative Baden-Württemberg und der Landesbank Baden-Württemberg.

Inhaltsverzeichnis

INHALTSVERZEICHNIS.....	I
ABBILDUNGSVERZEICHNIS	IV
VERWENDETE ABKÜRZUNGEN.....	VI
1 EINLEITUNG.....	1
1.1 DIE RÜCKKEHR DES LUCHSES NACH MITTELEUROPA.....	2
1.2 URSACHEN UND WIRKUNGEN VON VERLUSTEN DURCH VERKEHR UND ILLEGALE TÖTUNG.....	5
1.2.1 Überlebensfähigkeit von Populationen	5
1.2.2 Verkehrsbedingte Mortalität.....	7
1.2.3 Illegale Tötung	7
1.2.4 Zusammenfassung des aktuellen Kenntnisstandes der anthropogen bedingten Mortalität.....	10
1.3 ZIELSETZUNG, FRAGESTELLUNGEN UND GLIEDERUNG DER ARBEIT	12
2 UNTERSUCHUNGSGBIETE.....	14
3 MODELLIERUNG DER HABITATEIGNUNG FÜR LUCHSE	16
3.1 METHODEN	17
3.1.1 Luchsdaten	17
3.1.2 Unabhängige Variablen für die Beurteilung der Habitateignung.....	18
3.1.3 Statistische Analysen.....	21
3.1.4 Modellübertragung auf das gesamte Untersuchungsgebiet und sich daraus ergebende Populationsschätzungen	22
3.1.5 Vergleichbarkeit des Schweizer Jura mit Baden-Württemberg	23
3.2 ERGEBNISSE.....	24
3.2.1 Statistische Analysen.....	24
3.2.2 Modellübertragung auf das gesamte Untersuchungsgebiet und sich daraus ergebende Populationsschätzungen	27
3.2.3 Vergleichbarkeit des Schweizer Jura mit Baden-Württemberg	30
3.3 DISKUSSION.....	31
4 BEWERTUNG DES RISIKOPOTENTIALS VON STRAßEN FÜR LUCHSE.....	36
4.1 METHODEN	37
4.1.1 Luchsdaten	37
4.1.2 Unabhängige Variablen für die Bewertung des Risikopotentials von Straßen .	39
4.1.3 Statistische Analysen.....	40
4.1.4 Modellübertragung auf das gesamte Untersuchungsgebiet	40
4.2 ERGEBNISSE.....	41
4.2.1 Statistische Analysen.....	41
4.2.2 Modellübertragung auf das gesamte Untersuchungsgebiet	43
4.3 DISKUSSION.....	46

5	RÄUMLICH EXPLIZITE MODELLIERUNG DER ÜBERLEBENSFÄHIGKEIT EINER LUCHSPOPULATION UNTER BERÜCKSICHTIGUNG VON STRAßENMORTALITÄT UND ILLEGALEN TÖTUNGEN	49
5.1	METHODEN	51
5.1.1	Modifikation des bestehenden Populationsmodells	51
5.1.2	Modellkalibrierung	53
5.1.3	Sensitivitätsanalyse	55
5.1.4	Modellübertragung auf Baden-Württemberg	55
5.2	ERGEBNISSE	59
5.2.1	Modifikation des bestehenden Populationsmodells	59
5.2.2	Modellkalibrierung	59
5.2.3	Sensitivitätsanalyse	61
5.2.4	Modellübertragung auf Baden-Württemberg	63
5.3	DISKUSSION	67
5.3.1	Modellkalibrierung	67
5.3.2	Sensitivitätsanalyse	68
5.3.3	Modellszenarien zur Beantwortung der Forschungsfragen	68
6	ZUSAMMENFASSUNG NATURWISSENSCHAFTLICHER ANALYSEN	72
7	HINTERGRÜNDE ILLEGALER TÖTUNG – UNTERSUCHUNG ÜBER DEN ILLEGALEN ABSCHUSS VON LUCHSEN DURCH EINZELNE JÄGER	73
7.1	THEORETISCHES FUNDAMENT	74
7.2	METHODEN	76
7.3	DAS OPP-DIEKMANN-MODELL, ANGEWANDT AUF POTENTIELLE ILLEGALE ABSCHÜSSE VON LUCHSEN IN DEUTSCHLAND	77
7.3.1	Grad der normativen Abweichung	78
7.3.1.1	Soziale Stigmatisierung als Einflussvariable auf den Grad der normativen Abweichung	79
7.3.1.2	Perzipierte Kompetenz des Gesetzgebers als Einflussvariable auf den Grad der normativen Abweichung	80
7.3.1.3	Erweiterung des Opp-Diekmann-Modells im Bereich der normativen Abweichung	81
7.3.2	Grad der Informiertheit	83
7.3.2.1	Soziale Stigmatisierung als Einflussvariable auf den Grad der Informiertheit	83
7.3.2.2	Perzipierte Kompetenz des Gesetzgebers als Einflussvariable auf den Grad der Informiertheit	83
7.3.3	Erwartung negativer Sanktionen bei Gesetzesübertretung	84
7.3.3.1	Privatheit der Übertretungssituation	85
7.3.3.2	Anzeigeneigung	85
7.3.3.3	Aufklärungsquote	86
7.3.3.4	Höhe und Art der negativen Sanktionen bei einem Luchsabschuss	86
7.3.4	Erwartung positiver Sanktionen bei Gesetzesbefolgung	88
7.3.5	Erwartung negativer Sanktionen bei Gesetzesbefolgung	90
7.3.5.1	Negative Sanktion oder Nachteile aufgrund der empfundenen Einbußen bei Anwesenheit von Luchsen	90
7.3.5.2	Negative Sanktion oder Nachteile aufgrund von Konflikten mit der Eigengruppe	91

7.3.5.3	Negative Sanktion oder Nachteile aufgrund der abgesprochenen jagdlichen Daseinsberechtigung und einer geringen Wertschätzung der Jagd	91
7.3.6	Erwartung positiver Sanktionen bei Gesetzesübertretung.....	92
7.3.6.1	Stärkung des Zusammenhalts innerhalb der Eigengruppe und Statuszuwachs durch Abschuss	92
7.3.6.2	Persönliche Genugtuung durch einen Abschuss.....	92
7.3.7	Häufigkeit normrelevanter Situationen.....	93
7.3.7.1	Häufigkeit der Jagdausübung und Ehrgeiz des Jägers, den Luchs aufzuspüren	93
7.3.7.2	Luchsdichte	93
7.4	ZUSAMMENSCHAU DER WIRKUNGSMECHANISMEN	94
7.4.1	Ergänzende Variablen	96
7.4.2	Entwicklungsvariablen mit hoher Relevanz für die Reduktion der Bereitschaft zum illegalen Abschuss	98
8	SYNTHESE UND DISKUSSION	99
8.1	THEORETISCHES FUNDAMENT	99
8.2	INTERDISZIPLINARITÄT IN DER WILDÖKOLOGISCHEN FORSCHUNG	100
8.2.1	Disziplinenübergreifende Forschung	100
8.2.2	Interdisziplinarität beim Schutz von Großen Beutegreifern	101
8.3	DIE UNTERSUCHUNGSERGEBNISSE IN DER INTERDISZIPLINÄREN ZUSAMMENSCHAU	102
9	SCHLUSSFOLGERUNGEN FÜR EINE POTENTIELLE AKTIVE WIEDERANSIEDLUNG VON LUCHSEN IN BADEN-WÜRTTEMBERG	106
9.1	ENTSCHEIDUNGSFINDUNG ÜBER DIE WIEDERANSIEDLUNG	107
9.2	AUFTEILUNG DER AUFGABEN UND VERANTWORTLICHKEITEN	108
9.2.1	Anzahl der ausgesetzten Tiere als erfolgsrelevanter Faktor	109
9.2.2	Monitoring	109
9.2.3	Managementmaßnahmen.....	110
10	ZUSAMMENFASSUNG	114
11	SUMMARY	116
12	LITERATURVERZEICHNIS	118
	ANHANG.....	130
	DANKSAGUNG	136

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Die Überlebensfähigkeit der Luchspopulation im Wirkungsgefüge ausgewählter Parametern aus den natur- und sozialwissenschaftlichen Forschungsfeldern.	11
Abbildung 2: Untersuchungsgebiet.....	14
Abbildung 3: Lage der Telemetriepunkte im Schweizer Jura.....	17
Abbildung 4: Verteilung der Zufallspunkte im Schweizer Jura.	18
Abbildung 5: Einfluss (effects) der Variablengruppe ‚Hangneigung‘ (slope) und ‚Exposition‘ (aspect) auf die relative Vorkommenswahrscheinlichkeit $p(x_i=1)$	5
Abbildung 6: Vergleich der Variable ‚slope‘ zwischen Zufallspunkten und Telemetriepunkten im Schweizer Jura.	25
Abbildung 7: Vergleich der Variable ‚slope‘ über die Landnutzung.....	26
Abbildung 8: ‚sensitivity‘, ‚specificity‘ sowie ROC für das Habitatmodell.....	26
Abbildung 9: Schätzung von geeignetem und verfügbarem Luchshabitat (Netto-Habitat) bei Schwellenwert $p_{fair} = 0,28$	29
Abbildung 10: Ausprägung der Hangneigung über die Landnutzungskategorien....	30
Abbildung 11: Sichere Luchsnachweise in Baden-Württemberg seit 1996.....	31
Abbildung 12: Auswahl der für die Analyse des Luchs-Verkehrsunfallpotentials relevanten Straßen in der Schweiz.....	38
Abbildung 13: ‚sensitivity‘, ‚specificity‘ sowie ROC für das Straßenmodell.....	41
Abbildung 14: Betrachtung der Zufalls- und Unfallpunkte in Abhängigkeit von Habitateignung im Umfeld von 400 m und Abstand zu größeren Siedlungen... ..	42
Abbildung 15: Ergebnis der Modellübertragung auf das relevante Straßennetz der Schweiz und Baden-Württemberg.	44
Abbildung 16: Auf Rasterzellen von 10 x 10 km aufsummierter relativer Risikoindex für die Schweiz und Baden-Württemberg.....	44
Abbildung 17: Durchschnittlicher Risiko-Index $p(x_i=1)$ von Straßenabschnitten der unterschiedlichen Straßenkategorien in BW und der Schweiz.....	45
Abbildung 18: Über die Fläche normierter regionaler Risiko-Index für einen Verkehrsunfall mit einem Luchs.....	45
Abbildung 19: Flussdiagramm der Modellabläufe innerhalb eines Jahres.....	50
Abbildung 20: Kartengrundlagen für die Populationssimulationen.....	60
Abbildung 21: Veränderung der Aussterbewahrscheinlichkeit ‚Pext‘ [%] der Population im Schweizer Jura über 50 Jahre in Abhängigkeit der veränderten Mortalitätsraten.	62
Abbildung 22: Zusammenhang zwischen der Anzahl an ausgesetzten Modell-Luchsen in Baden-Württemberg und der Aussterbewahrscheinlichkeit bei unterschiedlichen ‚Poaching-Raten‘.....	64
Abbildung 23: Besiedlungsrate Baden-Württembergs durch natürliche Zuwanderung von Luchsen aus dem Schweizer Jura in Abhängigkeit der zusätzlich im Schwarzwald ausgesetzten Luchse für unterschiedliche Annahmen der ‚Poaching-Rate‘.	65
Abbildung 24: Darstellung der Gemeindeflächen, auf denen die ‚Poaching-Rate‘ um 50% reduziert wurde.....	66
Abbildung 25: Modell zur Erklärung abweichenden Verhaltens nach Opp und Dieckmann.....	75
Abbildung 26: Erweitertes und auf die Bereitschaft zum illegalen Abschuss von Luchsen angepasstes Modell.....	97

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Kennzahlen der untersuchten Naturräume. Jagdstrecken (Abschuss inkl. Fallwild) der Jahre 2000 bis einschl. 2010.	15
Tabelle 2: Unabhängige Variablen für die logistische Regression.	20
Tabelle 3: Zuweisung der deutschen zu den schweizerischen Straßenkategorien. Berücksichtigt sind nur Straßen außerorts.	20
Tabelle 4: Kennwerte des besten Modells der Habitatregression.	24
Tabelle 5: Kennzahlen für ausgewählte Naturräume bei maximalem Luchsbesatz.	28
Tabelle 6: Verteilung der Unfall- sowie Zufallspunkte auf die Straßenkategorien.	38
Tabelle 7: Eingangsparemeter für die logistische Regression und deren Einheiten.	39
Tabelle 8: Ergebnisse der logistischen Regression für die Risikoanalyse von Straßenabschnitten.	41
Tabelle 9: Demografische Zielgrößen für die Modellkalibrierung. Daten gelten für den Schweizer Jura für den Zeitraum 1989 bis 2009 wenn nicht anders angegeben.	54
Tabelle 10: Modellszenarien für den Schweizer Jura (Jura) und Baden-Württemberg (BW).	58
Tabelle 11: Ergebnisse der Parameter-Kalibrierung anhand der demografischen Daten aus dem Kalibrierungsgebiet im Schweizer Jura.	59
Tabelle 12: Vergleich der Ergebnisse der Kalibrierung mit der demographischen Entwicklung der Luchspopulation im Kalibrierungsgebiet des Schweizer Jura zwischen 1989 und 2009.	61
Tabelle 13: Mittelwerte (MW) und Standardabweichung (SA) der Aussterbewahrscheinlichkeit ‚Pext‘ [%] der Modellpopulation unterschiedlicher Raumkulissen bei unterschiedlichen ‚Poaching-Raten‘.	63
Tabelle 14: Durchschnittliche Aussterbewahrscheinlichkeit ‚Pext‘ [%] bei unterschiedlicher räumlicher Verteilung von ~ 2.000 km ² , in denen die ‚Poaching-Rate‘ um 50 % reduziert wurde (100 % = vierfache ‚Poaching-Rate‘).	65

Verwendete Abkürzungen

AG Luchs - Arbeitsgruppe Luchs

AIC - Akaike's Information Criterion

ATKIS - Amtliches Topografisches Kartografisches Informationssystem

AUC - Area under curve

BAFU - Schweizer Bundesamt für Umwelt

BFS – Bundesamt für Statistik, Schweiz

BJagdG - Bundesjagdgesetz

BJV - Bayrischer Jagdverband

BNatSchG -Bundesnaturschutzgesetz

BUND - BUND für Umwelt und Naturschutz Deutschland

BW - Baden-Württemberg

CORINE - Coordinated Information on the European Environment

DJV - Deutscher Jagdschutzverband

DTV - durchschnittliche tägliche Verkehrsaufkommen

DVG - durchschnittliche Fahrzeuggeschwindigkeit

EU -Europäische Union

EWG – Europäische Wirtschaftsgemeinschaft

FFH-Richtlinie Flora-Fauna-Habitat Richtlinie

FVA - Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg

GIS - Geografisches Informationssystem

IUCN - International Union for Conservation of Nature

KORA - Koordinierte Forschungsprojekte zur Erhaltung und zum Management von Großraubtieren in der Schweiz

LACI - Large Carnivore Initiative for Europe

LP -Linearer Prädiktor

müNN - Meter über Normalnull

MCP - Minimum convex polygon

NABU - Naturschutzbund Deutschland e.V.

ROC - receiver operating characteristics

SA - Standardabweichung

SCALP - Status und Conservation of the Alpine Lynx Population

VHF - Very high frequency

WFS -Wildforschungsstelle Aulendorf

1 EINLEITUNG

Die moderne Kulturlandschaft Mitteleuropas zeichnet sich durch eine hohe Besiedlungsdichte sowie eine hohe Diversität in den an sie gestellten Nutzungsansprüchen aus (Jäger et al. 2005). Ein fortschreitender Ausbau der Verkehrsinfrastruktur sowie die Zunahme der Verkehrsbelastung gehen einher mit einer Abnahme von großen unzerschnittenen und naturnahen Flächen. Die Konkurrenz zwischen den unterschiedlichen Funktionen, welche die verbliebenen naturnahen Flächen erfüllen sollen, nimmt stetig zu. Sind resultierende Nutzungskonflikte zwischen den Menschen häufig ökonomisch begründet oder im Bereich der Freizeitaktivität zu finden, so stellen Nutzungskonflikte zwischen Mensch und Wildtier für viele Tierarten eine existentielle Bedrohung dar (Konold et al. 1999, Suchant et al. 2004). Das Management von Wildtieren versucht auf solche Konflikte mildernd einzuwirken. Wildtiermanagement definieren Riley et al. (2002) als

„guidance of decision-making process and implementation of practices to purposefully influence interactions among and between people, wildlife, and habitats to achieve impacts valued by stakeholders“.

Diese Definition verdeutlicht, dass modernes Wildtiermanagement neben den ökologischen Größen insbesondere das Verhalten von Menschen berücksichtigen und steuern muss (*human dimensions of wildlife* vgl. Manfredo et al. 1996). Eine wesentliche Aufgabe des modernen Wildtiermanagements ist es, die Art und Intensität der menschlichen Aktivität derart zu lenken, dass das Überleben der entsprechenden Art langfristig gewährleistet ist. Dies setzt neben ökologischen Kenntnissen ein umfassendes Wissen über die Hintergründe menschlichen Handelns voraus. Professionelles Wildtiermanagement kann diesen Ansprüchen nur gerecht werden, wenn es auf interdisziplinär erarbeiteten Grundlagen aus den Natur- und Sozialwissenschaften aufbaut. Brewer & DeLeon schrieben bereits 1983 über die Notwendigkeit von interdisziplinären Ansätzen:

“Other approaches may appear to offer simpler or easier solutions, but each usually turns up lacking in important ways – not the least of these being their relative inability to help one think and understand, and hence to become a more humane, creative, and effective problem solver”
(Brewer & DeLeon 1983).

Der Berücksichtigung der *human dimensions* bereits bei der Forschung wird insbesondere im Zusammenhang mit Großen Beutegreifern eine große Bedeutung beigemessen (Clark et al. 2001, Skogen & Krange 2003, Treves & Karanth 2003, Treves et al. 2006, Bruskotter & Shelby 2010, Davenport et al. 2010, Glikman et al. 2010), da mit diesen Tieren viele Ängste und Vorurteile verbunden sind, und sie gleichzeitig aufgrund ihrer naturgemäß geringen Dichte (Linnell et al. 2008) anfällig gegenüber Verlusten auf Straßen oder durch illegale Abschüsse sind. Die Rückkehr von Wolf (*Canis lupus*), Braunbär (*Ursos arctos*) und Eurasischem Luchs (*Lynx lynx*) nach Mitteleuropa durch Zuwanderung oder durch aktive Wiederansiedlung stellt demnach eine besondere Herausforderung für das Wildtiermanagement dar. Am Beispiel des Luchses sollen in dieser Arbeit durch eine Synthese aus natur- und sozialwissenschaftlichen Analysen die Hintergründe und Auswirkungen von anthropogen bedingter Mortalität auf die Überlebensfähigkeit einer Population untersucht werden.

1.1 DIE RÜCKKEHR DES LUCHSES NACH MITTELEUROPA

Bis in das späte Mittelalter waren die Großen Beutegreifer Wolf, Braunbär und Luchs über große Teile Mitteleuropas verbreitet. Mit der zunehmenden Rodung der Wälder und dem damit verbundenen Verlust des Lebensraumes und der wildlebenden Huftiere (Zimmermann 2004, Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008), wurden die Großen Beutegreifer in der freien Wildbahn mehr und mehr zum direkten Konkurrenten für die Bevölkerung, die regelmäßig Nahrungsengpässe durchlebte (Herrmann 2011). Zudem kam es vermehrt zu Kontakt zwischen Menschen und Großen Beutegreifern in Siedlungsnähe: aufgrund des Rückgangs ihrer natürlichen Nahrungsgrundlage und ihrer Fähigkeit, auf andere Nahrungsquellen zurückzugreifen (sog. ‚funktionelle Reaktion‘) gab es insbesondere durch Wolf und Luchs Übergriffe auf anthropogen geschaffene Nahrungsquellen. Dem damaligen Zeitgeist entsprechend wurde ihnen als „Schädlinge“ die Existenzberechtigung abgesprochen: den Forstknechten wurden Prämien für die Ablieferung von getöteten Tieren bezahlt und die Bösartigkeit der Tiere wurde regelrecht propagiert (Tschudi 1868). Als Folge wurden diese massiv verfolgt und letztlich vor gut 150 Jahren bis auf wenige kleine Vorkommen flächendeckend ausgerottet (Kalb 2007, Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008).

Das Umdenken nach der Ausrottung vollzog sich äußerst langsam und fand für Wolf und Bär seinen Niederschlag in Gesetzen letztlich erst in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts. Seit der Unterschutzstellung kehren die Tiere nur sehr langsam in ihre angestammten Gebiete zurück. Durch natürliche Zuwanderung konnten sich bislang Wolfsvorkommen in den Schweiz-Französischen Alpen (Zuwanderung aus dem Apennin) und in der Lausitz (Zuwanderung aus Polen) etablieren. Einzelne Individuen von Wölfen und Bären erscheinen regelmäßig in großer Entfernung von etablierten Vorkommen.

Der Luchs wurde in Zentraleuropa schon deutlich früher als Wolf und Bär gesetzlich geschützt. Im Reichsjagdgesetz von 1934 wird er als jagdbare Tierart mit ganzjähriger Schonzeit aufgeführt. Zu diesem Zeitpunkt waren die Luchse von der Atlantikküste bis zum Rande der Karpaten, von der Ostsee bis zum Mittelmeer ausgerottet. Vereinzelt Berichte von durchziehenden Tieren finden sich in der Jagdliteratur. Als Folge des gesetzlichen Schutzes ist jedoch - im Gegensatz zum Wolf - durch natürliche Zuwanderung bislang kein größeres Vorkommen von Luchsen entstanden (eine Ausnahme bildet die Westwanderung der Karpatenluchse, vgl. Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008).

Die Unterschiede zwischen der Rückkehr von Luchs und Wolf sind unter anderem in der Tatsache begründet, dass sich die Großen Beutegreifer hinsichtlich ihres Dispersal-Verhaltens deutlich unterscheiden: Dem Luchs wird im Gegensatz zu dem sehr ausbreitungsfreudigen Wolf ein moderates Ausbreitungsverhalten zugeschrieben (Linnell et al. 2007). Subadulte Tiere legen bei der Suche nach geeigneten Lebensräumen zwar große Strecken zurück, scheinen jedoch bei der Wahl ihrer Reviere den unmittelbaren Anschluss an bereits besetzte Reviere zu suchen (Zimmermann et al. 2007). Geeignete Habitate, die von aktuellen Luchsvorkommen durch Bereiche mit verminderter Habitateignung getrennt sind, werden zwar von einzelnen Tieren in der Dispersalphase erreicht, jedoch kommt es nur selten zu einem längerfristigen Verweilen dieser Tiere. Verluste durch Verkehr und illegale Tötungen verhindern zusätzlich eine zeitnahe Zuwanderung von weiteren Luchsen und somit ist die Gründung von reproduktiven Einheiten abseits von etablierten Luchsvorkommen ein äußerst seltenes Ereignis.

Die Bemühungen, den Luchs wieder aktiv in seine angestammten Lebensräume zurückzubringen, fanden und finden ihren Ausdruck in verschiedenen Wiederansiedlungsprojekten. Die erste bislang erfolgreiche Wiederansiedlung des Luchses wurde im Jahre 1971 in den Schweizer Westalpen begonnen. Zahlreiche Wiederansiedlungsversuche folgten. Bislang erfolgreiche Ansiedlungsprojekte in anderen

mitteleuropäischen Regionen wurden im Jura (1972), dem Böhmerwald (1982), den Vogesen (1983), dem Harz (2000) und der Ostschweiz (2001) initiiert. Die daraus entstandenen Luchsvorkommen belaufen sich je Vorkommen aktuell auf 20 bis 140 Tiere (von Arx et al. 2004, Linnell et al. 2007, Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008). Die aktive Wiederansiedlung von Luchsen führte auch in fernab von etablierten Vorkommen zu Nachweisen von einzelnen Luchsen, bislang kam es jedoch in keinem Fall zu einer Besiedlung von großflächig geeigneten Habitaten, die nicht unmittelbar an den Naturraum der Wiederansiedlungsmaßnahme angeschlossen sind. Ohne die aktive Wiederansiedlung des Luchses wäre nach aktuellem Kenntnisstand die Rückkehr dieser Tierart nach Mitteleuropa bis heute sehr wahrscheinlich nicht erfolgt.

Die durch Wiederansiedlung entstandenen Vorkommen gelten jedoch aufgrund der geringen Individuenzahl allesamt als „endangered“ oder „critically endangered“ (Linnell et al. 2007), obwohl das Beutetierangebot auch in Regionen mit hohem Jagddruck durch den Menschen und vergleichsweise geringer Huftierdichte für Luchse als ausreichend eingeschätzt werden muss. Neben dem konservativen Dispersalverhalten sind die Vorkommen in Mitteleuropa aber mit weiteren Problemen konfrontiert, welche mitverantwortlich für die Gefährdung der Vorkommen sind:

Die dichte Infrastruktur zerschneidet und verkleinert die Lebensräume und kann eine natürliche Besiedlung von geeigneten Habitaten verhindern, selbst wenn diese in unmittelbarer Nachbarschaft zu dem aktuellen Vorkommen liegen. Zusätzlich zu der Lebensraumzerschneidung werden zahlreiche Tiere bei dem Versuch getötet, Straßen zu queren (Ferrerias et al. 1992, Kramer-Schadt et al. 2004, Andrén et al. 2006, Breitenmoser-Würsten et al. 2007a). Alleine in der Schweiz wurden seit der ersten Wiederansiedlung im Jahre 1971 bis zum Jahre 2009 über 60 Tiere nachweislich durch den Verkehr getötet – zum Vergleich: die Gesamtzahl der Luchse in der Schweiz wird derzeit auf ca. 120 Tiere geschätzt (vgl. Breitenmoser et al. 2002). Für den Jura wird der Anteil der verkehrsbedingten Mortalität an der Gesamtmortalität von Breitenmoser-Würsten (2007a) mit 29% angegeben.

Darüber hinaus sind trotz des strengen gesetzlichen Schutzes der Tiere in den Ländern der Europäischen Union sowie der Schweiz viele der Luchsvorkommen mit hohen Verlusten durch illegale Tötungen konfrontiert. Unter dem Begriff „illegale Tötung“ bzw. „illegale Mortalität“ werden in dieser Arbeit illegale Abschüsse sowie durch andere illegale Handlungen getötete Luchse verstanden (vergiften etc.).

Die Dimension der illegalen Tötung von Großen Beutegreifern wird häufig als bestandsbedrohend beschrieben (Ferrerias et al. 1992, Wotschikowsky et al. 2001, von Arx et al. 2004, Breitenmoser-Würsten et al. 2007a, Ciucci & Boitani 2008, Marucco & McIntire 2010, Kaczensky et al. 2011). Illegale Tötungen müssen als Ausdruck von mangelnder Akzeptanz einiger gesellschaftlicher Gruppen gegenüber dem Luchs gewertet werden (Ceza et al. 2001, Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008, Lühtrath 2011). Wie konträr die Wiederansiedlung von Luchsen in der Gesellschaft bewertet wird und wie fatal sich Unachtsamkeiten bei der Vorbereitung von Wiederansiedlungsprojekten auswirken, zeigte sich schon bei den ersten Wiederansiedlungen in der Schweiz: ohne dass allzu viele Informationen über die Habitat- und Raumanprüche des Luchses sowie die gesellschaftliche Akzeptanz vorlagen, wurden mehrere Luchse in aller Heimlichkeit und ohne eine intensive Einbindung der von dieser Maßnahme betroffenen gesellschaftlichen Gruppen der Jäger und Landwirte ausgesetzt (Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008). Dieses Vorgehen förderte das Misstrauen der Betroffenen gegenüber den Verantwortlichen und löste Spekulationen sowohl über die Anzahl der ausgesetzten Tiere wie insbesondere über die Auswirkungen der Luchse auf den Huftierbestand aus (Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008). Bei anschließenden Wiederansiedlungsprojekten wurde mit

unterschiedlichen Strategien der Öffentlichkeitsarbeit versucht, diese Fehler zu vermeiden. In der Schweiz konnte nach den ersten negativen Erfahrungen jedoch auch eine offensive Informationspolitik weder Kontroversen noch Misstrauen bei weiteren Wiederansiedlungen verhindern (Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008). In den Nord-West-Alpen der Schweiz eskalierte der Streit zwischen Luchsgegnern und Befürwortern im Jahre 2000 dermaßen, dass die illegale Tötung von Luchsen öffentlich zur Schau gestellt wurde (Ceza et al. 2001) und auch heute noch krankt die Akzeptanz gegenüber dem Luchs unter dem damals gewählten Vorgehen (Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008).

Auch andere Luchsvorkommen in Europa leiden unter illegalen Tötungen (Cop & Frkovic 1998, Cerveny et al. 2002, Bufka & Cerveny 2004, Huber et al. 2004, Okarma & Olszanska 2004, Stanisa 2004, Andrén et al. 2006, Liberg et al. 2008). Von Seiten der Verantwortlichen im Luchsmanagement wurde und wird dieser Tatsache häufig damit begegnet, dass über die Biologie der Tiere umfassend aufgeklärt wird, sowie Entschädigungszahlungen für Verluste bei Nutztierissen gezahlt werden. Ein Vorgehen, das nach neusten Erkenntnissen aus der Konfliktforschung über den Luchs unzureichend ist, da es den Konflikt auf die Sachebene reduziert und die grundsätzliche Spannung auf der Beziehungsebene zwischen den betroffenen Gruppen zu wenig berücksichtigt (Lüchtrath 2011). Dass mangelnde Akzeptanz gegenüber dem Luchs und seiner Wiederansiedlung insbesondere Ausdruck eines äußerst komplexen Konfliktes zwischen Luchsgegnern und Luchsbefürwortern ist, konnte Lüchtrath (2011) in ihrer qualitativen Studie erstmals wissenschaftlich fundiert aufzeigen.

Die Hintergründe und die Brisanz, die in dem System „Luchsbefürworter – Luchs – Luchsgegner“ steckt, wurden von Seiten der Luchsmanager, der Politik und auch der Wissenschaft offensichtlich lange Zeit unterschätzt und falsch gedeutet. Bisher wurden auf naturwissenschaftlicher Ebene die Biologie, das Verhalten des Luchses, das Beuteangebot und die Habitateignung in den Vordergrund gestellt. Auf sozialwissenschaftlicher Ebene wurden insbesondere quantitative Befragungen zur Akzeptanz des Luchses durchgeführt, die nur sehr bedingt Rückschlüsse auf die Hintergründe von illegalen Tötungen zuließen.

Doch um eine Region hinsichtlich ihrer Eignung für eine mögliche Wiederansiedlung des Luchses zu bewerten und notwendige Managementmaßnahmen für eine Sicherung des Luchsvorkommens vorzubereiten, ist vielmehr ein interdisziplinäres Vorgehen notwendig: Einerseits ist das Wissen um die Eignung einer Region als Luchslebensraum für ein Wiederansiedlungsprojekt unabdingbar und wird dementsprechend von der ‚International Union for Conservation of Nature‘ (IUCN) gefordert (IUCN 1998). Auch die Prognose der Populationsentwicklung aufgrund aller einwirkenden Einflussfaktoren (Reproduktionsrate, Dispersal, Mortalität..) ist eine notwendige Voraussetzung für ein seriöses Wiederansiedlungsvorhaben. Diese Bewertungen müssen aber andererseits einhergehen mit sozialwissenschaftlichen Analysen zu den Hintergründen für die illegale Tötung von Luchsen. Nur wenn deren Auswirkungen eingeschätzt und die Beweggründe dafür analysiert werden können, ist es möglich, illegale Tötungen dort gezielt zu reduzieren wo das für eine erfolgreiche Rückkehr des Luchses notwendig ist.

Die Habitateignung einer Region für eine Tierart wird in der wildbiologischen Forschung regelmäßig anhand von Habitatmodellen beschrieben (Schadt et al. 2002a, Johnson & Omland 2004, Sawyer et al. 2006). Anhand solcher Untersuchungen kann die Fläche quantifiziert werden, die sich für die Besiedlung der untersuchten Tierart eignet. Liegen Informationen über die Dichte der Tierart in vergleichbaren Lebensräumen vor, so kann die Anzahl der Individuen in dem untersuchten Gebiet abgeschätzt werden, welche wiederum Einfluss auf die Überlebenswahrscheinlichkeit der Population hat. Habitatmodelle sind dementsprechend die Grundlage, um die Überlebensfähigkeit von Populationen und / oder Subpopulationen einer Tierart in einem ausgewählten Gebiet abzuschätzen. Die hierfür

eingesetzten Populationsmodelle müssen in jedem Fall demografische Faktoren berücksichtigen. Insofern es sich um räumlich explizite und individuenbasierte Modelle handelt, können auch die Bewegungen der Tiere simuliert werden. Dies ermöglicht eine explizite Simulation von Faktoren, welche räumlich differenziert auf die Tiere einwirken. Somit ist es beispielsweise möglich, eine entsprechende Mortalitätswahrscheinlichkeit bei der Querung einer Straße oder eine räumlich differenzierte Wahrscheinlichkeit für eine illegale Tötung zu simulieren.

Die beschriebenen Methoden aus der naturwissenschaftlichen Forschung ermöglichen eine Einschätzung der Überlebensfähigkeit von Tierpopulationen in ausgewählten Regionen. Unter anderem können die Auswirkungen von Managementmaßnahmen wie Querungshilfen an Straßen oder die Reduktion der illegalen Tötung auf die Überlebensfähigkeit quantifiziert werden. Welches die Ursachen von illegalen Tötungen sind, und was dementsprechend adäquate Managementmaßnahmen für deren Reduktion sind, muss hingegen mit sozialwissenschaftlichen Methoden untersucht werden. Daher kann nur durch eine Kombination aus natur- und sozialwissenschaftlichen Untersuchungen die Eignung einer Region für die Wiederansiedlung von Luchsen oder anderen Großen Beutegreifern wissenschaftlich fundiert beschrieben und adäquate Managementmaßnahmen für die Sicherung der Population entwickelt werden.

Luchse haben eine solitäre Lebensweise und die Einzeltiere in Mitteleuropa eine Streifgebietsgröße von bis zu mehreren hundert Quadratkilometern (Breitenmoser & Haller 1993, Schmidt et al. 1997, Linnell et al. 2007). Eine Luchspopulation, welche gegenüber Inzucht, schwankenden Umweltbedingungen etc. stabil sein soll, bedarf nach Expertenmeinung einen Verbund von mindestens 500 bis 1.000 Individuen (Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008). Die Luchspopulation in Mitteleuropa kann demzufolge langfristig nur stabil sein, wenn die einzelnen Subpopulationen (*hier auch*: Vorkommen) erhalten bleiben, miteinander im Austausch stehen und zusätzlich weitere geeignete Flächen von Luchsen besiedelt werden (vgl. Metapopulationskonzept nach Levins 1969).

Da für die Überlebensfähigkeit der Luchspopulation in Mitteleuropa anthropogen bedingte Mortalitätsfaktoren offensichtlich eine wichtige Rolle spielen, wird der aktuelle Kenntnisstand hierzu im Folgenden näher beleuchtet.

1.2 URSACHEN UND WIRKUNGEN VON VERLUSTEN DURCH VERKEHR UND ILLEGALE TÖTUNG

1.2.1 Überlebensfähigkeit von Populationen

Verluste durch den Straßenverkehr und durch illegale Tötung wirken sich auf die Überlebensrate von Individuen und somit auf die Populationsentwicklung aus. Um die Entwicklung einer Population über einen ausgewählten Zeitraum oder die Raumnutzung einer Population in einem ausgewählten Gebiet zu untersuchen, werden häufig Populationsmodelle eingesetzt (Wiegand et al. 2004a, Kramer-Schadt et al. 2005, Bull et al. 2009, Marucco & McIntire 2010, Colchero et al. 2011). Diese berücksichtigen in jedem Fall demografische Parameter wie Geburtenraten und Mortalitätsraten, unterscheiden sich je nach Fragestellung aber deutlich im Grad der Differenzierung: teilweise wird nur ein Wert für die Gesamtmortalität berücksichtigt, teilweise wird diese differenziert nach Mortalitätsursachen betrachtet. Räumlich explizite Modelle sind zusätzlich in der Lage, räumlich differenzierte Habitatbedingungen sowie Mortalitätsursachen einzubeziehen.

Solche Modelle wurden für die Simulation von Populationen Großer Beutegreifer bereits vielfältig eingesetzt (Cramer & Portier 2001, Wiegand et al. 2004a, Kramer-Schadt et al. 2005, Bull et al. 2009). Einige werden im Folgenden exemplarisch vorgestellt und hinsichtlich der Berücksichtigung von illegaler Tötung und verkehrsbedingter Mortalität beleuchtet:

Wiegand et al. (2004a) simulierten die Entwicklung einer Bärenpopulation in den Ostalpen mit einem GIS-gestützten, räumlich expliziten Populationsmodell unter Einbeziehung von Reproduktion, Dispersal, Streifgebietsetablierung und einer jährlich wirksamen Mortalitätsrate. Dabei wurden weder illegale Tötungen noch das Risiko eines Verkehrsunfalls explizit simuliert. Die Population zeigte jedoch aufgrund der geringen Anzahl von Tieren unter der angenommenen Gesamtmortalität bereits ein hohes Aussterberisiko.

Cramer & Portier (2001) simulierten die Raumnutzung des Pumas (*Puma concolor coryi*) in Florida in Abhängigkeit von Landnutzung, Straßen-, Beutetier- und Bevölkerungsdichte. Im Gegensatz zu klassischen Populationsmodellen diente dieses Modell nicht zur Abschätzung der Überlebensfähigkeit der Puma-Population. Der Fokus der Arbeit lag in der Identifizierung von räumlichen Schwerpunkten der zu erwartenden Abundanz unter unterschiedlichen Szenarien der zukünftigen Landnutzung. Die räumlich explizite Straßenmortalität von sechs unterschiedlichen Straßenklassen war in das Modell integriert, das mit einer Querung verbundene Mortalitätsrisiko wurde anhand von empirischen Daten geschätzt. Die illegale Tötung von Pumas wurde nicht berücksichtigt.

Bull et al. (2009) entwickelten ein individuenbasiertes Modell, das die Populationsdynamik von Wölfen in Norwegen beschreibt und deren Aussterbewahrscheinlichkeit in Abhängigkeit von demografischen Parametern vorhersagt. Sie testeten darüber hinaus, welchen Einfluss unterschiedliche Managementstrategien der Norwegischen Regierung auf die Aussterbewahrscheinlichkeit des norwegischen Wolfvorkommens haben. Das stochastische Modell arbeitet nur bedingt räumlich explizit, indem es eine Zuwanderung von Wölfen aus der Schwedischen Population ermöglicht, die Bewegungen der Tiere jedoch nicht auf der Grundlage einer Habitatkarte simuliert. Dementsprechend fließt das Mortalitätsrisiko lediglich als stochastischer Effekt ohne räumlichen Bezug ein. Die demografischen Parameter beinhalten eine Schätzung der „unautorisierten Mortalität“ worunter illegale Tötung sowie Verkehrsunfälle subsumiert sind. Die große Bedeutung dieser unautorisierten Mortalität für die Aussterbewahrscheinlichkeit der norwegischen aber auch für die gesamt-skandinavische Wolfspopulation wird im Modell nachgewiesen. Für letztere zeigt sich ab einer Mortalitätsrate von 10 % eine nicht-lineare Zunahme der Aussterbewahrscheinlichkeit. Desweiteren spielt die Zuwanderung von Wölfen aus der schwedischen Population eine entscheidende Rolle für die Populationsentwicklung in Norwegen, wohingegen die unterschiedlichen Managementstrategien (Vergrößerung der ‚Wolfzonen‘ und ‚Erhöhung der Anzahl von Wolfsrudeln‘) als ineffektiv für eine Verringerung der Aussterbewahrscheinlichkeit beschrieben werden.

Kramer-Schadt et al. (2005) entwickelten ein räumlich explizites Populationsmodell, welches räumliche Unterschiede in der Habitateignung und des Risikos eines Verkehrsunfalls für Luchse in Mitteleuropa berücksichtigt. Das Modell baut auf einer eigens durchgeführten Habitatanalyse auf, die im Schweizer Jura mit einer räumlichen Auflösung von 1 x 1 km und auf der Grundlage von CORINE-Landnutzungsdaten (Coordinated Information on the European Environment) durchgeführt und auf Deutschland übertragen wurde. Als Straßennetz wurden einzelne Bundesstraßen sowie Autobahnen mit einem fixen Mortalitätsrisiko bei der Querung durch Disperser aufgrund von Literaturangaben berücksichtigt. Das Mortalitätsrisiko, das von Landstraßen, Kreisstraßen und Gemeindestraßen ausgeht, floss nicht in die Analyse mit ein. Für residente Tiere wurde das Risiko eines Verkehrstodes unabhängig vom Aufenthaltsort in die Gesamtmortalität

integriert. Die räumlich expliziten Ursachen der verkehrsbedingten Mortalität wurden somit bei den Analysen nur bedingt berücksichtigt. Eine differenzierte Simulation von illegalen Tötungen erfolgte nicht. Illegale Tötungen von Luchsen wurden sowohl für Disperser wie auch für residente Tiere lediglich als Teil der Gesamtmortalität und ohne räumliche Differenzierung behandelt. Einen sehr großen Effekt auf die Aussterbewahrscheinlichkeit der Populationen zeigte eine Erhöhung der Mortalitätsrate der residenten Tiere.

1.2.2 Verkehrsbedingte Mortalität

Verluste von Großen Beutegreifern durch Kollision mit Fahrzeugen stellen für viele Vorkommen in Landschaften mit einer hohen Straßen- und Verkehrsdichte eine Bedrohung dar (Ferrerias et al. 1992, Cramer & Portier 2001, Andrén et al. 2006, Breitenmoser-Würsten et al. 2007a, Kolowski & Nielsen 2008, Litvaitis & Tash 2008). Über die Zahl der verkehrsbedingten Verluste innerhalb von durch Telemetriestudien untersuchten Vorkommen liegen recht genaue Daten vor, um die Auswirkungen des Straßenverkehrs auf die untersuchten Vorkommen abzuschätzen. Die Übertragbarkeit auf andere Regionen mit unterschiedlicher Straßen- und Verkehrsdichte setzt allerdings das Verständnis von Kausalzusammenhängen voraus. Untersuchungen, die sich mit den Wirkungsmechanismen der verkehrsbedingten Mortalität von Großen Beutegreifern beschäftigen und somit eine Übertragbarkeit besser ermöglichen, sind jedoch äußerst selten:

Das Kollisionsrisiko von Pumas auf Straßen in Abhängigkeit von landschaftsökologischen Parametern sowie der Straßenkategorie untersuchten Kolowski & Nielsen (2008) sowie Schwab & Zandbergen (2011). Faktoren, welche das Unfallrisiko von Wölfen beeinflussen, wurden von Colino-Rabanal et al. (2011) beschrieben. Die verkehrsbedingte Mortalität des Rotluchses (*Lynx rufus*) wurde von Litvaitis & Tash (2008) untersucht. In allen Untersuchungen wurde die Straßenkategorie als eine bedeutende Einflussvariable identifiziert. Insofern sie in die Analyse einbezogen wurden, ergaben sich Unterschiede in dem Erklärungsbeitrag von landschaftsökologischen Parametern in Straßennähe, die von „nicht vorhanden“ (Colino-Rabanal et al. 2011) bis zu „stark ausgeprägt“ (Kolowski & Nielsen 2008) reichen.

Um die Entwicklung einer Luchspopulation von Großen Beutegreifern in einer Landschaft zu simulieren, die sich hinsichtlich der Straßen- und Verkehrsdichte lokal stark unterscheidet, ist die Berücksichtigung des räumlich expliziten Mortalitätsrisikos von großer Bedeutung. Über Faktoren, welche das Kollisionsrisiko für den Eurasischen Luchs beeinflussen, gibt es bisher keine Untersuchungen.

1.2.3 Illegale Tötung

Verlässliche quantitative Daten über die illegale Tötung von Großen Beutegreifern existieren aufgrund der mit illegalen Handlungen (Delinquenz) in aller Regel verbundenen Heimlichkeit nicht. Die Anzahl der illegal getöteten Tiere wird häufig aufgrund von Zufallsfunden geschätzt (Breitenmoser-Würsten et al. 2007a). Da telemetrierte Tiere aller Wahrscheinlichkeit nach aufgrund des gut sichtbaren Halsbandsenders weniger häufig Opfer solcher Handlungen werden, ist eine Hochrechnung dieser Zahlen ebenfalls mit Unsicherheiten behaftet.

Die illegale Tötung von Großen Beutegreifern gelten für viele europäische Populationen als der größte Mortalitätsfaktor (Ferrerias et al. 1992, Jedrzejewski et al. 1996, Andrén et al. 1998, Wotschikowsky et al. 2001, Cerveny et al. 2002, von Arx et al. 2004, Ciucci & Boitani 2008, Marucco & McIntire 2010, Kaczensky et al. 2011). In der Schweiz belasten illegale Tötungen die dortigen Luchsvorkommen massiv (Ryser-Degiorgis 2001, Breitenmoser-Würsten et al. 2007a, Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008). So wurde seit Beginn der Wiederansiedlung in der Schweiz bis zum Jahre 2008 die illegale Tötung von 25 Tieren im Jura (Schweiz und Frankreich) und von 30 Tieren in den Alpen bekannt (Breitenmoser-Würsten et al. 2007a), und die Autoren der Studie gehen davon aus, dass in der Zeit der Untersuchung im Jura mindestens ein Drittel der Gesamtmortalität auf illegale Tötungen

zurückging. Die ablehnende Haltung gegenüber dem Luchs im Berner Oberland wurde im Jahr 2000 offen kommuniziert und zur Schau gestellt (Ceza et al. 2001). Auch die Luchsvorkommen im Böhmer Wald, Vogesen, Slowenien, Polen und Skandinavien werden regelmäßig durch illegale Tötungen dezimiert (von Arx et al. 2004), die angegebenen Zahlen schwanken zwischen 14% (Andrén et al. 1998) und 71% (Jedrzejewski et al. 1996) der bekannten Mortalität.

Da auch hier die Wirkungszusammenhänge nicht bekannt sind, ist einerseits die Übertragung dieser Zahlen auf andere Regionen mit Unsicherheiten behaftet. Andererseits setzen effektive Managementmaßnahmen zur Reduktion der illegalen Tötung ein tiefer gehendes Verständnis der Wirkungsmechanismen voraus. Bisher wurden diesbezüglich einige Ursachen und Motive für illegale Tötungen untersucht:

Ökonomische Gründe für illegale Tötung von Großen Beutegreifern sind mehrfach untersucht und weitgehend verstanden (Milnergulland & Leaderwilliams 1992, Jackson 1990). In Mitteleuropa können ökonomische Gründe aufgrund finanzieller Ausgleichsregelungen bei Schäden, die durch Große Beutegreifer verursacht werden, sowie einer fehlenden Nachfrage nach Trophäen illegale Tötungen als Hauptmotiv kaum erklären.

Untersuchungen, die sich explizit mit dem Ausmaß und den *nicht-ökonomischen Motiven* von illegalen Tötungen Großer Beutegreifer beschäftigen, fehlen bislang bzw. sind auf graue Literatur beschränkt, die den Ansprüchen wissenschaftlicher Veröffentlichungen nicht genügt (Ceza et al. 2001, Linnell 2004, Liberg et al. 2008). Hingegen finden sich einige wissenschaftliche Untersuchungen zu den Motiven von Wilderei anderer Tiere (insbesondere Huftiere und Fische):

Muth (1998) kam bei einer ausführlichen Literaturstudie zu einer Kategorisierung von Motiven, die sich hinter Wilderei verbergen. Er nennt folgende nicht-ökonomische Motive, die sich teilweise auch auf die illegale Tötung von Großen Beutegreifern übertragen lassen:

- Freizeitbeschäftigung
- Trophäenjagd für den Eigenbedarf
- Wilderei als Nervenkitzel
- Wilderei als Ausdruck des gesellschaftlichen Ungehorsams
- Wilderei als ein traditionelles Recht
- Ablehnung von spezifischen Vorschriften
- Wilderei aus sportlichem Ehrgeiz

Eliason (2003) untersuchte die Wilderei in Kentucky, USA. Für seine qualitative Studie führte er Telefoninterviews mit 33 Personen durch, die im Jahre 1999 wegen Wilderei angezeigt wurden. Zusätzlich wurden Interviews mit 24 ‚conservation officers‘ geführt. Ein Ziel der Untersuchung war es, geläufige Argumente zur Rechtfertigung der Wilderei als illegale Handlung zu erfassen. Der Fokus der Arbeit von Eliason (2003) liegt dabei ebenfalls auf Wilderei zum Nahrungserwerb. Die Antworten ließen sich in ein System von 10 Neutralisations-Techniken einordnen, die regelmäßig für die Rechtfertigung bei Gesetzesübertretung angewandt werden (Forsyth & Evans 1998). Die Neutralisationstheorie wurde erstmals von Sykes & Matza (1957) in die soziologische Literatur eingeführt und von anderen Autoren ergänzt (Klockars 1974, Minor 1981, Coleman 1994). Sie erklärt deviantes Verhalten dadurch, dass der Täter durch kognitive Vorgänge (Rationalisierung) eine Logik konstruiert, die sein Verhalten als legitim erscheinen lässt. Aufgrund dieser vermeintlichen Logik werden kognitive Widersprüche reduziert, was den Täter letztlich vor einem Unrechtsbewusstsein und somit vor der moralischen Infragestellung seiner Tat schützt. Folgende Neutralisationstechniken wurden von Wilderern genutzt (Eliason 2003):

1. Das Leugnen der Verantwortung (d.h., es wird behauptet, es handele sich um einen Unfall oder ein Versehen).
2. Das Leugnen eines Unrechts (d.h., es wird behauptet, durch die Tat werde niemand unmittelbar geschädigt).
3. Die Abwertung des Opfers (d.h., die Schuld wird dem Opfer zugeschrieben).
4. Die Geringschätzung der Staatsgewalt (d.h., Behördenvertreter werden als heuchlerisch und rechthaberisch bezeichnet).
5. Die Loyalität gegenüber dem Wertesystem der Eigengruppe (d.h., das Wertesystem der Familie oder von Freunden wird über das der Gesellschaft gestellt).
6. Die Unumgänglichkeit der Tat (d.h., eine unmoralische Tat wird dadurch gerechtfertigt, dass sie auf persönlicher Ebene notwendig erscheint).
7. Der moralische Kontostand (d.h. ein Individuum stellt die Summe seines gesetzeskonformen Verhaltens der einen Gesetzesübertretung gegenüber).
8. Das Leugnen der Notwendigkeit von Gesetzen (d.h., persönlich empfundene Ungerechtigkeit / Unfairness von Gesetzen wird als Rechtfertigung für deviantes Verhalten genutzt).
9. Die Behauptung, dass es jedermann tue (d.h. ein Individuum fühlt sein Handeln dadurch gerechtfertigt, dass alle anderen ebenso handeln und somit eine Bestrafung ungerechtfertigt sei).
10. Die Behauptung, dass man das Recht darauf habe (d.h., ein Individuum fühlt sich berechtigt, das deviante Verhalten auszuüben).

Die Anwendung dieser Neutralisationstechniken wird auch bei anderen Untersuchungen über Wilderei erwähnt (Forsyth & Evans 1998, Eliason & Dodder 1999). Viele der genannten Motive und Neutralisationstechniken können auf die illegale Tötung von Großen Beutegreifern in Mitteleuropa übertragen werden, einige treffen jedoch lediglich auf eine regelmäßig durchgeführte Wilderei zum Nahrungserwerb zu (z.B. Freizeitbeschäftigung, traditionelles Recht). Da die illegale Tötung von Großen Beutegreifern in vielen mitteleuropäischen Populationen überwiegend durch Schusswaffen erfolgt (Jedrzejewski et al. 1996, Cerveny et al. 2002, Schmidt-Posthaus et al. 2002, Andrén et al. 2006), werden im Folgenden die Unterschiede zwischen einem illegalen Abschuss von Großen Beutegreifern und dem unrechtmäßigen Erlegen eines Huftieres aufgezeigt:

- Zeitaufwand:
Aufgrund des hohen Raumanspruches und der geringen Dichte von Großen Beutegreifern kommt es für den einzelnen sehr viel seltener zu einem Kontakt, wie das beispielsweise bei den meisten Huftieren der Fall ist, die in deutlich höheren Dichten auftreten. Dementsprechend ist die gezielte illegale Tötung mit einem großen zeitlichen Aufwand verbunden. Situationen, in denen der einzelne Täter einen Großen Beutegreifer erlegen kann, werden stets ein relativ seltenes Ereignis sein.
- Die mit der Handlung verbundene gesetzliche Sanktionierung:
Die Großen Beutegreifer Wolf, Luchs und Bär gelten in vielen Ländern als „streng geschützte Art“ (vgl. z.B. EU-Richtlinie 92/43EWG, oder § 7 Abs. 2 Satz 14 Bundesnaturschutzgesetz). Sie unterliegen einem höheren gesetzlichen Schutz als viele Huftiere. Die deutsche Gesetzgebung unterscheidet dementsprechend zwischen den angedrohten Sanktionen bei illegaler Tötung von streng geschützten Tierarten und Arten mit einem geringeren Schutzstatus: Die Tötung der streng geschützten Großen Beutegreifer gilt laut § 71 Abs. 2 Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) bzw. für den Luchs laut § 38 Abs. 1 Satz 2 Bundesjagdgesetz (BJagdG) als Straftatbestand, die mit Freiheitsstrafe bis zu 5 Jahren oder einer Geldstrafe sanktioniert wird. Die illegale Tötung von Tieren mit geringerem Schutzstatus (z.B.

Reh *Capreolus capreolus*, Wildschwein *Sus scrofa*, Fuchs *Vulpes vulpes*, Dachs *Meles meles*) gilt hingegen laut § 69 Abs. 2 Satz 1 BNatSchG bzw. laut § 39 Abs. 2 Satz 3a BJagdG als Ordnungswidrigkeit, die lediglich mit einer Geldbuße bestraft wird. Für Personen, die keine Jagd ausübungs berechtigung besitzen, gilt jegliches Töten eines dem Jagdgesetz unterliegenden Tieres laut § 292 Abs. 2 Strafgesetzbuch dem Straftatbestand der Jagdwilderei, der mit Freiheitsstrafe bis zu drei Jahren oder Geldstrafe (Gelegenheitstat) bzw. mit Freiheitsstrafe von drei Monaten bis fünf Jahren bestraft wird (in besonders schweren Fällen).

- Interaktion zwischen Täter und Tier:
Große Beutegreifer werden häufig aufgrund von Märchen und Erzählungen in der von ihnen ausgehenden Gefahr für den Menschen überschätzt. Die Jagd auf Große Beutegreifer scheint eine besondere Faszination auf den Jäger auszuüben, die am ehesten mit dem Begriff der „Ebenbürtigkeit“ erklärt werden kann.
- Persönlicher Nutzen durch illegale Tötung:
Wilderei zum Nahrungserwerb bringt dem Täter einen unmittelbaren physischen Nutzen in Form von Nahrungserwerb. Der persönliche Nutzen durch die Tötung eines Großen Beutegreifers kann darin zwar liegen, einen Jagdkonkurrenten zu eliminieren oder das Eigentum zu schützen (z.B. Viehhalter). Aber die illegale Tötung von Großen Beutegreifern führt vielmehr zu einem Nutzen auf der psychologischen Ebene. Dies führt unmittelbar zu dem letzten und vermutlich bedeutendsten Unterschied.
- Symbolische Bedeutung der Tat:
Der strenge gesetzliche Schutz von Großen Beutegreifern und die Tatsache, dass diese aktiv durch den Menschen ausgerottet wurden, hat heute zur Folge, dass sich Natur- und Tierschützer häufig als Anwälte dieser Tiere sehen (Lüchtrath 2011). Natur- und Tierschützer stehen wiederum für bestimmte Wertesysteme ein, die sich in vielen Punkten von denen der Jäger und / oder der Landwirte unterscheiden (vgl. Lüchtrath 2011). Lüchtrath (2011) konnte am Beispiel des Luchses aufzeigen, dass als Konsequenz die Tiere häufig als Stellvertreter für Konflikte und Kompetenzstreitigkeiten zwischen den Luchs befürwortern und den Luchsgegnern herangezogen werden. Dies hat zur Folge, dass die illegale Tötung dieser Tiere zu einer Tat mit symbolischer Bedeutung wird (vgl. auch Ceza et al. 2001). Ein solcher Mechanismus dürfte bei der Wilderei zum Nahrungserwerb wenn überhaupt nur eine sehr untergeordnete Rolle spielen.

Die aufgeführten Punkte zeigen, dass bei der illegalen Tötung von Luchsen und anderen Großen Beutegreifern eine andere Gewichtung der Motive und Neutralisationstechniken zu erwarten ist, als das bei Wilderei für den Nahrungserwerb der Fall ist. Die Wirkungsmechanismen, welche hinter den illegalen Tötungen von Luchsen stehen, sind bislang jedoch nicht untersucht.

1.2.4 Zusammenfassung des aktuellen Kenntnisstandes der anthropogen bedingten Mortalität

Fasst man den Stand der Forschung zusammen, so wird folgendes deutlich:

- Das *Ausmaß* der verkehrsbedingten Mortalität von Großen Beutegreifern ist für viele Vorkommen recht gut quantifiziert. Die *Ursachen* der verkehrsbedingten Mortalität von Großen Beutegreifern auf landschaftsökologischer Ebene sind hingegen selten untersucht worden und eignen sich nur sehr bedingt für die Übertragung auf die Kulturlandschaft Mitteleuropas. Die Faktoren, welche Einfluss auf das von Straßen ausgehende Mortalitätsrisiko des Eurasischen Luchses haben, sind bislang in keiner Arbeit beleuchtet worden. In räumlich expliziten Populationsmodellen für Große

Beutegreifer fließt die verkehrsbedingte Mortalität nur selten auf räumlich expliziter Ebene ein, meist wird sie als Teil der Gesamtmortalität ohne räumlichen Bezug simuliert. Für den Eurasischen Luchs liegen keine Untersuchungen vor, welche den Einfluss der verkehrsbedingten Mortalität bei der Bewertung der Überlebenswahrscheinlichkeit räumlich explizit für alle Modelltiere berücksichtigen.

- Das *Ausmaß* illegaler Tötungen von Großen Beutegreifern ist aufgrund einer hohen Dunkelziffer schwer abzuschätzen, jedoch geben bereits die bekannten Zahlen klare Hinweise auf die große Bedeutung dieses Mortalitätsfaktors auf die Überlebensfähigkeit von Populationen. Illegale Tötungen werden in Populationsmodellen bislang nicht räumlich differenziert betrachtet. Es ist unklar, inwieweit räumliche Schwerpunkte von illegaler Tötung die Überlebenswahrscheinlichkeit eines Vorkommens beeinflussen. Die nicht-ökonomischen Motive illegaler Tötung von Großen Beutegreifern sind kaum untersucht. Für den Eurasischen Luchs in Mitteleuropa fehlen diese Untersuchungen vollständig.
- Interdisziplinäre Ansätze zur Untersuchung der illegalen Mortalität und deren Auswirkungen auf die Populationsentwicklung inklusive einer räumlich differenzierten verkehrsbedingten Mortalität fehlen bislang. Dementsprechend mangelt es an wissenschaftlich fundierten Grundlagen, um effektive Managementmaßnahmen zur Sicherung der Überlebensfähigkeit einer Population zu definieren.

Das in dieser Arbeit untersuchte Wirkungsgefüge ist schematisch in Abbildung 1 dargestellt. Die Abbildung verdeutlicht die Notwendigkeit interdisziplinärer Forschungsansätze für ein tiefergehendes Verständnis der Wirkungsmechanismen.

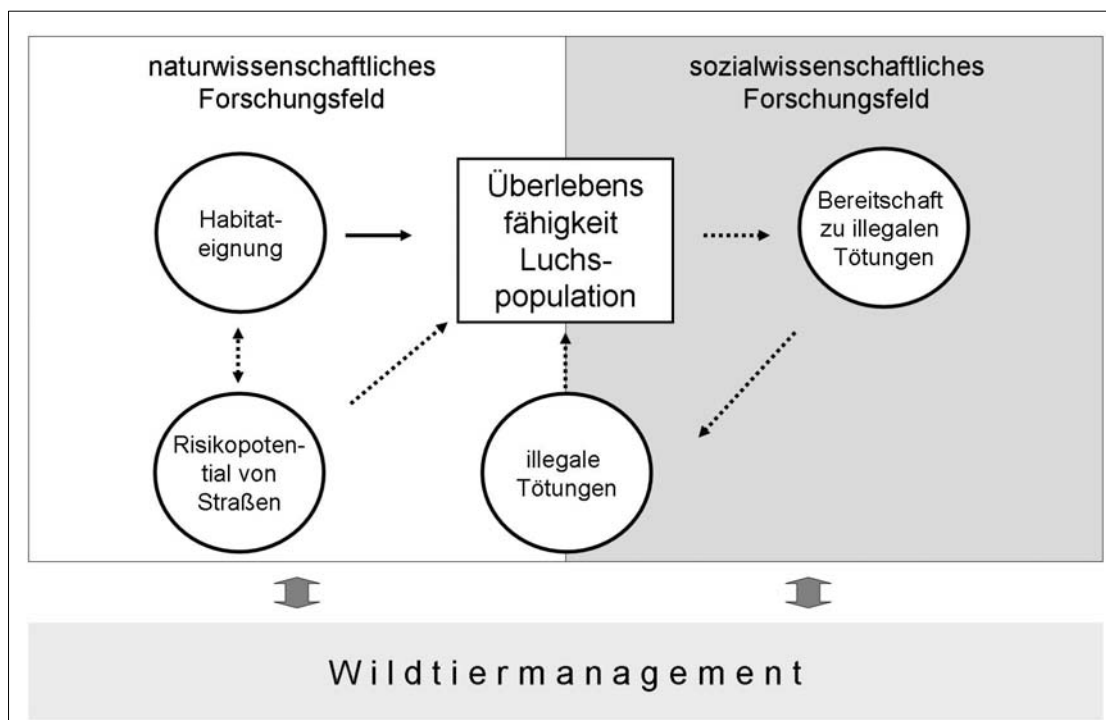


Abbildung 1: Die Überlebensfähigkeit der Luchspopulation im Wirkungsgefüge ausgewählter Parameter aus den natur- und sozialwissenschaftlichen Forschungsfeldern. Die dargestellten Parameter, ihr Einfluss auf die Überlebensfähigkeit einer Luchspopulation und ihre Wechselwirkungen werden in der vorliegenden Arbeit näher untersucht. Der Einfluss des Wildtiermanagement auf das Gesamtsystem wird ebenfalls beleuchtet. Weitere Einflussgrößen, welche die Überlebensfähigkeit einer Luchspopulation bestimmen, sind in dieser Grafik nicht enthalten. Die Zweiteilung symbolisiert die Grenzen der Wissenschaftsdisziplinen. Durchgezogene Pfeile: Wechselwirkungen sind bereits wissenschaftlich beleuchtet. Gepunktete Pfeile: Erkenntnisse über die Wechselwirkungen sind nicht oder kaum vorhanden.

1.3 ZIELSETZUNG, FRAGESTELLUNGEN UND GLIEDERUNG DER ARBEIT

Zielsetzung der Arbeit

Die vorliegende Arbeit soll einen Beitrag leisten zu einem integrativen Verständnis des Systems „Habitat – Luchs - Mensch“ in einer mitteleuropäischen Kulturlandschaft. Natur- und sozialwissenschaftliche Ansätze sollen zusammengeführt werden, um ein besseres Verständnis über die Hintergründe und Auswirkungen der beiden wesentlichen anthropogen bedingten Mortalitätsfaktoren für Große Beutegreifer, die da wären „Straßenverkehr“ und „illegale Tötung“, zu erlangen. Dafür sollen entscheidende Faktoren für die Habitateignung sowie das räumlich explizite Risiko eines Verkehrsunfalls für Luchse identifiziert werden und in eine Modellierung der Überlebensfähigkeit von Vorkommen einfließen. Es soll untersucht werden, inwieweit die Variation der illegalen Tötung die Überlebenswahrscheinlichkeit einer Population und eine natürliche Rückkehr der Tiere in unbesiedelte aber geeignete Habitate beeinträchtigt. Es sollen Motive herausgearbeitet werden, welche das Ausmaß illegaler Tötung von Luchsen im gesellschaftlichen Kontext beeinflussen, um letztlich die disziplin-übergreifende Wissenslücke für ein wissenschaftlich fundiertes Management für Große Beutegreifer zu schließen.

Fragestellungen der Arbeit

Die übergeordnete Frage der Arbeit lautet demzufolge:

Welches sind die Schlüsselfaktoren für ein langfristig erfolgreiches Management des Luchses in der Kulturlandschaft Mitteleuropas, die sich durch eine Integration von natur- und sozialwissenschaftlichen Analysen ergeben?

Ein Management wird als erfolgreich angesehen, wenn es im Sinne der EU-Richtlinie 92/43EWG dazu beiträgt, einen günstigen Erhaltungszustand der Population herzustellen und / oder zu sichern. Als Kriterien hierfür werden einerseits die Anzahl der Individuen, deren räumliche Verbreitung sowie die Qualität und Quantität des Habitates herangezogen (vgl. Linnell et al. 2007). Für die Arbeit ergaben sich folgende abgeleitete Fragestellungen:

- Welche biotischen und abiotischen Faktoren sind für die Habitatselektion des Luchses von signifikanter Bedeutung?
- Welche biotischen und abiotischen Faktoren sind für das Risikopotential von Verkehrsunfällen mit Luchsen von signifikanter Bedeutung?
- Inwiefern verbessert die Wiederbesiedlung von bis dato unbesiedelten Regionen die Überlebensfähigkeit einer Luchspopulation?
- Inwieweit beeinflusst die illegale Tötung die Überlebensfähigkeit einer Population?
- Inwieweit kann durch eine räumlich explizite Reduktion der illegalen Tötung von Luchsen in ausgewählten Habitaten die Überlebensfähigkeit einer Population erhöht werden?
- Welche Faktoren tragen dazu bei, dass einzelne Jäger gewillt sind, illegal Luchse zu schießen und in welchem Zusammenhang stehen diese Faktoren zueinander?
- Welche Konsequenzen ergeben sich aus der Zusammenführung natur- und sozialwissenschaftlichen Untersuchungen für ein interdisziplinäres Luchsmanagement?

Räumlicher Bezug der Arbeit

Bei den naturwissenschaftlichen Analysen der Arbeit wird der Fokus auf das Bundesland Baden-Württemberg in Südwestdeutschland gelegt und es werden ebenfalls Daten aus einer Luchspopulation aus dem benachbarten Schweizer Jura genutzt. Die sozialwissenschaftlichen Analysen beziehen sich auf die gesamte Bundesrepublik Deutschland (zur weiteren Beschreibung des Untersuchungsgebietes vgl. Kapitel 2).

Gliederung der Arbeit

Die Bewertung der Straßenmortalität und der illegalen Tötungen für die Überlebensfähigkeit einer Luchspopulation ist nur sinnvoll im Kontext anderer die Populationsentwicklung bestimmender Einflussgrößen, wie Habitateignung, Reproduktionsrate, Dispersalverhalten etc.. Daher werden als Grundlage für diese Bewertung die hierfür erforderlichen naturwissenschaftlichen Analysen in einem ersten Teil der Arbeit beschrieben. Da die Motive und Neutralisationstechniken für illegale Tötungen das Ausmaß dieses Mortalitätsfaktors bestimmen, werden in einem zweiten Teil die gesellschaftlichen Hintergründe hierfür analysiert. Abschließend werden in einem dritten Teil die beiden ersten Teile zusammengeführt.

Teil I: Naturwissenschaftliche Analysen

- Kapitel 3: Modellierung der Habitateignung für Luchse
- Kapitel 4: Bewertung des Risikopotentials von Straßen für Luchse
- Kapitel 5: Verluste durch illegale Tötungen und Straßenverkehr – räumlich explizite Modellierung der Überlebensfähigkeit einer Luchspopulation in Baden-Württemberg
- Kapitel 6: Zusammenfassung der naturwissenschaftlichen Analysen

Teil II: Sozialwissenschaftliche Analyse

- Kapitel 7: Hintergründe illegaler Tötung – Untersuchung über den illegalen Abschuss von Luchsen durch einzelne Jäger

Teil III: Synthese von natur- und sozialwissenschaftlichen Analysen und Schlussfolgerungen für ein erfolgreiches Management

- Kapitel 8: Synthese und Diskussion
- Kapitel 9: Schlussfolgerungen für eine aktive Wiederansiedlung von Luchsen

Aufgrund des interdisziplinären Ansatzes der Arbeit unterscheiden sich die in den Kapiteln angewandten Methoden teilweise deutlich voneinander. Um die Lesbarkeit der Arbeit zu verbessern, werden aus diesem Grund die Methoden und Ergebnisse in den einzelnen Kapiteln dargestellt und diskutiert. In Teil III der Arbeit werden die Ergebnisse der unterschiedlichen Disziplinen zusammengeführt und hinsichtlich ihrer interdisziplinären Relevanz bezüglich der übergeordneten Forschungsfrage diskutiert.

2 UNTERSUCHUNGSGEBIETE

Die naturwissenschaftlichen Fragestellungen der Arbeit wurden für eine dicht besiedelte Kulturlandschaft Mitteleuropas am Beispiel des Bundeslandes Baden-Württemberg untersucht. Baden-Württemberg beherbergt aktuell keine Luchspopulation. Die Analysen basieren aus diesem Grund auf Telemetriedaten aus dem Schweizer Jura und auf Daten von Verkehrsunfällen mit Luchsen aus der gesamten Schweiz.

Baden-Württemberg verfügt über eine Gesamtfläche von 35.750 km² und gehört mit einer Bevölkerung von 300 Einwohnern / km² zu den am dichtesten besiedelten Bundesländern Deutschlands. Das Bundesland weist eine hohe naturräumliche Vielfalt auf: Die tiefer gelegenen Tal- und Beckenräume des Landes werden landwirtschaftlich intensiv genutzt. Hier finden sich neben Ackerbau auch Intensivkulturen wie z. B. Obst- und Weinbau. Der überwiegende Teil des Landes weist Höhenlagen auf, die für den Getreidebau günstig sind, der in unterschiedlichen Kombinationen mit Grünlandwirtschaft und Futteranbau auftritt. Ungünstige Wuchsklimate finden sich in den Höhengebieten des Schwarzwalds und der Schwäbischen Alb, hier herrschen Futterbau und Viehhaltung auf Grünland vor. Rund 40 % der Fläche von Baden-Württemberg sind mit Wald bedeckt. Große zusammenhängende Waldflächen sind der Schwarzwald, der Schwäbisch-Fränkische Wald oder der Odenwald, aber auch auf der Schwäbischen Alb finden sich aufgrund der klimatischen Bedingungen viele Waldflächen. Die höchste Erhebung des Landes ist der Feldberg im südlichen Schwarzwald mit 1.493 müNN. Die Hornisgrinde ist mit 1.164 müNN die höchste Erhebung im nördlichen Schwarzwald. Der höchste Berg der Schwäbischen Alb und des Albvorlandes ist der Lemberg mit 1.015 müNN. Die Jagdstrecken der Jahre 2000 bis 2010 (Abschuss plus Fallwild) betragen im Mittel 4,74 Rehe und 0,01 Gämsen pro 100 Hektar (WFS 2012: schriftliche Mitteilung 1).

Mit über 1.000 km Bundesautobahnen und mehr als 4.500 km Bundesstraßen liegt Baden-Württemberg im Bezug auf die Verkehrsdichte mit an der Spitze im bundesweiten Vergleich. Die Gesamtlänge der für die Untersuchung relevanten Straßen beträgt 40.690 km, wodurch sich eine Straßendichte von 1,08 km Straße / km² Fläche ergibt. Die Flächengröße sowie die Jagdstrecken der untersuchten Naturräume sind in Tabelle 1 aufgelistet.

Der Schweizer Jura bildet (zusammen mit dem französischen Jura) ein Kalksteinmassiv im Grenzgebiet zwischen der Schweiz und Frankreich (Abbildung 2). Die Gesamtfläche des

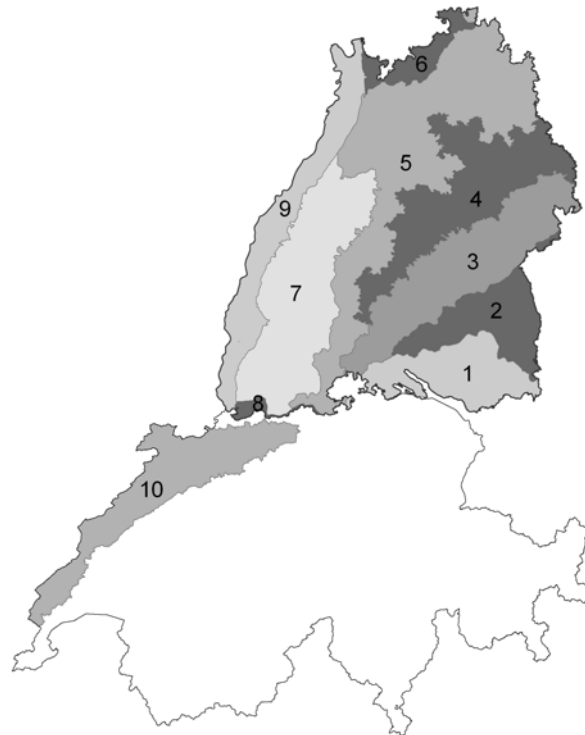


Abbildung 2: Untersuchungsgebiet.

Baden-Württemberg: 1.Voralpines Hügel- und Moorland 2.Donau-Iller-Lech-Platte 3.Schwäbische Alb 4.Schwäbisches Keuper-Lias-Land 5.Neckar- und Tauber-Gäuplatten 6.Odenwald 7.Schwarzwald 8.Hochrheingebiet 9. Oberrhein-Tiefland. (Meynen & Schmithüsen 1962, verändert)

Schweiz: 10.Schweizer Jura

Schweizer Jura beträgt 4.199 km². Vom Luchs besiedelte Flächen des Juras erstrecken sich in der Schweiz über knapp 200 km vom Kanton Aargau in Richtung Süd-West bis an die französische Grenze (vgl. Capt 2007). Im Gegensatz zum Tafeljura der Schwäbischen Alb besteht der schweiz-französische Jurakomplex überwiegend aus gefalteten Jura-Schichten (Faltenjura). Die Höhe des Untersuchungsgebietes im Schweizer Jura variiert zwischen 306 müNN und 1.679 müNN (Mont Tendre) wobei die höheren Gipfel auf der süd-östlichen Seite des Massivs zu finden sind, das nach Nord-Westen hin leicht abfällt. Der Gesamtbewaldungsgrad wird mit 53 % angegeben (Zimmermann & Breitenmoser 2007). Auf den Hängen überwiegen Mischwälder aus Buchen und Eichen, auf den Höhenrücken Fichten, Kiefern und Tannen. Die Wälder werden von vielen offenen Weiden aufgelockert. Die Hauptbeute des Luchses im Jura sind Rehe sowie Gamsen (Jobin et al. 2000). Die Jagdstrecken (Abschuss plus Fallwild) in den Kantonen, die überwiegend im Schweizer Jura liegen (Basel-Land mit 100 %, Solothurn mit 79 %, Jura mit 93 %, und Neuenburg mit 100 %), betrug über die Jagdjahre 2000 bis einschl. 2010 im Mittel 2,2 Rehe und 0,08 Gämsen pro 100 Hektar (BAFU 2012: Online-Quelle 1).

Die Bevölkerungsdichte der vier genannten Kantone reicht von 84 Einwohnern / km² (Kanton Jura) bis zu 527 Einwohnern / km² (Kanton Basel-Land) (BFS 2011: Online-Quelle 2). Die Gesamtlänge der im ganzen Schweizer Jura für die Untersuchung relevanten Straßen beträgt 5.403 km, die Straßendichte somit 1,43 km Straße / km² Fläche.

Für die sozialwissenschaftliche Untersuchung wurde als Bezugsrahmen die gesamte Bundesrepublik Deutschland gewählt.

Tabelle 1: Kennzahlen der untersuchten Naturräume. Jagdstrecken (Abschuss inkl. Fallwild) der Jahre 2000 bis einschl. 2010.

(Quellen: Meynen & Schmithüsen 1962 (verändert), WFS 2012, BAFU 2012)

Naturraum	Fläche in km ²	Jagdstrecke (Reh/1km ²)	Jagdstrecke (Gams/1km ²)
Voralpines Hügel- und Moorland	2.818	4.13	<0.00
Donau-Iller-Lech-Platten	2.636	4.43	<0,00
Schwäbische Alb	5.249	4.52	0.01
Schwäbisches Keuper-Lias-Land	4.863	4.40	<0.00
Neckar- und Tauber-Gäuplatten	9.034	4.00	<0.00
Odenwald	1.005	7.97	-
Schwarzwald	6.158	3.85	0.04
Hochrheingebiet	219	5.41	0.05
Oberrhein-Tiefland	3.493	3.96	0.01
Schweizer Jura	4.199	2,22	0,08

3 MODELLIERUNG DER HABITATEIGNUNG FÜR LUCHSE

Räumlich explizite Habitatmodelle finden eine breite Anwendung in den Schutzbemühungen für verschiedene Tierarten. Sie sind ein wichtiges Instrument, um Zusammenhänge zwischen Umweltvariablen und der Raumnutzung von Tieren aufzuzeigen, (Johnson 1980, Posillico et al. 2004, Krebs et al. 2007) um damit fehlende Daten über die Verbreitung von seltenen Tierarten auszugleichen (Fernandez et al. 2006, Pearce & Boyce 2006, Braunisch & Suchant 2010) oder um bislang unbesiedelte Gebiete auf Eignung zu untersuchen (Schadt et al. 2002a, Johnson & Omland 2004, Sawyer et al. 2006). Die Identifizierung von potentiell geeigneten Habitatflächen und die Quantifizierung derselben werden für die Vorbereitung von seriösen Wiederansiedlungsprojekten gefordert (IUCN 1998). Hierfür stehen unterschiedliche Verfahren zur Verfügung. Die Wahl des Untersuchungsdesigns und des passenden Modellansatzes sind dabei entscheidend für die Qualität des Ergebnisses (Keating & Cherry 2006, Pearce & Boyce 2006).

Zur Identifizierung von entscheidenden Umweltvariablen auf der Grundlage von Telemetriedaten ist die logistische Regression ein häufig verwendeter Modellansatz (Schadt et al. 2002a, Posillico et al. 2004, Balbontin 2005, Zimmermann & Breitenmoser 2007, Klar et al. 2008, Gütthlin et al. 2011). Das Ergebnis der Regression ist dabei nicht als absolute, sondern nur als relative Wahrscheinlichkeit („odds-ratio“) für die Anwesenheit des Tieres zu interpretieren (Keating & Cherry 2006, Pearce & Boyce 2006, Gütthlin et al. 2011). Die Generierung von ‚pseudo-absence-Daten‘ für die Analyse wird je nach Fragestellung unterschiedlich gehandhabt. Einfluss auf die Interpretation der Ergebnisse hat ebenfalls die räumliche Auflösung der analysierten Daten. Häufig werden Habitatmodelle auf der Grundlage von recht grob aufgelösten Daten über die Landnutzung und die Tierart entwickelt (Klar et al. 2008). Eine hohe räumliche Auflösung kann jedoch nachweislich dazu führen, dass bedeutende Habitatfaktoren identifiziert werden, die durch Analysen mit größeren Rastergrößen nicht erkannt werden können (Fernandez et al. 2003). Ebenfalls kann der durch eine logistische Regression erklärte Anteil der Varianz häufig durch die Berücksichtigung von sog. ‚zufälligen Effekten‘ verbessert werden (Gillies et al. 2006). Zufällige Effekte können beispielsweise auf der Ebene des individuell genutzten Streifgebietes vorhanden sein, wenn die Tiere unterschiedliche Präferenzen zeigen.

Eine Vorhersage zur Habitateignung Deutschlands für den Luchs anhand einer logistischen Regression wurde 2002 von Schadt et al. auf der Grundlage von Telemetriedaten aus dem Schweizer Jura durchgeführt (Schadt et al. 2002a). Die räumliche Auflösung der untersuchten Umweltparameter lag bei 1.000 x 1.000 m. Räumlich explizite Vergleichsdaten wurden durch die zufällige Generierung von Streifgebieten bereitgestellt („second-order-selection“ nach Johnson 1980), d.h. es wurden die relevanten Parameter für die Wahl des Streifgebietes innerhalb des Untersuchungsgebietes analysiert. Die potentiell relevante Verkehrsinfrastruktur konnte nur teilweise berücksichtigt werden. Als Variable mit signifikantem Erklärungsanteil wurde der Anteil an extensiv genutzten Flächen im Umfeld von 80 km² identifiziert. Bei der anschließenden Modellübertragung auf Baden-Württemberg wurde dem Schwarzwald eine Eignung für eine Luchspopulation von max. 54 residenten Tieren zugeschrieben.

Weitere Regressionsanalysen von Telemetriedaten von Luchsen führten Zimmermann & Breitenmoser 2007 und Zimmermann & Breitenmoser 2002 durch. In beiden Fällen wurde ebenfalls die ‚second-order-selection‘ (Johnson 1980) untersucht. Die räumliche Auflösung der Prädiktoren betrug 250 x 250 m bis 1.000 x 1.000 m. Prädiktoren mit signifikantem Erklärungsanteil und positiver Korrelation zur abhängigen Variable ‚Luchspräsenz‘ waren

‚Anteil an Gebüschland im Umfeld von 1 km²‘, ‚Anteil an Wald im Umfeld von 1 km²‘, ‚Höhe‘ und ‚Hangneigung‘. Das Modell wurde nicht auf Baden-Württemberg übertragen.

Ziel der in diesem Kapitel beschriebenen Untersuchung ist es, die entscheidenden Habitatparameter für die Habitatwahl der Luchse innerhalb ihrer Streifgebiete („third-order“-Habitatselektion nach Johnson 1980) im Schweizer Jura auf der Grundlage hoch aufgelöster Habitatparameter und Telemetriedaten zu identifizieren. Der „third-order“-Habitatselektion liegen die Hypothesen zu Grunde, dass Tiere jeden Ort innerhalb ihres Streifgebietes nutzen können, ihre Aufenthaltsorte nicht zufällig wählen, gewisse Habitateigenschaften präferieren und ihre Nutzung sich vom Angebot der Landschaftsparameter unterscheidet. Im Gegensatz zu den bisherigen Regressionsanalysen wird getestet, ob zufällige Effekte auf Ebene der Streifgebiete der Luchsindividuen dazu beitragen, einen wesentlichen Teil der Varianz zu erklären. Die Modellergebnisse sollen auf Baden-Württemberg übertragen werden. Daraus ergibt sich eine Vorhersage der für Luchse geeigneten Flächen sowie der Lebensraumkapazität für Baden-Württemberg und die darin liegenden Naturräume. Die Forschungsfragen lauten demnach:

- Welche biotischen und abiotischen Faktoren sind für die Habitatselektion dritter Ordnung (nach Johnson 1980) des Luchses von signifikanter Bedeutung?
- Welche Bereiche in Baden-Württemberg sind als Lebensraum für Luchse geeignet?
- Welche Anzahl residenter Tiere könnte in Baden-Württemberg einen geeigneten Lebensraum finden?

3.1 METHODEN

3.1.1 Luchsdaten

Zwischen 1988 und 1998 wurden im Jura verschiedene Telemetrieprojekte mit Luchsen durchgeführt (Breitenmoser-Würsten et al. 2007b). Für die Modellgenerierung wurden von KORA (Koordinierte Forschungsprojekte zur Erhaltung und zum Management von Großraubtieren in der Schweiz) Telemetriedaten von Luchsen aus dem Schweizer Jura zur Verfügung gestellt. Die Ausgangstabelle beinhaltete 10.610 Einträge von 28 Tieren, die in

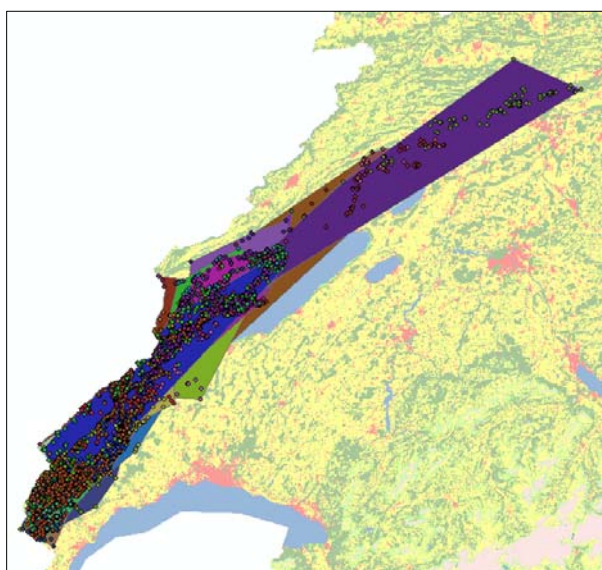


Abbildung 3: Lage der Telemetriepunkte und der 100 %-MCP der 26 Luchse im Schweizer Jura, die für die Analyse genutzt wurden.

den Jahren 1988 bis 1998 über einen Zeitraum von 1,5 Monaten bis 9,5 Jahren mit einem Sender-Halsband ausgestattet waren. Luchse, die weniger als zwei Monate am Sender waren, wurden von der Auswertung ausgeschlossen (F17 und F25, vgl. Anhang 1). Von den verbleibenden 26 Luchsen wurden nur Punkte genutzt, die mit einer Genauigkeit von mindestens 100 m erhoben wurden. Da nur Landnutzungsdaten aus der Schweiz vorlagen, wurden die Peilpunkte außerhalb der Schweiz für die Modellgenerierung entfernt (Anhang 1).

Um zeitliche Autokorrelation der Daten weitgehend zu vermeiden, wurde von jedem Tier nur ein Peilpunkt pro Tag berücksichtigt. Der resultierende Datensatz beinhaltete 4.816 Peilpunkte von 26 Tieren (9 Männchen, 17 Weibchen) mit durch-

schnittlich 185 Peilungen (Median: 100, Maximum: 729, Minimum: 11). Die Lage der Punkte sowie der 100 %-Minimum Convex-Polygons der Streifgebiete (MCP) sind in Abbildung 3 dargestellt.

Die einzelnen Aufenthaltspunkte der Luchse wurden mit Zufallspunkten (control-data) in

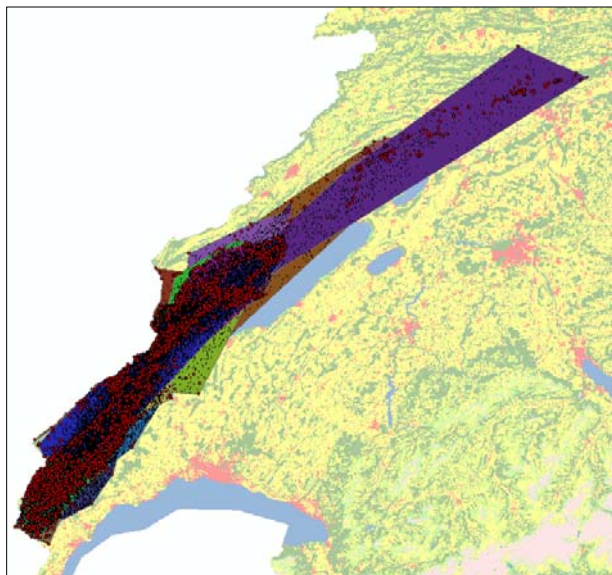


Abbildung 4: Verteilung der Zufallspunkte im 100 %-MCP der 26 Luchs im Schweizer Jura.

Bezug auf ihre Lage in der Landschaft verglichen ('use-availability-design', Pearce & Boyce 2006). Dabei wurde die Raumnutzung eines jeden Luchses *innerhalb* seines Streifgebietes (100 %-MCP) analysiert. Für die Generierung der Zufallspunkte wurde zunächst mit der ArcView-Extension „Animal Movement ver. 2.04“ (Hooge & Eichenlaub 2000) das 100 %-MCP für die Peilpunkte eines jeden Luchses berechnet. Anschließend wurde innerhalb des 100 %-MCP eines jeden Tieres die dreifache Menge an Zufallspunkten generiert wie Peilpunkte vorhanden waren (ArcView-Extension „Random Point Generator ver. 1.3“, Jeness 2007). Die Summe aller Punkte (Zufalls- wie auch Peilpunkte), die in die Analyse einfließen, betrug 19.264 (vgl. Abbildung 4).

3.1.2 Unabhängige Variablen für die Beurteilung der Habitataignung

Die getesteten unabhängigen Variablen beinhalteten Informationen zu Landnutzung, Topografie und menschlicher Siedlungs- und Verkehrsinfrastruktur (Tabelle 2). Ihre Auswahl erfolgte auf Grundlage von Expertenwissen sowie früherer Studien zur Habitatwahl des Luchses (Zimmermann & Breitenmoser 2002, Schadt et al. 2002a, Zimmermann 2004, Zimmermann & Breitenmoser 2007, Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008), ein weiteres, nachgeordnetes Kriterium war die Verfügbarkeit vergleichbarer Datengrundlagen im Kalibrierungs- (Jura) und Extrapolationsgebiet (Baden-Württemberg).

Flächige Strukturen der Landnutzung

Die Landnutzungsdaten für die Schweiz wurden auf der Grundlage der Schweizer Areal-Statistik von 1997 ermittelt (AS97 © Swiss Federal Statistical Office GEOSTAT). Die AS97-Daten lagen als Rasterdatensatz mit einer Auflösung von 100 x 100 m in 74 Grundkategorien zur Bodennutzung und Bodenbedeckung vor. Die Grundkategorien wurden zu folgenden vier Klassen aggregiert: Wald ('forest'), Gebüschland ('shrubs'), Offenland ('rural') und Siedlung ('urban') (vgl. Anhang 2). Die Aggregation orientierte sich an den aus der Literatur entnommenen Habitatansprüchen des Luchses (Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008). Sie ermöglichte die Übertragung auf die Landnutzungsdaten des Amtlich Topografisch Kartografischen Informationssystems Deutschlands (ATKIS® Landesvermessungsamt Baden-Württemberg). Die ATKIS-Daten bildeten die Grundlage für die Erstellung des Rasterdatensatzes der Landnutzung in Baden-Württemberg. Die Aggregation der ATKIS-Kategorien erfolgte in dieselben vier Klassen und in derselben räumlichen Auflösung wie in der Schweiz (vgl. Anhang 2).

Topografie

Als Grundlage für die topografischen Variablen diente ein Höhenmodell für die Schweiz mit einer Auflösung von 100 x 100 m (Swiss Federal Statistical Office GEOSTAT). Neben der Variablen ‚Höhe über dem Meeresspiegel‘ (‚elevation‘) floss deren Quadrat (‚elevation_sq‘) in die Analyse ein, um eventuell vorhandene nicht-lineare (quadratische) Zusammenhänge aufzuzeigen. Mittels der Software ArcMap 9.3.1 (ESRI®, Inc, Redlands, CA, USA) wurde die Variable ‚Hangneigung‘ (‚slope‘) generiert, die ebenfalls als Quadrat berücksichtigt wurde (‚slope_sq‘). Um mögliche Präferenzen des Luchses bezüglich der Exposition zu erfassen, wurde die Variable ‚aspect‘ berechnet (0 bis 360 Grad). Die Verwendung zirkulärer Daten in einer Regressionsanalyse erfordert deren Transformation in kontinuierliche Variablen mit stetiger Ausprägung. Dementsprechend wurde die Exposition in Form der Winkelmaße ‚cos(aspect)‘, ‚cos(2*aspect)‘, ‚sin(aspect)‘ und ‚sin(2*aspect)‘ in die Analyse einbezogen (vgl. Zar 1999). Die Kombination dieser vier trigonometrischen Parameter erlaubt anhand der Analyse der Response-Kurve eine feinere Differenzierung hinsichtlich der Präferenzen, wie das alleine durch den Cosinus (→ northing) und den Sinus (→ easting) möglich ist (vgl. Roberts 1986). Die entsprechenden Variablen für Baden-Württemberg wurden auf Grundlage des digitalen Geländemodells „dhm25_50“ (© Landesvermessungsamt Baden-Württemberg) erstellt.

Distanz zu Siedlungs- und Verkehrsinfrastruktur

Auf Grundlage der Landnutzungskategorie ‚Siedlung‘ (‚urban‘) wurde für jede Rasterzelle die Distanz zu Siedlungseinheiten berechnet. Die Variable ‚dis_urb04‘ beschreibt die Distanz zur nächst größeren Aggregation von Siedlungszellen. Als solche Aggregation wurden Siedlungszellen definiert, die im Umkreis von 400 m von mindestens 14 weiteren Zellen der Kategorie ‚urban‘ umgeben sind. Die Variable ‚dis_urb04‘ berücksichtigt somit keine vereinzelt liegenden Siedlungszellen.

Zur Berechnung der Distanz zu Straßen stand für die Schweiz der Vektordatensatz „vec25shp/str_25_1“ zur Verfügung (vector25 © Bundesamt für Landestopografie, swisstopo). Bei der Berechnung der Variablen ‚dis_str‘ wurde die Distanz zu der nächstgelegenen Straße einer der folgenden Kategorien berücksichtigt: Autobahn, Autostraße, Straße der 1. Klasse, Straße der 2. Klasse und Straße der 3. Klasse. Für Baden-Württemberg waren die Straßen in den entsprechenden ATKIS-Datensätzen enthalten. Die Zuweisung der deutschen zu den schweizerischen Straßenkategorien ist der Tabelle 3 zu entnehmen und orientierte sich an der hierarchischen Gliederung innerhalb der Länder. Eine Übersicht über alle im Modell getesteten unabhängigen Variablen (Prädiktoren) gibt Tabelle 2.

Zur Berechnung der Distanzen wurde die Extension „Spatial Analyst“ in ArcView3.2 sowie in ArcMap9.3.1 genutzt.

Tabelle 2: Unabhängige Variablen für die logistische Regression.

Variablenbezeichnung	Variablenbeschreibung	Variablentyp	Einheit
landuse	Landnutzung: Wald (forest), Gebüschland (shrubs), Grünland / Ackerland (rural), Siedlung (urban)	kategoriiell	Kategorien (1 – 4)
elevation	Höhe üNN	kontinuierlich	km
elevation_sq	Höhe üNN, quadriert	kontinuierlich	km ²
slope	Hangneigung	kontinuierlich	Grad
slope_sq	Hangneigung, quadriert	kontinuierlich	Grad ²
cos(aspect)	Kosinus der Exposition	kontinuierlich	(-1) - 1
cos(2*aspect)	Kosinus der doppelten Exposition	kontinuierlich	(-1) - 1
sin(aspect)	Sinus der Exposition	kontinuierlich	(-1) - 1
sin(2*aspect)	Sinus der doppelten Exposition	kontinuierlich	(-1) - 1
dis_str	Distanz zur nächsten Straße	kontinuierlich	km
dis_urb04	Distanz zur nächsten Siedlung - einzelne Gehöfte sind nicht berücksichtigt.	kontinuierlich	km
sex	Geschlecht der Tiere	kategoriiell	Kategorien (1 – 2)

Tabelle 3: Zuweisung der deutschen zu den schweizerischen Straßenkategorien. Berücksichtigt sind nur Straßen außerorts.

Schweiz	Baden-Württemberg	Länge Schweiz [km]	Länge BW [km]
Autobahn	Bundesautobahn	2.300	1.545
Autostraße	Bundesstraße	390	3.910
1. Klasse	Landesstraße/Staatsstraße	12.840	7.325
2. Klasse	Kreisstraße	12.870	9.160
3. Klasse	Gemeindestraße	26.600	18.750
Summe		55.000	40.690

3.1.3 Statistische Analysen

Die Datenanalyse erfolgte anhand einer logistischen Regression. Die logistische Regression ist für die Analyse einer nominalskalierten, dichotomen abhängigen Variablen geeignet, die in den Kategorien 0 (*hier*: Zufallspunkt) und 1 (*hier*: Peilpunkt) vorliegt. Sie beschreibt in Abhängigkeit der unabhängigen Variablen V_k für jeden Punkt I die *relative* Wahrscheinlichkeit $p(x_i=1)$, dass der Punkt ein Peilpunkt ist:

$$p(x_i=1) = \frac{1}{1 + e^{-(\beta_0 + \beta_1 V_1 + \dots + \beta_k V_k)}}$$

$p(x_i=1)$: Wahrscheinlichkeit, dass der Punkt I ein Peilpunkt ist

β_0 = Regressionskonstante

β_k = Regressionskoeffizient

V_k = unabhängige Variable

Dabei wird der Term „ $\beta_0 + \beta_1 V_1 + \dots + \beta_k V_k$ “ als Linearer Prädiktor (LP) bezeichnet.

Die Datenanalyse erfolgte anhand der frei verfügbaren Software „R“ (Version 2.12.2, R Development Core Team 2011, Wien, Österreich). Um zu testen, ob der Anteil an erklärter Varianz durch die Einbeziehung des zufälligen Effektes wesentlich verbessert wird, wurde neben einem ‚Generalisierten Linearen Modell‘ (glm) auch ein ‚Generalisiertes Lineares Modell mit gemischten Effekten‘ (glmm, Paket „lme4“ Bates et al. 2011) erstellt. Im Modell mit gemischten Effekten wurde die Ebene des Streifgebietes eines Individuums als zufälliger Effekt einbezogen.

Modellselektion und Modellqualität

Für jede mögliche Kombination aus Variablen wurde sowohl ein ‚glm‘ wie auch ein ‚glmm‘ berechnet. Die Selektion des besten Modells erfolgte anhand des ‚Akaike’s Information Criterion‘ (AIC, Akaike 1987). Der AIC berücksichtigt den Zusammenhang zwischen der Anzahl an unabhängigen Parametern und dem Erklärungsgehalt des Modells, zu Gunsten des Modells mit möglichst wenigen unabhängigen Variablen (Richards 2005, Klar et al. 2008). Das Modell mit dem geringsten AIC-Wert erklärt den höchsten Anteil an Varianz (Burnham & Anderson 2002). Die praktische Umsetzung erfolgte mit dem R-Paket „MuMIn“ (Version 1.2.3 Barton 2011). Das Tool berechnet ausgehend von dem ‚globalen Modell‘ mit allen Prädiktoren mögliche Modellvarianten unter Ausschluss von Prädiktoren und gewichtet anhand des korrigierten AIC jede einzelne Variante hinsichtlich der Wahrscheinlichkeit, dass es sich bei ihr um das beste Modell handelt.

Der relative Erklärungsbeitrag, den jeder Prädiktor auf die Ausprägung der abhängigen Variable hat, spiegelt sich in den Differenzen der $-2\log(\text{Likelihood})$ -Werte wider (Backhaus et al. 2008). Für die Berechnung wurden die $\log(\text{Likelihood})$ -Werte für das beste Modell und für das beste Modell ohne die entsprechende Variable bzw. Variablengruppe verglichen. Inwieweit die Modellvorhersage von einer zufällig getroffenen Vorhersage abweicht, wurde über die ROC-Kurve (‚receiver operating characteristics‘) mit der Software ROC_AUC (Schroeder 2000) ermittelt. Als Indikator für die Modellqualität gilt dabei der AUC-Wert (‚Area Under the Curve‘). Nach (Hosmer & Lemeshow 2000) werden Modelle mit einem AUC-Wert zwischen 0,7 und 0,8 als „akzeptabel“, zwischen 0,8 und 0,9 als „exzellent“ und bei einem AUC-Wert größer als 0,9 als „überragend“ bezeichnet.

3.1.4 Modellübertragung auf das gesamte Untersuchungsgebiet und sich daraus ergebende Populationsschätzungen

Die Ergebnisse der Regression wurden in einem GIS auf das gesamte Untersuchungsgebiet extrapoliert (Schweizer Jura und Baden-Württemberg). Hierfür wurde für jede Rasterzelle (100 x 100 m) zunächst der lineare Prädiktor (LP) in Abhängigkeit der Parameterausprägung berechnet (vgl. Gusian et al. 1999). Anschließend wurde mittels der logistischen Transformation für jede Zelle die relative Wahrscheinlichkeit $p(x_i=1)$ zwischen 0 und 1 mit folgender Gleichung ermittelt:

$$p(x_i=1) = 1 / (1 + \exp(-LP))$$

Diese relative Wahrscheinlichkeit $p(x_i=1)$ wurde anschließend anhand eines Schwellenwertes den Klassen „geeignetes Habitat“ oder „nicht geeignetes Habitat“ zugeteilt. Anhand der Software ROC_AUC (Schroeder 2000) wurde mittels der binär codierten abhängigen Variablen und den vorhergesagten relativen Wahrscheinlichkeiten $p(x_i=1)$ verschiedene Schwellenwerte für die Klassifizierung berechnet. ‚P_fair‘ beschreibt den Schwellenwert, bei dem der Anteil an richtig vorhergesagten Peilpunkten (sensitivity) und der Anteil an richtig vorhergesagten Zufallspunkten (specificity) maximal und annähernd gleich groß ist. Andere Schwellenwerte wie ‚p_opt‘ oder ‚p = 0,5‘ führen in der Regel zu unterschiedlichen Anteilen an korrekt vorhergesagten Peil- und Zufallspunkten. Da die Modellierung für die Vorhersage geeigneter Habitatzellen genutzt werden sollte, wurde der Schwellenwert ‚p_fair‘ genutzt. Durch die Anwendung des Schwellenwertes ‚p_fair‘ entstand eine Rasterkarte mit den potentiell für den Luchs geeigneten Rasterzellen, die als „Brutto-Habitat“ bezeichnet wurden. Bei dieser Karte ist der Verbund der einzelnen Zellen noch nicht berücksichtigt.

Einzelne Rasterzellen, denen nach Anwendung des Schwellenwertes ‚p_fair‘ eine prinzipielle Eignung für den Luchs zugewiesen wurde, stehen einer Luchspopulation nicht zur Verfügung, wenn sie räumlich fern ab von anderen geeigneten Zellen liegen, da Luchse offene Bereiche mit einer Ausdehnung von über 1.000 m meiden (Haller & Breitenmoser 1986). Um entsprechend isolierte Zellen bei der Erstellung einer Habitateignungskarte auszuschließen, wurden in Anlehnung an Schadt et al. (2002a) und Zimmermann (2007) prinzipiell geeignete Zellen entfernt, die im Verbund weniger als 50 km² Fläche ausmachen. Zu einem Verbund gehören dabei nur diejenigen Zellen, die weniger als 1.000 m voneinander entfernt liegen. In der Ergebniskarte sind alle Rasterzellen enthalten, die für Luchse als Lebensraum sowohl geeignet als auch erreichbar sind bzw. die zu einem Verbund von mindestens 50 km² geeigneter Zellen gehören. Sie wurden als „Netto-Habitat“ bezeichnet.

Anspruch der Luchse an Netto-Habitat-Zellen innerhalb ihres Streifgebietes zur Abschätzung der Populationsdichte

Für jedes im Schweizer Jura telemetrierte Tier wurde das 95 %-MCP ermittelt. Im Gegensatz zum 100 %-MCP werden bei der Berechnung des 95 %-MCP die 5 % der Peilpunkte nicht berücksichtigt, die am ehesten isoliert von den anderen liegen und so zu einer enormen Vergrößerung des Streifgebietes beitragen. Das 95 %-MCP wurde genutzt, um die Bedeutung selten genutzter Flächen nicht zu überschätzen. Es wurde analysiert, wie viele Zellen an Netto-Habitat innerhalb der 95 %-MCP-Fläche lagen. Hierfür wurden sowohl die Peilpunkte in der Schweiz, wie auch in Frankreich genutzt, um den Raumanspruch eines jeden Individuums voll zu erfassen. Für Frankreich lagen keine Informationen über die geeigneten Habitatzellen vor. Für den Flächenanteil des 95 %-MCP, der in Frankreich lag, wurde daher der entsprechende Anteil an Netto-Habitatzellen aus dem Schweizer Teil des 95 %-MCP dazu addiert.

Um den Anspruch der Tiere an Netto-Habitat nicht zu über- oder unterschätzen, wurden für diese Berechnung nur die Luchse herangezogen, die folgende Bedingungen erfüllten:

- kein erkennbarer Wechsel in der Raumnutzung („shift“)
- Telemetriert über mindestens 365 Tage
- Mindestens 80 % des 95 %-MCP in der Schweiz

Die Streifgebiete von Luchsen überschneiden sich in aller Regel geschlechtsintern nicht, hingegen sind vollständige Überlappungen zwischen Männchen und Weibchen die Regel (Breitenmoser-Würsten et al. 2007b). Somit konnte anhand der Summe der Netto-Habitat-Zellen für das gesamte Untersuchungsgebiet berechnet werden, für wie viele residente männliche und weibliche Tiere geeignete Rasterzellen zur Etablierung von Streifgebieten zur Verfügung stehen. Zu den residenten Tieren kommen laut Breitenmoser-Würsten (Breitenmoser-Würsten et al. 2007b) noch 6 - 35 % an Tieren hinzu, die kein eigenes Revier etablieren konnten (*Disperser* und sog. *Floater*). Die Tiere dieser „Schattenpopulation“ (Zimmermann & Breitenmoser 2007) besetzen keine exklusiven Streifgebiete und wurden somit bei der Berechnung zunächst nicht berücksichtigt.

3.1.5 Vergleichbarkeit des Schweizer Jura mit Baden-Württemberg

Die Übertragung von regional gewonnenen Modellergebnissen auf eine andere Region (*in dieser Arbeit*: Baden-Württemberg) ist stets mit Unsicherheiten behaftet, da die Interaktion zwischen den Tieren und den Habitatparametern unter anderen geografischen Gegebenheiten stark variieren kann (Fielding & Haworth 1995, Gusian et al. 1999). Aufgrund der nur sporadisch in Baden-Württemberg auftauchenden Luchse war keine systematische Validierung der Modellübertragung möglich. Es wurde dennoch die räumliche Lage der vereinzelt sicheren Luchsnachweise in Baden-Württemberg zwischen 1996 und 2012 (Kaphegyi et al. 2006, FVA 2012: schriftliche Mitteilung 2) mit den Ergebnissen der Modellübertragung abgeglichen (Kapitel 3.2.3). Zusätzlich wurde geprüft, inwieweit sich ausgewählte Naturräume Baden-Württembergs hinsichtlich der Ausprägung einzelner Variablen von denen im Schweizer Jura unterscheiden. Hierfür wurden die Variablen mit hohem Erklärungsbeitrag hinsichtlich ihrer Ausprägung in den verschiedenen Untersuchungsgebieten in Boxplots dargestellt und verglichen (ebd.).

Beutetierverfügbarkeit

Ein männlicher Luchs (Kuder) entnimmt im Schweizer Jura im Schnitt 56 Huftiere pro Jahr, ein Weibchen inklusive Jungtieren 72 (Molinari-Jobin et al. 2002). Um die bei der Modellierung aufgrund fehlender räumlich expliziter Daten nicht berücksichtigte Beutetierdichte zu vergleichen, wurde als Indikator für die relativen Beutetierdichten die Jagdstrecken (Abschuss plus Fallwild) von Rehen und Gämsen in den Jahren 2000 bis einschließlich 2010 herangezogen. Die Kantone Basel-Land, Jura, Solothurn und Neuenburg wurden stellvertretend für das Schweizer Jura ausgewertet. Für Baden-Württemberg wurden die Jagdstrecken der einzelnen Naturräume ausgewertet. Die Daten wurden zu den berechneten Luchsdichten in Beziehung gesetzt. Dabei wurde entsprechend Molinari-Jobin et al. (2002) eine Entnahme von 56 Huftieren pro Jahr (Kuder) und 72 Huftieren pro Jahr (Weibchen mit Jungtieren) angenommen.

3.2 ERGEBNISSE

3.2.1 Statistische Analysen

Für das beste Modell wurde bei der Variablenselektion lediglich die Variable ‚sex‘ ausgeschlossen. Jede der 11 habitatbezogenen Variablen verbesserte die Anpassung signifikant und verblieb dementsprechend im Modell. In Tabelle 4 sind die Regressionskoeffizienten, Standardfehler, p-Werte, Effektkoeffizienten, sowie die Diff-2log(likelihood)-Werte des besten Modells angegeben.

Den weitaus größten Erklärungsanteil an der Devianz hat dabei die Variablengruppe ‚slope‘ und ‚slope_sq‘ (Diff-2logl. = 1.143). Die relative Vorkommenswahrscheinlichkeit von Luchsen in Abhängigkeit von der Hangneigung (Abbildung 5(a)) zeigt eine bevorzugte Nutzung von Bereichen zunehmender Hangneigung von bis zu 50 Grad. Die bivariate Betrachtung der Hangneigung der Telemetrie- und der Zufallspunkte zeigt, dass die durchschnittliche Neigung der Hänge, in denen sich die telemetrierten Luchse überwiegend aufhielten bei 19 Grad liegt, wohingegen die durchschnittliche Hangneigung im Untersuchungsgebiet des Schweizer Jura bei 11 Grad liegt (vgl. Abbildung 8). Den zweitgrößten Erklärungsbeitrag zeigt die Variable ‚landuse‘ (Diff-2logl. = 637): Die telemetrierten Luchse bevorzugen dabei Wald gegenüber Gebüsch, Offenland und Siedlungsbereichen in der genannten Reihenfolge (Tabelle 4).

Eine zusätzlich durchgeführte getrennte Auswertung der Telemetrie-Daten nach Peilpunkten im Wald und außerhalb des Waldes ergab, dass die Tiere steile Hanglagen auch dann bevorzugen, wenn diese nicht der Landnutzungskategorie ‚forest‘ unterliegen. ‚Slope‘ und ‚slope_sq‘ liefern auch in diesem Fall den höchsten Erklärungsbeitrag für das Modell.

Tabelle 4: Kennwerte des besten Modells. Regressionskoeffizient (Coef.), Standardfehler (St.Error), p-Werte (p-value), Effektkoeffizienten ($\exp(\beta)$), und Differenz der ‚-2log(likelihood)‘-Werte. Referenzkategorie der Variable ‚landuse‘ ist die Kategorie ‚forest‘.

Variable	Coef.	St.Error	p-value	$\exp(\beta)$	Diff-2log (likelihood)
(Intercept)	-2,894	0,318	< 0,001	-	-
SLOPE	0,131	0,008	< 0,001	1,140	1.143
SLOPE_SQ	-0,001	< 0,000	< 0,001	0,999	
LANDUSE[rural]	-1,325	0,061	< 0,001	0,266	637
LANDUSE[shrubs]	-0,976	0,124	< 0,001	0,377	
LANDUSE[urban]	-1,848	0,276	< 0,001	0,158	
cos(aspect)	-0,242	0,0315	< 0,001	0,785	228
sin(aspect)	0,319	0,038	< 0,001	1,376	
cos(2*aspect)	0,037	0,0329	0,264	1,037	
sin(2*aspect)	0,14	0,0335	< 0,001	1,150	
dis_str	0,873	0,066	< 0,001	2,394	177
dis_urb04	0,081	0,015	< 0,001	1,084	28
ELEVATION	0,560	0,642	0,383	1,750	26
ELEVATION_SQ	0,488	0,312	0,118	0,614	

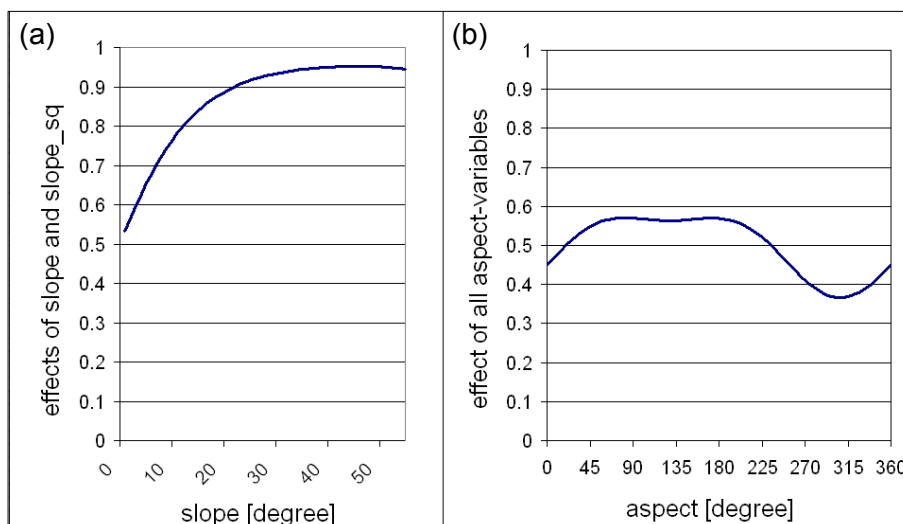


Abbildung 5: Einfluss (*effects*) der Variablengruppe ‚Hangneigung‘ (slope) und ‚Exposition‘ (*aspect*) auf die relative Vorkommenswahrscheinlichkeit $p(x_i=1)$. (a) ‚response-curve‘ der Hangneigung; (b) ‚response-curve‘ der Exposition

Ein Vergleich zwischen Telemetriepunkten und Zufallspunkten bezüglich Landnutzung und Hangneigung zeigt eine allgemeine Präferenz von Gebieten mit größeren Hangneigungen für alle Landnutzungskategorien, insbesondere für siedlungsnah Bereiche (vgl. Abbildung 5).

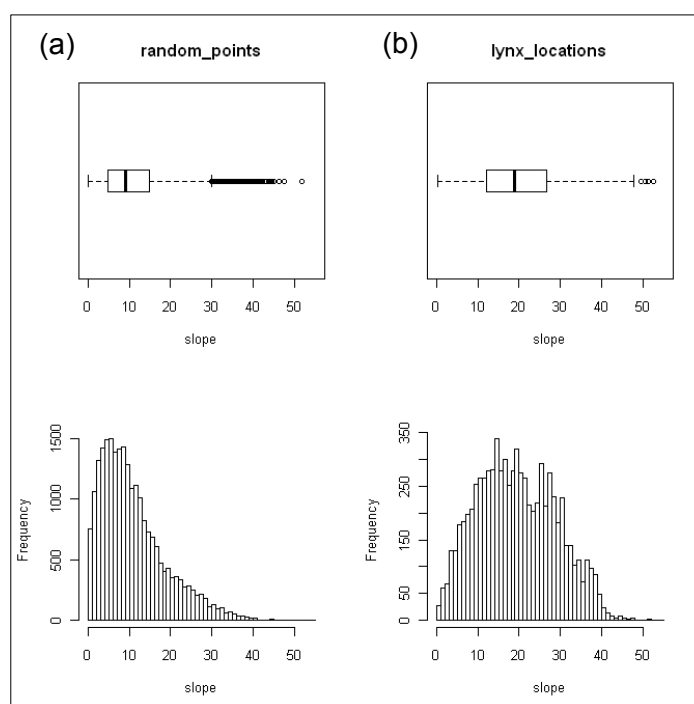


Abbildung 6: Vergleich der Variable ‚slope‘ zwischen Zufallspunkten (a) und Telemetriepunkten (b) im Schweizer Jura.

Einen geringen Einfluss auf die relative Vorkommenswahrscheinlichkeit haben die Exposition (Diff-2logl. = 228) und die Distanz zu Straßen (Diff-2logl. = 177). Die telemetrierten Tiere halten sich bevorzugt in Hängen mit Nord-Ost- bis Süd-Exposition auf (45 bis 190 Grad), meiden Hanglagen mit Nord-Ost-Exposition (Abbildung 4(b)) sowie die Nähe zu Straßen.

Deutlich geringer ist die Tendenz Siedlungen zu meiden (Diff-2logl. = 28). Ähnlich schwach ausgeprägt ist die Tendenz große Höhenlagen zu bevorzugen (Diff-2logl. = 26).

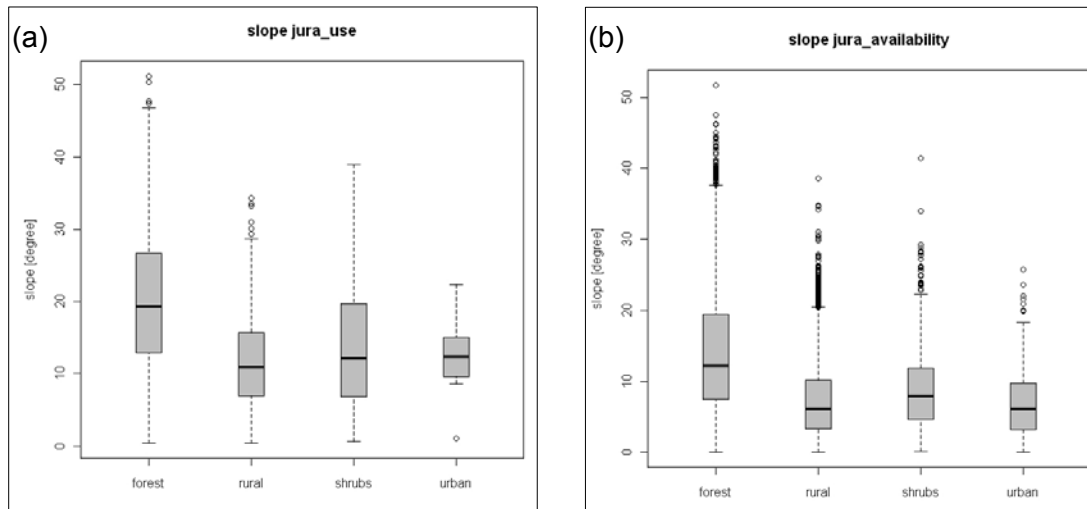


Abbildung 7: Vergleich der Variable ‚slope‘ in den unterschiedlichen Kategorien der Landnutzung. (a) Luchspunkte im Schweizer Jura (b) Zufallspunkte im Schweizer Jura

Modellqualität

Die Berücksichtigung von zufälligen Effekten im Rahmen eines ‚Generalisierten Linearen Modells mit Gemischten Effekten‘ (glmm) trug nicht zur Verbesserung der Vorhersagequalität des Modells bei. Die Standardabweichung des zufälligen Effektes ‚Luchsindividuum‘ betrug bei dem Modell mit dem geringsten AIC-Wert nur 2 % des Interceptes. Es liegt somit eine nur sehr geringe Autokorrelation vor, der Anteil an Varianz, der auf Ebene des Luchsindividuums erklärt wird, ist äußerst gering.

Der AUC-Wert des besten Modells betrug 0,8. Das Modell kann nach Hosmer & Lemeshow (2000) somit in seiner Vorhersagegenauigkeit als „exzellent“ bezeichnet werden. Die Wahrscheinlichkeit, dass es sich um das beste Modell handelt, lag bei 40 %. Bei der Wahl des Schwellenwertes $p_{\text{fair}} = 0,28$ wurden sowohl Luchs-Punkte wie auch Zufallspunkte zu je 73 % korrekt klassifiziert (vgl. Abbildung 8).

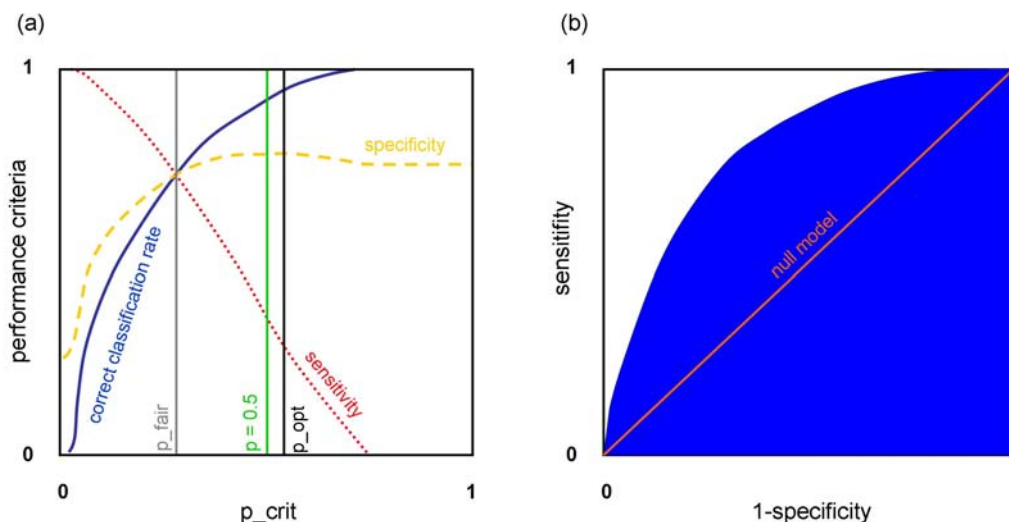


Abbildung 8: (a) Prozent der korrekten Klassifizierung des Gesamtmodells sowie ‚sensitivity‘ und ‚specificity‘ in Abhängigkeit des Schwellenwertes ‚p_crit‘. (b) ROC. Die Fläche unter der Kurve (AUC) beträgt 0,8.

3.2.2 Modellübertragung auf das gesamte Untersuchungsgebiet und sich daraus ergebende Populationsschätzungen

Durch die Kenntnis der Koeffizienten aus Tabelle 4, konnte die Berechnung des linearen Prädiktors für jede Rasterzelle erfolgen:

$$\begin{aligned}
 LP = & -2,894 + (\text{Regressionskoeffizient von landuse}) \\
 & - (0,242 \times \cos(\text{aspect})) + (0,319 \times \sin(\text{aspect})) - (0,037 \times \cos(2 \times \text{aspect})) \\
 & + (0,14 \times \sin(2 \times \text{aspect})) + (0,131 \times \text{slope}) - (0,001 \times \text{slope_sq}) \\
 & + (0,56 \times \text{elevation}) - (0,488 \times \text{elevation_sq}) \\
 & + (0,873 \times \text{dis_str}) + (0,081 \times \text{dis_urb04})
 \end{aligned}$$

Anschließend wurde der Vorhersagewert $p(x_i=1)$ für jede Zelle berechnet.

Der Schwellenwert für die Klassifizierung der Rasterzellen in „geeignetes“ und „ungeeignetes“ Habitat (p_{fair}) lag bei 0,28. Alle Zellen mit einem Vorhersagewert größer als 0,28 wurden als „ungeeignet“ klassifiziert. Für den Schweizer Jura waren dies mit 97.585 Zellen 23 % der Fläche, für Baden-Württemberg mit 447.686 Zellen 13 % der Fläche (Brutto-Habitat).

Nach Entfernung aller geeigneten aber isoliert liegenden Flächen kleiner als 50 km² verblieben im Schweizer Jura 964 km² an Netto-Habitat (ebenfalls 23 % der Gesamtfläche), in Baden-Württemberg waren es 3.595 km² (10 % der Gesamtfläche) (Abbildung 9). Für die Analyse der Anzahl von Netto-Habitat-Zellen, die ein Luchs in seinem Streifgebiet benötigt, waren die 95 %-MCP von fünf männlichen und acht weiblichen Tieren geeignet (vgl. Anhang 1). Das 95 %-MCP der telemetrierten männlichen Tiere betrug im Schnitt 389 km² (Standardabweichung SA = 264 km²) und beinhaltete 9.700 (± 5.900) Zellen des Netto-Habitats. Die weiblichen Tiere belegten im Schnitt 197 km² (± 82) große Streifgebiete mit je 5.200 (± 2.100) Zellen an Netto-Habitat.

Für die Naturräume in den Untersuchungsgebieten ergibt die Modellübertragung recht unterschiedliche Vorhersagen hinsichtlich der Dichte an geeigneten Habitatzellen. Dementsprechend unterscheiden sich die vorhergesagten Streifgebietsgrößen der Tiere in den Naturräumen. Um die ermittelte Zahl an benötigten Habitatzellen abzudecken, muss ein Weibchen im Schweizer Jura ein Streifgebiet von 221 km² und ein Männchen eines von 420 km² Fläche belegen. Im Schwarzwald würde ein Weibchen aufgrund der höheren Dichte an geeigneten Zellen lediglich ein Streifgebiet von 134 km² und ein Männchen eines von 246 km² Fläche belegen. Der Schweizer Jura bietet demnach geeigneten Lebensraum für 19 residente Weibchen und 10 residente Männchen, ohne dass sich geschlechterintern die 95%-MCP-Gebiete überlappen. Das ergibt eine Dichte von 0,69 residenten Tieren / 100 km². In Baden-Württemberg mit 35.750 km² ist Raum für 69 Weibchen und 40 Männchen vorhanden (Dichte: 0,30 Tiere pro 100 km²). In Tabelle 5 sind diese Zahlen für die einzelnen Naturräume aufgeschlüsselt, Abbildung 9 zeigt die Verteilung des nutzbaren Habitates.

1) Schweizer Jura:

Die als geeignet ausgewiesenen Zellen im Schweizer Jura (964 km²) bilden lineare Strukturen, die durch eine Ausrichtung von Nord-Ost nach Süd-West gekennzeichnet sind. Die Dichte der geeigneten Zellen nimmt dabei von Nord-Osten in Richtung Süd-Westen ab. Insgesamt bietet dieser Bereich Raum für 29 residente Tiere.

2) Schwarzwald / Schwäbische Alb

Der Komplex Schwarzwald / Schwäbische Alb bildet in Baden-Württemberg mit einer Fläche von 3.279 km² an geeignetem Luchshabitat den größten zusammenhängenden Bereich, in dem Luchse laut Modellergebnis leben können. Dieser Bereich bietet Raum für 98 residente Tiere. Die Verbindung zwischen den geeigneten Flächen im Schwarzwald und der Schwäbischen Alb beschränkt sich dabei auf zwei Korridore. Die geeigneten Flächen im Schwarzwald liegen im Vergleich zu den Gebieten auf der Schwäbischen Alb deutlich kompakter beieinander. Im Schwarzwald finden sich große Bereiche an geschlossenem Netto-Habitat insbesondere im Norden. Südlich davon sind diese Flächen etwas aufgelockert.

Auf der Schwäbischen Alb gibt es neben den geeigneten Bereichen größere Flächen, die für den Luchs als kaum geeignet bzw. nicht erreichbar ausgewiesen sind. Die Ost-West-Verbindung wird stellenweise fast ausschließlich über die Wälder des Albtraufes gewährleistet. In Richtung Osten dünne die als verfügbar ausgewiesenen Flächen aus.

3) Schwäbisch-Fränkischer Wald im Naturraum Schwäbisches Keuper-Lias-Land

Trotz ausgedehnter Waldgebiete sind die als geeignet ausgewiesenen Flächen stark verinselt. Rein rechnerisch bietet die Region Raum für fünf residente Tiere, davon drei Weibchen und zwei Männchen. Die Verbindung nach Süden hin zur geeigneten Fläche auf der Schwäbischen Alb wird vom Modell nicht vorhergesagt, ebenso gibt es keine anderen angrenzenden Flächen, die als geeignet ausgewiesen wurden.

4) und 5) Odenwald-Ost und Odenwald-West

Diese beiden Bereiche werden bei der Betrachtung zusammengefasst, da davon auszugehen ist, dass sie durch die angrenzenden Waldflächen im benachbarten Bundesland Hessen miteinander verbunden sind. In Baden-Württemberg handelt es sich um Flächen, die Raum für fünf residente Tiere bieten (zwei Männchen, drei Weibchen).

Tabelle 5: Kennzahlen für ausgewählte Naturräume bei maximalem Luchsbesatz. In Klammern sind die Werte inklusive einer Schattenpopulation von 35 % angegeben. Grundlage: Bedarf einer Katze an verfügbarer Habitatfläche: 52 km². Bedarf eines Kuders an verfügbarer Habitatfläche: 97 km².

Naturraum 3. bzw. 4. Ordnung	Fläche Naturraum	Verfügbare Habitatfläche	Max. Anzahl Katzen	Max. Anzahl Kuder	Max. Summe Luchse	Max. Luchs-Dichte in Naturraum	Max. Nahrungsbedarf an Huftieren
Schweizer Jura	4.199 km ²	964 km ²	19 (26)	10 (14)	29 (40)	0,69 / 100 km ² (0,95 / 100 km ²)	46 / 100 km ² (62 / 100 km ²)
Schwarzwald ¹	6.158 km ²	2.408 km ²	46 (62)	25 (34)	71 (96)	1,15 / 100 km ² (1,56 / 100 km ²)	75 / 100 km ² (101 / 100 km ²)
Schwäbische Alb ¹	5.249 km ²	871 km ²	17 (23)	10 (14)	27 (37)	0,51 / 100 km ² (0,71 / 100 km ²)	33 / 100 km ² (45 / 100 km ²)
Schwäbisch-Fränkischer Wald ²	1.968 km ²	164 km ²	3 (4)	2 (3)	5 (7)	0,25 / 100 km ² (0,36 / 100 km ²)	16 / 100 km ² (23 / 100 km ²)
Odenwald-Ost + Odenwald-West ²	823 km ²	152 km ²	3 (4)	2 (3)	5 (7)	0,61 / 100 km ² (0,85 / 100 km ²)	39 / 100 km ² (54 / 100 km ²)

¹ Der Schwarzwald und die Schwäbische Alb sind laut den definierten Regeln einem Habitatbereich zuzuordnen, die aus Übersichtsgründen in dieser Tabelle jedoch getrennt gelistet werden

² Die beiden Odenwaldbereiche wurden in dieser Auflistung zusammengefasst, da sie über den hessischen Teil miteinander verbunden sind.

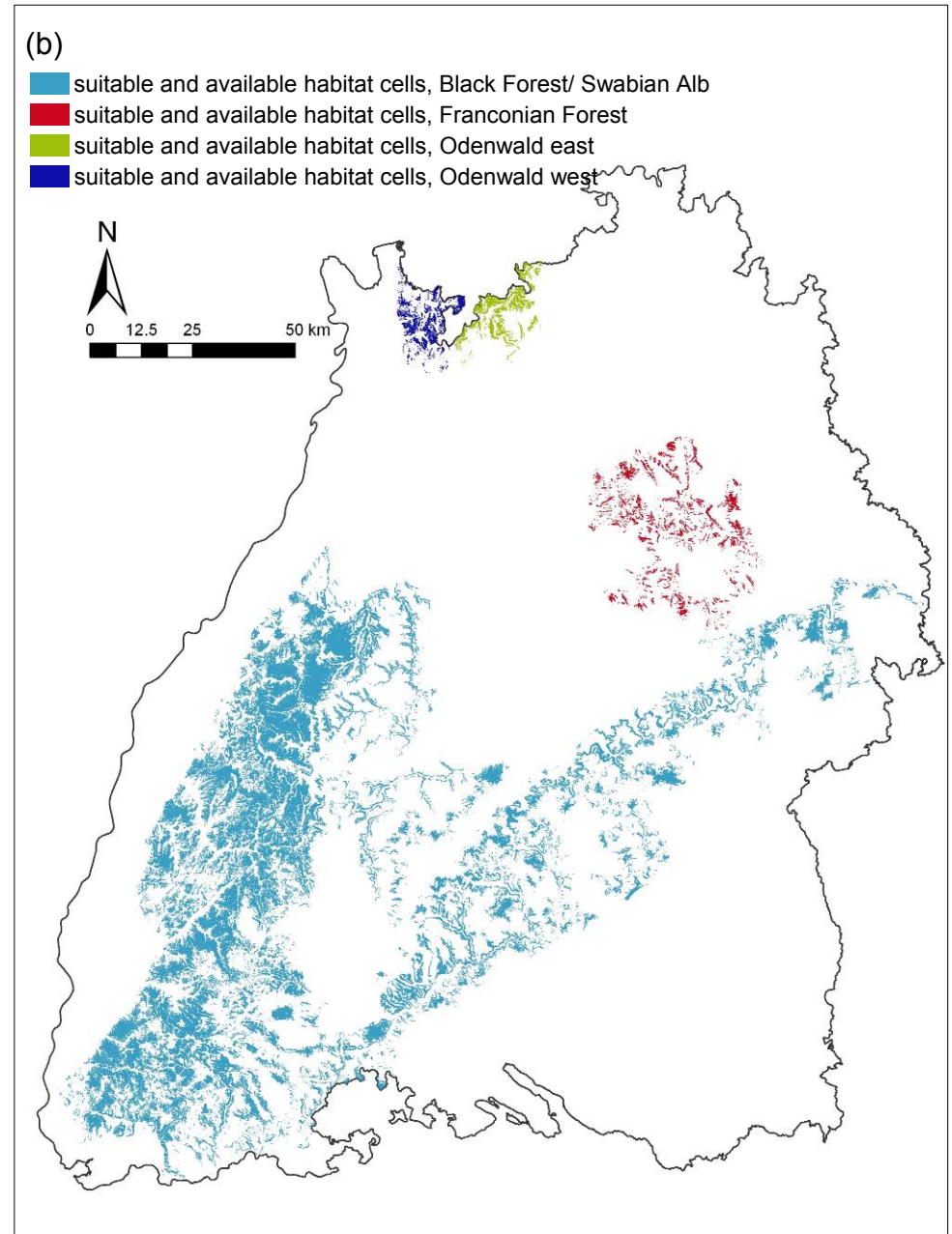
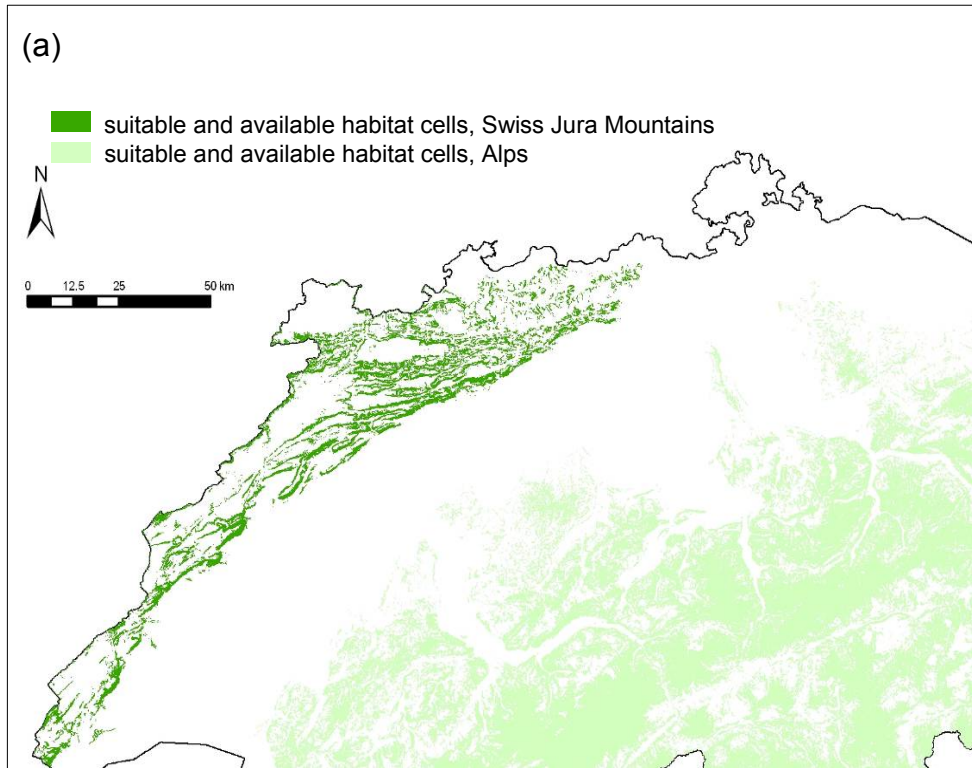


Abbildung 9: Schätzung von geeignetem und verfügbarem Luchshabitat (Netto-Habitat) bei Schwellenwert $p_{\text{fair}} = 0,28$.

(a) Schweizer Jura (Swiss Jura Mountains)- Die Vorhersage ist für den Alpenraum nur eingeschränkt gültig.

(b) Baden-Württemberg. Unterschiedlich gefärbte Bereiche sind durch ungeeignete Bereiche breiter als 1.000 m voneinander getrennt.

3.2.3 Vergleichbarkeit des Schweizer Jura mit Baden-Württemberg

Es wurde geprüft, inwieweit sich die Regionen hinsichtlich der Ausprägung der erklärenden Variablen mit dem höchsten Erklärungsbeitrag unterscheiden. In Abbildung 10 ist die Ausprägung der Variablen ‚slope‘ über die Kategorien der Variablen ‚landuse‘ für das Schweizer Jura und Baden-Württemberg aufgetragen. Der Median der Hangneigung in allen Landnutzungskategorien in Baden-Württemberg ist deutlich geringer als der im Schweizer Jura. Die Intervalle der Hangneigung der Landnutzungskategorien ‚forest‘, ‚rural‘ und ‚shrubs‘ im Schweizer Jura umfassen die entsprechenden Intervalle in Baden-Württemberg.

Die steilsten Hänge im Schweizer Jura liegen in der Landnutzungskategorie ‚forest‘ (Median = 12 Grad), dasselbe gilt bis auf das Oberrhein-Tiefland für alle Naturräume in Baden-Württemberg (vgl. Anhang 3). Große Unterschiede gibt es allerdings in der Ausprägung der Variablen ‚slope‘: Der Median von ‚slope‘ in der Landnutzungskategorie ‚forest‘ liegt in den Naturräumen Donau-Iller-Lech-Platte, Oberrhein-Tiefland und Voralpines Hügel- und Moorland unterhalb von 5 Grad. Bis auf den Schwarzwald (Median = 13 Grad) und das Voralpine Hügel- und Moorland (Median = 4 Grad) liegt der Median für alle anderen Naturräume zwischen 5 und 10 Grad. Die Landnutzungskategorie ‚shrubs‘ weist im Schweizer Jura den zweithöchsten Median der Variablen ‚slope‘ auf (Median = 8 Grad). Bis auf die Naturräume Voralpines Hügel- und Moorland, Hochrheingebiet und Donau-Iller-Lech-Platte gilt dies auch für Baden-Württemberg. Auch hier unterscheiden sich die Mediane deutlich voneinander: die steilsten und mit dem Schweizer Jura vergleichbaren Hänge der Kategorie ‚shrubs‘ finden sich im Schwarzwald bzw. im Odenwald (Median = 6 bzw. 7 Grad). Die Landnutzungskategorien ‚rural‘ und ‚urban‘ gehen im Schweizer Jura (Median = 6 Grad) sowie in fast allen Naturräumen Baden-Württembergs mit der geringsten Hangneigung einher.

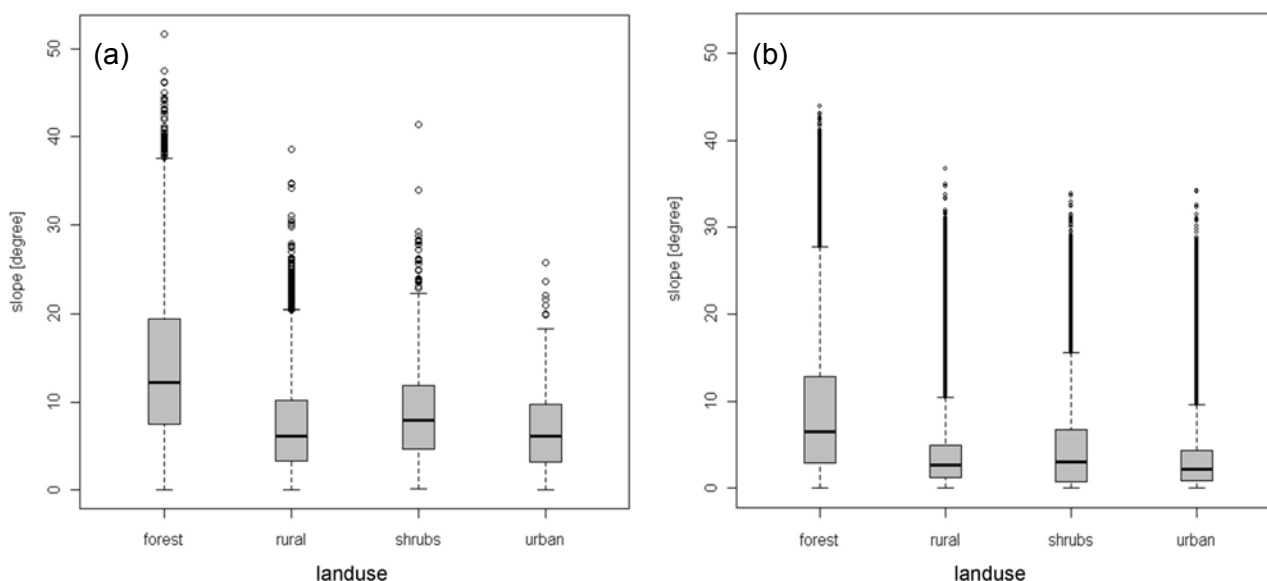


Abbildung 10: Ausprägung der Hangneigung (‚slope‘) über die Kategorien der Landnutzung (‚landuse‘). (a) Schweizer Jura und (b) Baden-Württemberg

Inwiefern die sichere Luchsnachweise in Baden-Württemberg in Habitaten liegen, die von dem Modell als geeignet klassifiziert wurden, ist in Abbildung 11 zu sehen. Von 53 sicheren Nachweisen (C1 oder C2, vgl. SCALP-Kategorien nach Molinari-Jobin 2003) liegen 49 in Zellen, die als geeignet ausgewiesen wurden. Dabei ist aufgrund der Lageungenauigkeit mancher Nachweise eine Toleranz von 200 m eingeschlossen.

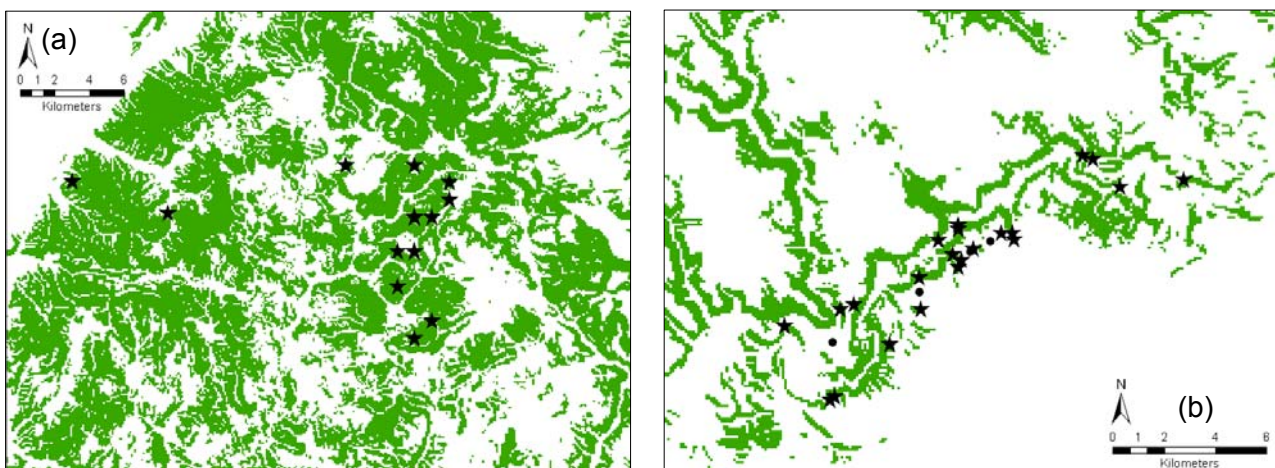


Abbildung 11: Sichere Luchsnachweise (C1 oder C2, vgl. Molinari-Jobin 2003) in Baden-Württemberg seit 1996. Sterne: Lage in geeignetem und erreichbarem Habitat bzw. im Umfeld von 200 Metern. Punkte: Lage mehr als 200 Metern von geeignetem und erreichbarem Habitat entfernt. (a) Südschwarzwald (b) Oberes Donautal. Quelle: FVA 2012, Kaphegyi et al. 2006

Die Jagdstrecken (Abschuss plus Fallwild) von Rehen und Gämsen in den Jahren 2000 bis einschließlich 2010 lag in den Kantonen Basel-Land, Jura, Solothurn und Neuenburg stellvertretend für das Schweizer Jura bei 2,22 Rehen bzw. 0,08 Gämsen pro 100 Hektar (BAFU 2012: Online-Quelle 1). In Baden-Württemberg wurden im gleichen Zeitraum 4,74 Rehe und 0,01 Gämsen pro 100 Hektar in der Jagdstrecke registriert (WFS 2012, schriftliche Mitteilung 1). Die über die Fläche normierten Jagdstrecken von Reh und Gämse der Jahre 2000 bis einschließlich 2010 betragen somit in Baden-Württemberg 207 % der Jagdstrecke in den vier genannten Kantonen in der Schweiz. Die höchste Entnahme an Beutetieren pro Flächeneinheit ist im Schwarzwald zu erwarten (vgl. Tabelle 5). Bei vollem Luchsbesatz (inklusive 35 % Schattenpopulation) beträgt die prognostizierte Entnahme durch die Luchse 101 Huftieren pro 100 km². Dies entspricht 163 % der Entnahme an Beutetieren im Schweizer Jura (62 Huftiere pro 100 km²). Die Jagdstrecke im Schwarzwald liegt gleichzeitig bei 169 % der Jagdstrecke im Schweizer Jura (vgl. Tabelle 1). Die Prognose der Entnahme an Beutetieren durch die Luchsvorkommen in den anderen Naturräumen ist geringer als im Schweizer Jura, gleichzeitig liegen die Jagdstrecken der Naturräume in Baden-Württemberg allesamt über der Jagdstrecke im Schweizer Jura.

3.3 DISKUSSION

Modellansatz und Übertragbarkeit

Regressionsansätze sind für die Vorhersage von geeigneten Habitaten gut geeignet (Ferrier & Watson 1996). Durch die Implementierung von zufälligen Effekten im Rahmen eines glmm kann häufig eine Verbesserung der Modellgüte erreicht werden (Gillies et al. 2006, Bolker et al. 2009). In Modellen, die auf Telemetriedaten basieren, wird durch die Berücksichtigung des Individuums als zufälliger Effekt außerdem der Tatsache Rechnung getragen, dass das Individuum und nicht der einzelne Datenpunkt die relevante Stichprobeneinheit darstellt, wodurch Pseudoreplikation vermieden wird. Insbesondere bei großen Unterschieden zwischen den Individuen hinsichtlich der Anzahl der Peilpunkte und der Habitatselektionsmuster ist dies von Bedeutung. Die telemetrierten Luchse im Schweizer Jura unterscheiden sich in der Art ihrer Habitatwahl jedoch nur geringfügig voneinander, so dass die Berücksichtigung dieser Unterschiede nicht wesentlich zur Erklärung der Varianz beiträgt. Es wurde daher davon ausgegangen, dass trotz der unterschiedlichen Anzahl an Peilpunkten pro Individuum die Modellergebnisse nicht zugunsten des Verhaltensmusters

einzelner Individuen verzerrt sind. Die Analyse der Daten wurde daher mit einem glm durchgeführt.

Das gewählte „use-versus-availability“-Design vergleicht das verfügbare Angebot an Habitat-Zellen mit den nachweislich durch die Tiere genutzten Zellen. Das verfügbare Angebot wurde durch Zufallspunkte definiert, die im jeweiligen 100 %-MCP des Luchses lagen. Dahinter steht die Annahme, dass jedem Luchs mindestens die gesamte Fläche seines 100 %-MCP-Streifgebietes zur Nutzung potentiell zur Verfügung stand. Diese „third order selection“ (Johnson 1980) ermöglicht die Identifizierung von kleinräumig wirksamen Habitatfaktoren (Klar et al. 2008). Auch die hohe räumliche Auflösung von 100 x 100 m zielte darauf ab, die Bedeutung der unmittelbaren Umgebung für die Habitatwahl des Luchses zu identifizieren. Sunde et al. (1998) konnten die hohe Bedeutung der Deckung gebenden Bodenvegetation für die Wahl eines Rastplatzes bei Luchsen auf kleinräumiger Ebene nachweisen. Ein Nachteil einer räumlich hoch aufgelösten Analyse liegt hingegen darin, dass die Orientierung der Tiere an großräumigen Strukturen nicht abgebildet wird, wie sie von Schadt et al. (2002a) für Luchse nachgewiesen wurde.

Von entscheidender Bedeutung für die Klassifizierung von Rasterzellen in geeignetes oder ungeeignetes Habitat ist die Wahl des Schwellenwertes ‚p_crit‘. Je kleiner dieser Wert, desto höher ist der Anteil an richtig klassifizierten Peilpunkten und desto geringer ist der Wert an richtig klassifizierten Zufallspunkten. Der angewandte Schwellenwert ‚p_fair‘ maximiert den Anteil korrekt vorhergesagter Peilpunkte unter der Bedingung, dass der gleiche Anteil an Zufallspunkten korrekt klassifiziert wird. ‚P_fair‘ kann somit am ehesten für eine Differenzierung zwischen geeigneten und ungeeigneten Rasterzellen herangezogen werden.

Kritisch bewertet wird der Einsatz einer logistischen Regression unter einem ‚use-availability-design‘ von Keating & Cherry (2006): Wenn die überwiegende Zahl der Zufallspunkte sich nicht von den Peilpunkten unterscheidet (*kontaminierten Vergleichsdaten* nach Lancaster & Imbens 1996), so kann die logistische Regression lediglich genutzt werden, um den Einfluss der Eingangsparameter hierarchisch zu strukturieren, die Ergebnisse sind jedoch nicht geeignet, um die Wahrscheinlichkeiten einer Nutzung vorherzusagen (Keating & Cherry 2006). In der vorliegenden Arbeit fielen lediglich 4 % der Zufallspunkte auf Rasterzellen, in denen auch Peilpunkte der Luchse lagen, weswegen der Einsatz der logistischen Regression unter einem ‚use-availability-design‘ für die Vorhersage von geeigneten Habitaten als gerechtfertigt erscheint. Es kann jedoch nicht ausgeschlossen werden, dass die telemetrierten Luchse weitere Rasterzellen mit Zufallspunkten aufsuchten ohne dabei gepeilt worden zu sein. Ebenfalls können manche Zufallspunkte in ihrer Ausprägung der von Peilpunkten gleichen. Beide Umstände verringern die Eignung einer Regressionsanalyse auf den Datensatz (Keating & Cherry 2006).

Für eine (eingeschränkte) Modellvalidierung wurden die Daten des Luchs-Monitoring aus Baden-Württemberg genutzt. Die Übertragbarkeit der Modellergebnisse erscheint vor dem Hintergrund der bisherigen sicheren Luchshinweise durch das Zufallsmonitoring in Baden-Württemberg (www.wildtiermonitoring.de) für den Südschwarzwald und das Obere Donautal als gegeben. Der hohe Prozentsatz an korrekt klassifizierten Luchsnachweisen (92 %) spricht dafür, dass die für den Luchs geeigneten Gebiete durch das Modell gut abgebildet werden. Die räumliche Beschränkung auf den Südschwarzwald und das Obere Donautal lassen allerdings keine Aussage über die Übertragbarkeit auf andere Naturräume in Baden-Württemberg zu. Hierfür ist die Diskussion der Habitatparameter von wichtiger Bedeutung.

Hangneigung und der Landnutzung: Regressionsmodelle dienen dazu, den Einfluss von Variablenkombinationen auf die abhängige Variable zu beschreiben. Die Bedeutung der einzelnen Variablen ist somit immer vor dem Hintergrund einer Wechselwirkung mit anderen Prädiktoren oder mit möglichen weiteren Einflussfaktoren zu interpretieren, die im Modell

nicht explizit enthalten sind. Bisherige Analysen von Telemetriedaten von Luchsen aus dem Schweizer Jura arbeiteten mit einer Auflösung von 1.000 x 1.000 m (Zimmermann & Breitenmoser 2002, Schadt et al. 2002a, Zimmermann & Breitenmoser 2007). In der vorliegenden Arbeit wurden Peilungen mit einer Genauigkeit von mindestens 100 m sowie entsprechend hoch aufgelöste Landnutzungsdaten genutzt. Die Berücksichtigung solch hoch aufgelöster Daten verringert die Generalisierung bezüglich der Eingangsparameter deutlich. Dementsprechend groß ist das Potential, entscheidende Habitatfaktoren zu identifizieren, die auf einer gröberen Skala nicht zu erkennen sind (Fernandez et al. 2003).

Bei den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit ist diesbezüglich auffallend, welche hohe Bedeutung der Hangneigung zukommt. Die Luchse nutzen im Vergleich zum Angebot Bereiche mit erhöhter Hangneigung überproportional (vgl. Abbildung 6). Die Bevorzugung von steilen Hanglagen wird auch für andere Feliden wie Pumas oder Schneeleoparde (*Panthera uncia*) beschrieben (Logan & Irwin 1985, Jackson & Ahlborn 1989). In Felduntersuchungen in der Schweiz zeigte sich bereits Folgendes: Falls vorhanden, bevorzugen Luchse steiles und felsiges Gelände (Haller & Breitenmoser 1986, Weigl 1993, Zimmermann & Breitenmoser 2002). Die Autoren führen dies auf die Korrelation der Hangneigung mit dem Wald zurück (Zimmermann & Breitenmoser 2002). Dieser Zusammenhang besteht auch für die in dieser Arbeit genutzten Daten und erklärt zum Teil die große Bedeutung der Hangneigung: Die Landnutzung Wald zeigt im Vergleich zu den anderen Landnutzungsformen im Jura die höchste Hangneigung (vgl. Abbildung 7(b)). Flachere Bereiche werden hingegen häufiger landwirtschaftlich genutzt. Die Hangneigung kann somit als Indikator für die Ausprägung der Landnutzung angesehen werden, wodurch sich eine Scheinkorrelation zwischen der Habitateignung und der Anwesenheit des Luchses ergeben könnte. Dies könnte die hohe Bedeutung der Hangneigung erklären. Berücksichtigt man jedoch, dass die Hangneigung auch dann den höchsten Erklärungsbeitrag liefert, wenn lediglich die Peil- und Zufallspunkte außerhalb von Waldflächen bei der Analyse berücksichtigt werden, so muss die Präferenz von Hanglagen noch aus einem anderen Grund als der Waldbedeckung diskutiert werden.

Betrachtet man die Uhrzeiten, in denen die in der vorliegenden Arbeit genutzten Peilungen erfolgten, so zeigt sich, dass 80 % der Peilungen zwischen 8 Uhr und 18 Uhr erhoben wurden. Peilungen aus der Aktivitätsphase des Luchses (zwischen Sonnenuntergang und Sonnenaufgang) stellen die Minderheit dar. Somit beschreibt das Modell in erster Linie die Nutzung der Landschaft als Tageslager für den Luchs. Auch Weigl (1993) vermutet, dass die Präferenz von Luchsen für steile Gebiete ihr Bedürfnis nach ruhigen Tageslagern widerspiegelt. Die Verfügbarkeit von Rückzugsräumen ist insbesondere in stark durch anthropogene Nutzung überprägten Landschaften eine wichtige Voraussetzung für die Lebensraumeignung. Luchse kommen auch in flachen Gebieten vor (z.B. Skandinavien, Polen), die jedoch gleichzeitig weniger dicht vom Menschen besiedelt sind. Erfahrungen aus Telemetrieprojekten in der Schweiz sowie in Norwegen zeigen, dass Luchse eine hohe Toleranz gegenüber menschlichen Aktivitäten haben, solange sie innerhalb ihres Streifgebietes sichere Rückzugsräume vorfinden (Sunde et al. 1998, Zimmermann & Breitenmoser 2007). In steilen Hanglagen ist die Frequentierung durch den Menschen aufgrund der erschwerten Zugänglichkeit abseits des Wegenetzes als deutlich geringer einzuschätzen als in Tallagen oder auf Höhenrücken. Unter dieser Prämisse eignen sich die steilen Bereiche im Jura besser für sichere Rückzugsräume von Luchsen untertags als die flacheren Regionen. Bestätigt wird diese Annahme dadurch, dass Luchse in weniger dicht besiedelten Regionen Europas großflächige Wälder nutzen, die keine außerordentlichen Hanglagen beinhalten (Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008), bzw. die Hangneigung in weniger dicht besiedelten Regionen keine besondere Rolle bei der Wahl der Rastplätze spielt (Sunde et al. 1998). Wichtiger als eine große Hangneigung selbst könnte somit das Bedürfnis der Tiere nach subjektiv sicheren

Tageslagern sein. Das Angebot an geschützten Rückzugsräumen könnte bei der Modellierung der entscheidende Faktor für die Lebensraumeignung sein. Dies erscheint für das Jura mit seiner hohen Bevölkerungs- und Schalenwildsdichte plausibel. Ob ausreichend geeignete Tageslager in dicht besiedelten Regionen Mitteleuropas eine hinreichende oder notwendige Voraussetzung für einen Luchslebensraum sind, kann weder durch diese Untersuchung geklärt werden, noch gibt es Daten aus vergleichbar intensiv vom Menschen genutzten Räumen mit einem geringeren Angebot an steilen Hanglagen. Die Untersuchung von Sunde et al. (1998) gibt Hinweise darauf, dass für Luchse die Höhe der Bodenvegetation bei der Wahl von Ruheplätzen eine Rolle spielt. Unter Umständen unterschätzt das vorliegende Modell somit die Eignung von Regionen, die topografisch weniger stark strukturiert sind, jedoch über eine Deckung gebende Bodenvegetation verfügen. Für Regionen mit einer deutlich höheren Dichte an geeigneten Habitatzellen wie im Schweizer Jura bzw. mit deutlich geringeren Schalenwildsdichten müssen Hochrechnungen der Luchs-Dichte hingegen sorgsam diskutiert werden, um nicht die Eignung der Landschaft aufgrund eines hohen Angebotes an Rückzugsräumen zu überschätzen (vgl. Seite 35 in dieser Arbeit).

Aufgrund der diskutierten Punkte kann davon ausgegangen werden, dass die Übertragbarkeit der Modellergebnisse auf diejenigen Naturräume in Baden-Württemberg gegeben ist, die sich hinsichtlich der Ausprägung der Hangneigung über die ‚Landnutzung Wald‘ nicht wesentlich vom Schweizer Jura unterscheiden. Dies gilt in jedem Fall für den Schwarzwald und den Odenwald und bedingt für die Schwäbische Alb, das Schwäbische-Keuper-Lias-Land, die Neckar-Tauber-Gäu-Platten und den Hochrhein (vergl. Anhang 3). Mit großen Unsicherheiten ist die Übertragbarkeit für die Donau-Iller-Lech-Platte, das Oberrhein-Tiefland sowie das Voralpine Hügel- und Moorland verbunden. Für diese Naturräume ist eine deutliche Unterschätzung der Habitateignung nicht auszuschließen.

Bedeutung von Siedlungs- und Verkehrsinfrastruktur: Viele hoch entwickelte Säugetiere beziehen menschliche Siedlungsräume und Infrastruktur zunehmend in ihren Lebensraum ein. Dies geschieht in erster Linie aus Gründen der Nahrungsbeschaffung sowie der eingeschränkten Bejagbarkeit durch den Menschen (Gloor et al. 2001, Linnell et al. 2002, Löe & Röskaf 2004, Gehrt et al. 2009). Ein solches Verhalten wird von Luchsen nur in Ausnahmefällen beschrieben (Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008, Ryser & Wattenwyl von 2008). Das Meidungsverhalten gegenüber anthropogenen Strukturen scheint jedoch räumlich stark begrenzt zu sein: In der Arbeit von Sunde et al. (1998) zeigte sich, dass Luchse einen 200 m breiten Bereich um menschliche Siedlungen sowie Straßen bei der Wahl ihrer Tageslager nicht einbeziehen. In der vorliegenden Untersuchung ist der Erklärungsbeitrag, den das Modell dem Abstand zu Siedlungen beimisst jedoch gering: Mit jedem weiteren Kilometer Abstand zu Siedlungen vergrößert sich $p(x_i=1)$ um den Faktor $\exp(\beta) = 1,084$. Ein gewisses Meidungsverhalten ist zu erkennen. Zudem nutzen Luchse im Schweizer Jura im siedlungsnahen Bereich deutlich höhere Hangneigungen als ihnen in diesem Bereich zur Verfügung stehen (vgl. Abbildung 7), was auf ein Bedürfnis nach Rückzugsmöglichkeiten schließen lässt.

Sehr viel deutlicher fällt das Meidungsverhalten gegenüber Straßen aus: Der Effektkoeffizient $\exp(\beta)$ zeigt an, dass mit jedem Kilometer Abstand zu Straßen die Wahrscheinlichkeit, dass die entsprechende Rasterzelle als Luchshabitat klassifiziert wird, $p(x_i=1)$ um den Faktor 2,4 steigt. Für Pumas wurde nachgewiesen, dass diese Straßen auch schon deutlich vor einem visuellen Kontakt wahrnehmen (Beier 1993; Beier 1995). Dies trifft mit Sicherheit auch auf Luchse zu. Zusätzlich ist anzunehmen, dass der recht deutliche Effekt des Abstandes zu Straßen auch eine Bevorzugung von Höhenrücken anzeigt, da im

Schweizer Jura viele Straßen in den Tallagen verlaufen. Eine Scheinkorrelation zu Bereichen, die unabhängig ihres Abstandes zu Straßen von Luchsen bevorzugt werden, ist nicht auszuschließen.

Populationsschätzungen

Die Populationsschätzungen beruhen auf den quantitativen Ansprüchen von 13 telemetrierten Luchsen im Schweizer Jura an geeignetem und verfügbarem Habitat (Netto-Habitat). Die Habitatqualität der restlichen Rasterzellen mit $p(x_i=1) < 0,28$ in den Streifgebieten der Luchse wurde nicht berücksichtigt. Dies hätte eine zusätzliche Klassifizierung der Habitatqualität erfordert, für die jedoch keine belastbaren Grundlagen vorlagen.

Empirische Daten aus dem Schweizer Jura lassen für den Zeitraum von 1989 bis 1998 auf eine Dichte von 0,7-0,8 selbständigen Individuen pro 100 km² bzw. 1,0-1,1 selbständigen Individuen pro 100 km² schließen (Breitenmoser-Würsten et al. 2007b). Diese Angaben beinhalten die Schattenpopulation von 6 % - 35 % (vgl. Zimmermann & Breitenmoser 2007, Breitenmoser-Würsten et al. 2007b). Addiert man die vermutete Schattenpopulation zu den Modellergebnissen, so ist die Vorhersage des Modells mit Dichten von 0,73 – 0,93 Individuen pro 100 km² für den Schweizer Jura recht präzise, was auf ein adäquates Vorgehen auch bei dem Ausschluss von isoliert liegenden Habitatbereichen hinweist.

Wie bereits erwähnt, legen die Modellergebnisse nahe, dass das Angebot an geschützten Rückzugsräumen im Schweizer Jura der für das Modell begrenzende Faktor für die Luchsdichte ist und somit die Übertragung der Ergebnisse vor dem Hintergrund der Beutetierdichten sowie der zu erwartenden Luchs-Dichten zu diskutieren sind (vgl. auch Zimmermann & Breitenmoser 2002). Zieht man die Jagdstrecken als Indikator für die Beutetierdichten heran und setzt man eine Vergleichbarkeit der Schweizerischen Jagdstreckendaten mit denen aus Baden-Württemberg voraus, so sind in keinem Naturraum Baden-Württembergs Nahrungsengpässe für Luchse zu erwarten, die sich negativ auf die Habitateignung auswirken könnten.

Eine Übertragung des Modells vom Schweizer Jura auf Baden-Württemberg erscheint insgesamt als plausibel und kann vor dem Hintergrund einer möglichen Wiederansiedlung des Luchses in Baden-Württemberg eine fundierte Grundlage für die Bewertung der Lebensraumverfügbarkeit liefern.

4 BEWERTUNG DES RISIKOPOTENTIALS VON STRAßEN FÜR LUCHSE

Straßen haben vielerlei Effekte auf Ökosysteme und die darin lebenden Wildtierpopulationen (Forman & Alexander 1998, Trombulak & Frissell 2000). Die Raumnutzung von Tieren kann wesentlich durch Straßen beeinflusst werden (Kaczensky et al. 2003), was im Extremfall eine Isolierung von Teilpopulationen zur Folge haben kann (Riley et al. 2006).

Gerade für Arten mit großen Streifgebieten und geringen Dichten können Straßen zudem aufgrund von Kollisionen zu Risikofaktoren für deren Überleben werden (Clark et al. 1998, Kramer-Schadt et al. 2004). Dementsprechend sind Verluste durch Verkehrsinfrastruktur als ein zentraler Mortalitätsfaktor für viele Vorkommen von Großen Beutegreifern wie dem Puma (Nielsen & Woolf 2002, Kolowski & Nielsen 2008, Schwab & Zandbergen 2011), dem Pardelluchs (*Lynx pardinus*; Ferreras et al. 1992) oder dem Jaguar (*Panthera onca*; Colchero et al. 2011) aufgezeigt worden. Auch der Eurasische Luchs ist davon betroffen: Für den Schweizer Jura wird die Zahl der verkehrsbedingten Verluste zwischen 1974 und 2002 mit 20,8 bis 28,5 %, für den französischen Teil des Jura mit 42,3 % der Gesamtmortalität angegeben (Breitenmoser-Würsten et al. 2007a). Von 1974 bis 1998 machten verkehrsbedingte Verluste von Luchsen in Frankreich sogar 57 % der tot aufgefundenen Luchse aus (Stahl & Vandel 1999). Für Schweden belaufen sich die Verluste je nach Altersklasse der Tiere auf 3 bis 14 % (Andrén et al. 2006). Die Straßenmortalität beim nahen Verwandten des Eurasischen Luchses, dem Pardelluchs, wird mit 17 % der Gesamtmortalität angegeben (Ferreras et al. 1992).

Obwohl diese Arbeiten die von Straßen ausgehende Gefahr für das Überleben von Großraubtiere in dicht besiedelten Regionen deutlich aufzeigen, liegen bislang nur wenige Analysen der Faktoren vor, welche das Risiko eines Verkehrsunfalls beeinflussen (vgl. Kapitel 1.2.3). Für die Planung und Installation von möglichen Querungshilfen ist eine solche Analyse jedoch von großer Bedeutung (Foster & Humphrey 1995, Clevenger & Waltho 2000, Ng et al. 2004). Zusätzlich sind solche Untersuchungen notwendig, wenn das Risiko von Verkehrsunfällen für Regionen vorhergesagt werden soll, in denen die untersuchte Tierart bislang nicht vorkommt. Eine solche Vorhersage liefert einen entscheidenden Beitrag, um die Lebensraumeignung einer bislang unbesiedelten Region zu beschreiben.

Ziel der in diesem Kapitel vorgestellten Untersuchung war dementsprechend die Identifizierung von Faktoren, welche das Risikopotential von Straßenabschnitten für Luchse beeinflussen. Die Analysen wurden in der Schweiz durchgeführt und die Ergebnisse für eine relative Quantifizierung des Risikopotentials von Straßenabschnitten in Baden-Württemberg genutzt.

Die sich daraus ergebenden Fragestellungen lauten:

- Welche Faktoren lassen sich für die Vorhersage des Unfallrisikos an Straßenabschnitten für Luchse identifizieren?
- Wie hoch ist das von der Verkehrsinfrastruktur ausgehende Risiko in ausgewählten Regionen Baden-Württembergs im Vergleich zum Schweizer Jura?

4.1 METHODEN

4.1.1 Luchsdaten

Seit dem Jahre 1987 werden tot aufgefundene Luchse in der Schweiz am Institut für Tierpathologie der Universität Bern hinsichtlich der Todesursache untersucht. Die Funde werden von KORA mit Angabe von Ort, Geschlecht, Alter und Todesursache in einer Datenbank registriert, die für diese Analyse zur Verfügung gestellt wurde. Aus den Jahren zuvor sind ebenfalls vereinzelt Verkehrsoffer in der Datenbank dokumentiert - das erste überfahrene Tier nach der Wiederansiedlung wurde 1974 im Kanton Nidwalden gefunden. Aus dem Zeitraum von 1974 bis einschließlich 2009 lagen insgesamt 62 Meldungen von überfahrenen Luchsen aus der Schweiz vor. Davon sind 55 Luchse auf Straßen und sieben Luchse auf dem Schienennetz gestorben. Für die Analyse wurden nur Straßenunfälle berücksichtigt, deren Ortslage gut dokumentiert war bzw. recherchiert werden konnte. Unfälle außerhalb von geeigneten Luchshabitaten (vgl. Zimmermann 2004) oder fern ab von Luchsvorkommen (Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008) wurden ausgeschlossen, da das Gefährdungspotential für residente Tiere im Fokus stand. Schlussendlich konnten 39 Unfallpunkte in die Analyse einbezogen werden. 18 davon im Schweizer Jura und 21 im Alpenraum. Die durchschnittliche Höhenlage der Unfallpunkte lag bei 768 müNN. Der höchste Punkt lag mit 1.366 müNN deutlich unter der Waldgrenze in der hochmontanen Stufe. Der tiefste Punkt bei 425 müNN.

Die 39 Unfallpunkte verteilten sich auf Straßen der Kategorie „Autobahn“, „Autostraße“, „Straße 1.Klasse“, „Straße 2.Klasse“ und „Straße 3.Klasse“ (Einteilung nach swisstopo) (Tabelle 6). Es gab keine Unfallpunkte auf Straßen darunter liegender Kategorien.

Generierung von Zufallspunkten

Für die Analyse der Verkehrsunfälle wurden die Luchs-Unfallpunkte mit Zufallspunkten verglichen, die auf dem relevanten Straßennetz generiert wurden. Straßenkategorien, auf denen keine Unfälle registriert waren, wurden von der Analyse ausgeschlossen („4.Klasse“ und „5.Klasse“). Um Zufallspunkte nur in Regionen zu generieren, in denen eine regelmäßige Straßenquerung von residenten Luchsen anzunehmen ist, wurden vor der Erstellung der Zufallspunkte folgende Straßen ausgeschlossen:

- Straßen, die im Siedlungsbereich liegen.
- Straßenkategorien, auf denen keiner der 39 untersuchten Unfallpunkte lagen. Relevant blieben Autobahn, Autostraße sowie Straßen der Klasse 1 bis 3 (Abbildung 12(a))
- Straßen, die außerhalb des mit 2000 m gepufferten potentiell geeigneten Luchshabitates (nach Zimmermann 2004) liegen. Es entfiel das gesamte Schweizer Mittelland (Abbildung 12(b)).
- Straßen, die außerhalb der permanent vom Luchs besiedelten Regionen in der Schweiz liegen (Zimmermann, Weber et al. 2005; Zimmermann, Weber et al. 2006; Zimmermann, Weber et al. 2007; Zimmermann, Weber et al. 2008). Es entfiel der Kanton Schaffhausen sowie Teile des Kantons Graubünden und des Tessin (Abbildung 12(c)).

Über das verbliebene Straßennetz wurden 240 Zufallspunkte gelegt (Abbildung 12(d)). Somit wurden für jeden Unfallpunkt sechs Zufallspunkte generiert. Diese hohe Zahl war nötig, um über den Datensatz alle Straßenkategorien abzubilden, da die Kategorie „Autostraße“ im Datensatz selten war. Die Generation der Zufallspunkte erfolgte in ArcView (ArcView-Extension „Random Point Generator ver. 1.3“, Jeness 2007).

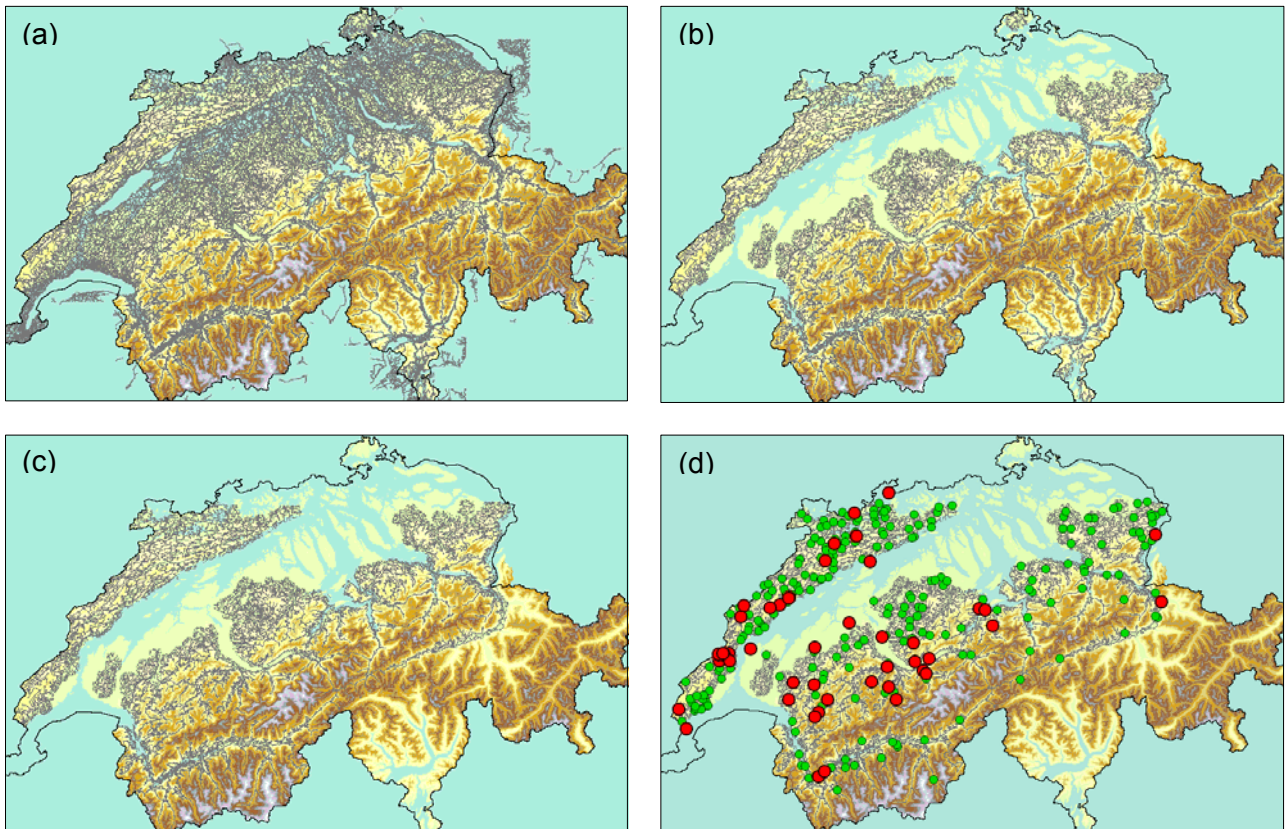


Abbildung 12: Auswahl der für die Analyse des Luchs-Verkehrsunfallpotentials relevanten Straßen in der Schweiz. In grauen Linien sind die Straßen dargestellt, im Hintergrund ein Höhenmodell der Schweiz (Quelle: swisstopo):

(a) Straßen der Kategorie ‚Autobahn‘, ‚Autostraße‘, ‚1.Klasse‘, ‚2.Klasse‘ und ‚3.Klasse‘ außerhalb von Siedlungen

(b) wie (a), jedoch nur die Gebiete, die für den Luchs potentiell geeignet sind

(c) wie (b), jedoch nur die Gebiete, die von Luchsen besiedelt sind (Stand 2005 bis 2008)

(d) wie (c) inklusive der Lage der Luchs-Unfallpunkte (rot) und der Lage der Zufallspunkte (grün)

Tabelle 6: Verteilung der Unfall- sowie Zufallspunkte auf die Straßenkategorien.

Straßenkategorie	Unfallpunkte [%]	Zufallspunkte [%]
Autobahn	17,9	3,8
Autostraße	15,4	0,4
1.Klasse	48,7	11,7
2.Klasse	10,3	23,3
3.Klasse	7,7	60,8
Summe	100 (N=39)	100 (N=240)

4.1.2 Unabhängige Variablen für die Bewertung des Risikopotentials von Straßen

Für die Betrachtung der landschaftsökologischen Ausstattung der Straßenabschnitte standen dieselben Daten zur Verfügung wie für die Habitatanalyse (vgl. Kapitel 3.1.2). Zusätzlich wurden die folgenden Variablen berücksichtigt:

- ‚hab_suit‘: vorhergesagter Wert $p(x_i=1)$ der Habitatregression (vgl. Kapitel 3.2.2)
- ‚road_class‘: Straßenkategorie als Indikator für die Straßenbreite und die Verkehrsintensität (durchschnittliche tägliche Verkehrsaufkommen (DTV) und die durchschnittliche Fahrzeuggeschwindigkeit (DVG))

Große Beutegreifer nehmen ihre Umgebung auf unterschiedlichen räumlichen Ebenen wahr (Beier 1993, Beier 1995, Schadt et al. 2002a). Die Wahl, eine Straße an einer bestimmten Stelle zu queren kann sich demnach an landschaftlichen Leitlinien orientieren, die auf der lokalen Ebene nicht zu identifizieren sind. Um den Einfluss unterschiedlicher räumlicher Ebenen der Variablen ‚landuse‘ und ‚hab_suit‘ auf das Unfallrisiko zu testen, wurden für diese beiden Variablen je elf Datensätze mit unterschiedlichem räumlichen Bezug generiert. Hierfür wurden in ArcMap 9.3.1 (ESRI®, Inc, Redlands, CA, USA) Nachbarschaftsanalysen mit den Radien 0, 100, 200, ... 1.000 m durchgeführt. Dabei wurde die in der entsprechenden Nachbarschaft überwiegend vorkommende Landnutzungskategorie übernommen und die Zellenwerte der Variablen ‚hab_suit‘ über die entsprechenden benachbarten Zellen gemittelt. Alle Variablen, die in die Analyse einfließen, sind in Tabelle 7 dargestellt. Variablen, die einer Nachbarschaftsanalyse unterzogen wurden sind entsprechend gekennzeichnet.

Tabelle 7: Eingangsparameter für die logistische Regression und deren Einheiten. Die Auflösung der Daten betrug 1 Hektar.

Variablenbezeichnung	Variablenbeschreibung	Variablentyp	Einheit	Radius Nachbarschaftsanalyse [m]
road_class	Straßenkategorie: Autobahn, Autostraße, 1.Klasse, 2.Klasse, 3.Klasse	kategorial	Kategorie n (1 – 5)	-
Landuse0, landuse1, ..., landuse10	Landnutzung: Wald (forest), Gebüschland (shrubs), Grünland / Ackerland (rural), Siedlung (urban)	kategorial	Kategorie n (1 – 4)	0, 100, 200, ..., 1.000
hab_suit0, hab_suit1, ..., hab_suit10	Habitateignung	kontinuierlich	0 - 1	0, 100, 200, ..., 1.000
elevation	Höhe üNN	kontinuierlich	m	-
slope	Hangneigung	kontinuierlich	Grad	-
dis_urb04	Distanz zur nächsten Siedlung - einzelne Gehöfte sind nicht berücksichtigt.	kontinuierlich	km	-

4.1.3 Statistische Analysen

Die Datenauswertung erfolgte mittels einer binär logistischen Regression (vgl. Kapitel 3.1.3). Dabei wurde die Lage der Unfallpunkte (use) mit der Lage von Zufallspunkten (availability) verglichen (,use-availability-design', vgl. Pearce & Boyce 2006). Hierzu wurde die Software „PASW® Statistics 18“ mit dem Tool „Generalisierte lineare Modelle“ genutzt.

Modellselektion und Modellqualität

Mittels der Methode „stepwise backward“ wurde für jeden Radius der Nachbarschaftsanalyse die Variablenkombination mit dem höchsten Erklärungsbeitrag identifiziert. Es wurden demnach elf Modelle berechnet, wobei innerhalb eines Modells die Variablen ,landuse' und ,hab_suit' immer nur in einer Ausprägungen der Nachbarschaftsanalyse genutzt wurden. Die Modellselektion des besten Modells erfolgte über die AIC-Werte (Akaike Information Criterion, Akaike 1987). Um zu prüfen, ob das Modell mit dem geringsten AIC-Wert die Verteilung der Unfall- und Zufallspunkte signifikant besser erklärt als ein ,Null-Modell', wurde die ROC und der AUC berechnet.

Der relative Erklärungsbeitrag, den jede unabhängige Variable auf die Ausprägung der abhängigen Variable hat, spiegelt sich in der Differenz der -2Log(Likelihood) -Werte zwischen dem Gesamtmodell und einem Modell unter Weglassung der jeweiligen Variable wieder (Backhaus et al. 2008). Für die Berechnung wurden die Log(Likelihood) -Werte für das beste Modell und für das beste Modell ohne die entsprechende Variable bzw. Variablengruppe verglichen. Zur Modellinterpretation wurden zusätzlich Effektkoeffizienten , $\exp(\beta)$ ' berechnet. Sie geben Auskunft darüber, inwiefern sich das Chancenverhältnis (*hier*: „Wahrscheinlichkeit Unfall“ zu „Wahrscheinlichkeit kein Unfall“) mit einer Erhöhung der entsprechenden abhängigen Variable verändert (Keating & Cherry 2006).

4.1.4 Modellübertragung auf das gesamte Untersuchungsgebiet

Eine Vorhersage des Risikopotentials wurde lediglich für die Straßenkategorien gemacht, auf denen in der Schweiz zwischen 1974 und 2009 tatsächlich Unfälle mit Luchsen registriert wurden. Dies betrifft die Kategorien „Autobahn“, „Autostraße“, „1.Klasse“, „2.Klasse“ und „3.Klasse“. Die Gesamtlänge dieser Straßen beträgt in der Schweiz außerorts 54.990 km. Vergleichbare Straßenkategorien in Baden-Württemberg sind die Kategorien „Autobahn“, „Bundesstraße“, „Landstraße“, „Kreisstraße“ und „Gemeindestraße“. Diese Straßen haben außerorts eine Gesamtlänge von knapp 40.700 km. Tabelle 3 (Seite 20) zeigt eine Übersicht der Straßenkilometer der einzelnen Straßenkategorien (außerhalb Siedlungen) sowie die Zuordnung der Straßenkategorien der Schweiz und Baden-Württemberg. Diese Zuordnung orientiert sich an den Angaben des Schweizer Bundesamtes für Landestopografie (swisstopo) sowie in Baden-Württemberg an dem Objektkatalog der ATKIS-Daten.

Im Anschluss an die Modellgenerierung erfolgte die Übertragung der Ergebnisse auf das relevante Straßennetz der gesamten Schweiz sowie von Baden-Württemberg. Dafür wurden die als Vektor-Daten vorliegenden Straßen in Rasterdaten mit einer Auflösung von 100 x 100 m umgewandelt. Für jede Rasterzelle wurde der Vorhersagewert zwischen 0 und 1 berechnet, der als relativer Risikoindex für einen Luchsunfall an dieser Stelle angesehen werden kann.

4.2 ERGEBNISSE

4.2.1 Statistische Analysen

Modellselektion und Modellqualität

Die logistische Regression ergab einen hochsignifikanten Zusammenhang ($p < 0,001$) zwischen den Luchsunfallstandorten und den Variablen

- Straßenkategorie (,road_class')
- Abstand zu größeren Siedlungen (,dis_urb04')
- Habitateignung im Umfeld von 400 m (,hab_suit4')

Die Integration von anderen Variablen sowie die Verwendung von anderen Nachbarschaftsradien erbrachten keine Modellverbesserungen. Die Ergebnisse des besten Modells sind in Tabelle 8 gelistet.

Tabelle 8: Ergebnisse der logistischen Regression für die Risikoanalyse von Straßenabschnitten. Regressionskoeffizient (Coef.), Standardfehler (St.Error), der Effektkoeffizient ($\exp(\beta)$), Diff-2log(likelihood)-Werte. Bei der kategorialen Variable ,road-class' ist die Kategorie Autostraße (AS) Referenzkategorie.

Variable	Coef.	St.Error	p-value	$\exp(\beta)$	Diff-2log(likelihood)
(Intercept)	0,707	1,148	0,538	-	-
road-class [AB]	-1,442	1,23	0,240	0,236	82,18
road-class [1]	-2,387*	1,14	0,037	0,092	
road-class [2]	-4,793***	1,24	< 0,001	0,008	
road-class [3]	-6,151***	1,30	< 0,001	0,002	
hab_suit4	4,159***	2,00	0,038	64,005	78,89
dis_urb04	0,256***	0,111	0,022	1,291	4,31

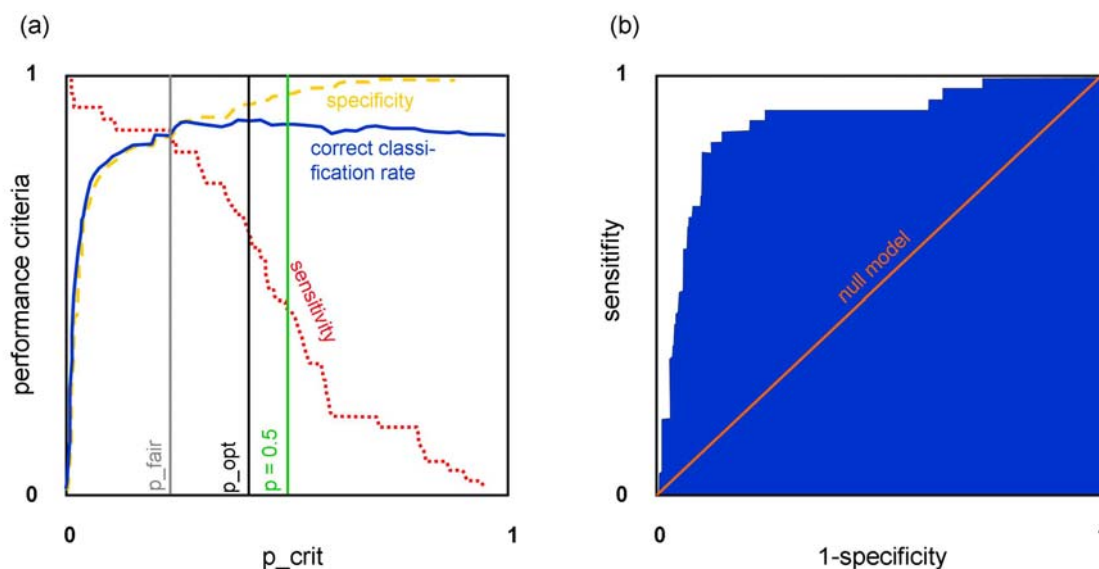


Abbildung 13: (a) Prozent der korrekten Klassifizierung des Gesamtmodells sowie ,sensitivity' und ,specificity' in Abhängigkeit des Schwellenwertes p_crit .

(b) ROC. Die Fläche unter der Kurve (AUC) beträgt 0,9.

Der AUC des Modells lag bei 0,90 im exzellenten Bereich (Hosmer & Lemeshow 2000). Der Schwellenwert ‚p_fair‘ lag bei 0,23 und führte zu einer korrekten Vorhersage von 85 % der Luchsunfallpunkte und 86 % der Zufallspunkte (Abbildung 13).

Den größten Erklärungsbeitrag lieferte die Variable ‚road_class‘. Bei konstanten Werten der Habitategnung und des Abstandes zu Siedlungen lag das höchste Risiko für einen Verkehrsunfalls auf der Kategorie „Autostraße“. Der Unterschied gegenüber dem Risiko anderer Straßenkategorien war signifikant höher ($p < 0,05$). Eine Ausnahme bildete die Paarung „Autostraße“ und „Autobahn“, bei der keine signifikanten Unterschiede vorhanden waren. Signifikante Unterschiede gab es des Weiteren zwischen den Paarungen „1. Klasse“ und „2. Klasse“ sowie „1. Klasse“ und „3. Klasse“, jedoch nicht zwischen der „2. Klasse“ und der „3. Klasse“.

Der Erklärungsbeitrag (-2Log(Likelihood)-Wert) der Variablen ‚hab_suit4‘ lag nur geringfügig unter dem der Variablen ‚road_class‘. Der Einfluss der Habitategnung im Umfeld von 400 m war demnach für das Unfallrisiko ebenso bedeutend wie die Straßenkategorie. Unfallpunkte zeichneten sich durch eine höhere Habitategnung im Umfeld von 400 m aus, als Zufallspunkte (Abbildung 14(a)). Der Effektkoeffizient ‚exp(β)‘ lässt erkennen, dass eine Erhöhung der Habitategnung um den Wert 0,1 die Wahrscheinlichkeit eines Unfalls um den Faktor 6,4 erhöht.

Einen signifikant positiven Effekt, wenn auch mit geringem Erklärungsbeitrag liefert der Abstand zu Siedlungen (‚dis_urb04‘). Die bivariate Betrachtung (Abbildung 14(b)) zeigt keinen offensichtlichen Unterschied zwischen Zufalls- und Unfallpunkten hinsichtlich dieser Variablen. Die Wahrscheinlichkeit, dass ein Straßenabschnitt in einem Kilometer Entfernung zur nächsten Siedlung einen Unfallpunkt ist, ist um den Faktor 1,29 höher, als die Chance eines Straßenabschnittes, der unmittelbar an eine Siedlung angrenzt.

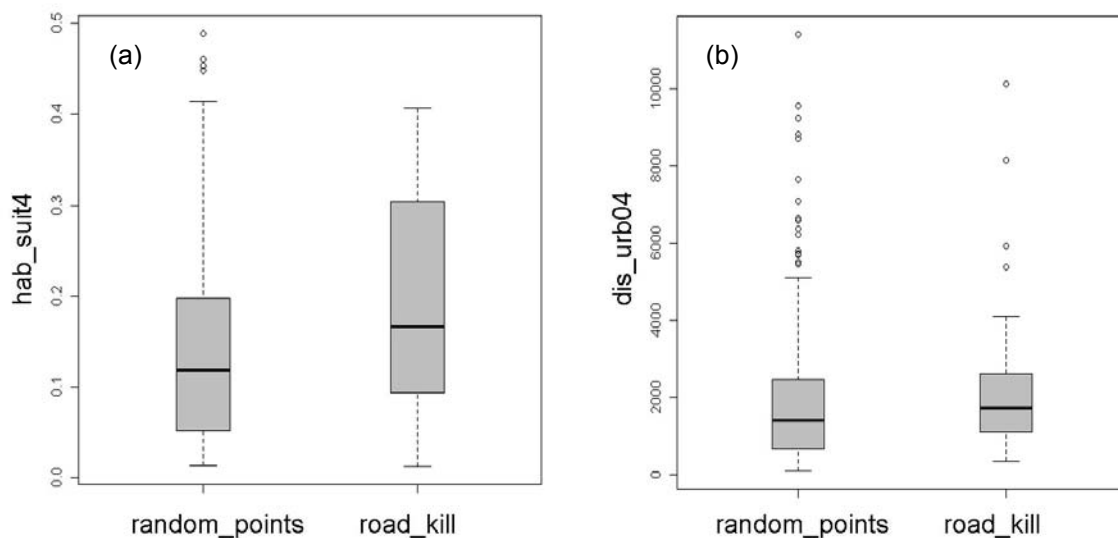


Abbildung 14: Bivariate Betrachtung der Zufalls- (random_points) und Unfallpunkte (road_kill) in Abhängigkeit von (a) Habitategnung im Umfeld von 400 m und (b) Abstand zu größeren Siedlungen

4.2.2 Modellübertragung auf das gesamte Untersuchungsgebiet

Für die Risiko-Vorhersage eines jeden Straßenabschnittes (Risiko-Index) in der Schweiz und in Baden-Württemberg wurde anhand der Ergebnisse der Regression zunächst der Lineare Prädiktor (LP) für jede Rasterzelle berechnet, die eine Straße beinhaltet:

$$\begin{aligned} \text{LP} = & 0,707 + (\text{Regressionskoeffizient von road_class}) \\ & + (4,159 \times \text{hab_suit4}) + (0,2556 \times \text{dis_urb04}) \end{aligned}$$

Anschließend wurde für die Vorhersage $p(x_i=1)$ für jede Rasterzelle der entsprechende LP in die inverse logistische Transformation eingesetzt und der Risiko-Index $p(x_i=1)$ für den Straßenabschnitt dieser Rasterzelle berechnet.

$$p(x_i=1) = 1 / (1 + \exp(-\text{LP}))$$

Das Ergebnis ist in Abbildung 15 und in aggregierter Form (mit einer Rastergröße von 10 x 10 km) für Baden-Württemberg und die Schweiz in Abbildung 16 dargestellt. Das Risikopotential verteilt sich sehr heterogen über das Untersuchungsgebiet. Konzentrationen von Regionen mit erhöhtem Risiko-Index sind dort zu erkennen, wo Autobahnen oder Bundesstraßen/Autostraßen durch Gebiete mit einer hohen Habitatsignung für den Luchs führen.

In Abbildung 17 sind die durch das Modell vorhergesagten Risiko-Indizes für die Rasterzellen der unterschiedlichen Straßenkategorien aufgetragen. Auf Straßen der Kategorie „Bundesstraße“ für Baden-Württemberg und der Kategorie „Autostraße“ für die Schweiz besteht im Mittel das höchste relative Risikopotential ($p(x_i=1) = 0,8$ bzw. $p(x_i=1) = 0,75$). Für Autobahnen liegt der Durchschnitt $p(x_i=1) = 0,4$ signifikant darunter. Für Landesstraßen bzw. Straßen der 1. Klasse liegt dieser Werte zwischen 0,2 und 0,3. Gemeinde- und Kreisstraßen sowie die Straßen der 2. und 3. Klasse weisen nur ein geringes Risikopotential nahe 0 auf. Insgesamt weichen die Mittelwerte der jeweiligen Paare der Straßenkategorien nur geringfügig voneinander ab.

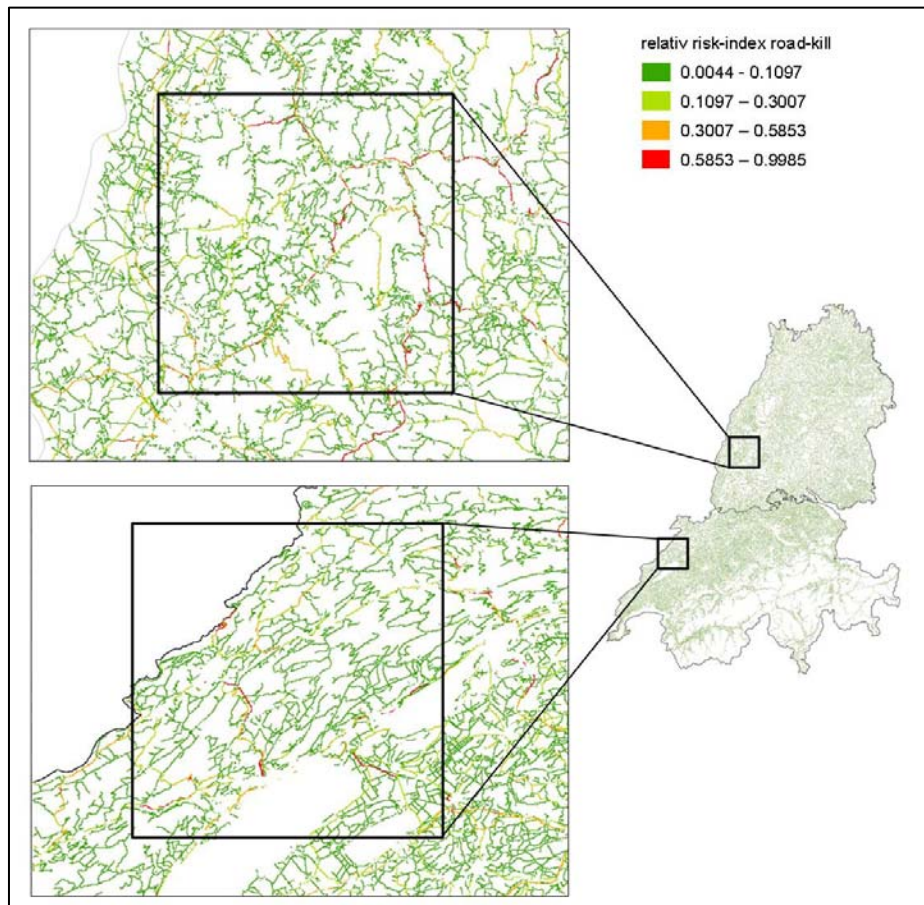


Abbildung 15: Ergebnis der Modellübertragung auf das relevante Straßennetz der Schweiz und Baden-Württemberg. Dargestellt ist der relative Risiko-Index $p(x_i= 1)$ für jeden Straßenabschnitt in einer 100 x 100 m-Rasterzelle. Je höher der Wert, desto eher gleicht die Variablenausprägung des Abschnittes der eines Unfallpunktes. Zur besseren Visualisierung wurden Klassen gebildet.

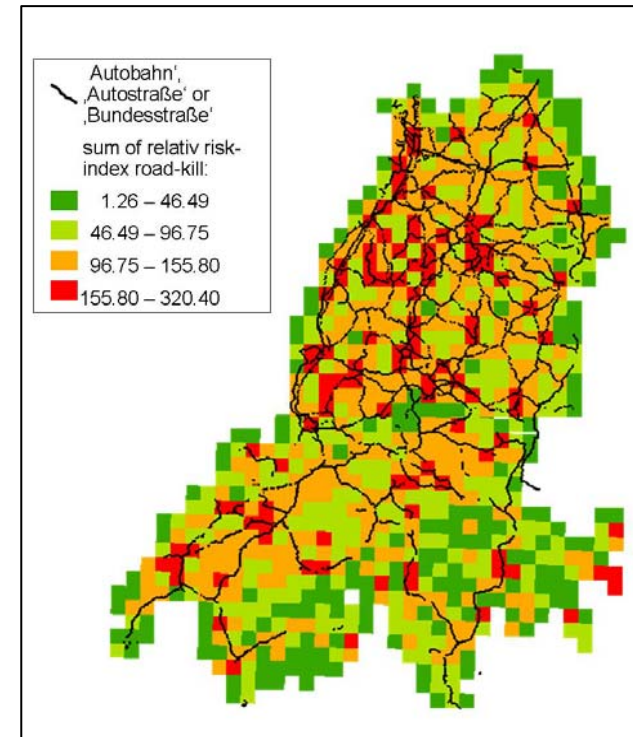


Abbildung 16: Auf Rasterzellen von 10 x 10 km aufsummierter relativer Risikoindex für die Schweiz und Baden-Württemberg. Abgebildet sind Straßen der Kategorie „Autobahn“, „Autostraße“ (Schweiz) und „Bundesstraße“ (Baden-Württemberg). Zur besseren Visualisierung wurden Klassen gebildet.

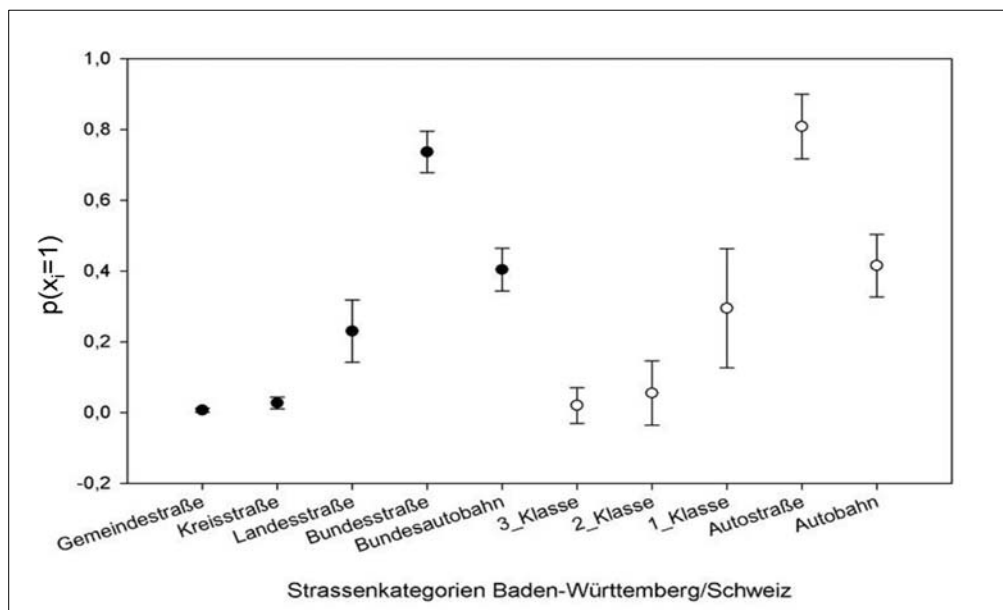


Abbildung 17: Durchschnittlicher Risiko-Index $p(x_i=1)$ von Straßenabschnitten der unterschiedlichen Straßenkategorien in Baden-Württemberg (geschlossene Kreise) und der Schweiz (offene Kreise).

In Abbildung 18 sind für unterschiedliche Regionen die aufsummierten und über die Fläche normierten Risiko-Indizes $p(x_i=1)$ aller Straßenabschnitte dargestellt. Das Ergebnis ist ein regionaler Risiko-Index, der beschreibt, wie groß das vorhergesagte Unfallrisiko einer Region im Vergleich zu dem Unfallrisiko der anderen Regionen ist. Ein hoher Wert ergibt sich dabei entweder durch ein dichtes Straßennetz mit geringen Risiko-Indizes der einzelnen Abschnitte, oder durch ein weniger dichtes Straßennetz mit hohen Risiko-Indizes der einzelnen Abschnitte. Der regionale Risiko-Index zeigt im Schwarzwald mit 1,21 die höchste Ausprägung. Dieser Wert liegt 16 % über dem Wert im Jura. Der Schwäbisch-Fränkische Wald weist mit einem mittleren Risiko-Index von 1,00 den niedrigsten Wert auf, der um 11 % unterhalb des Jura-Wertes liegt.

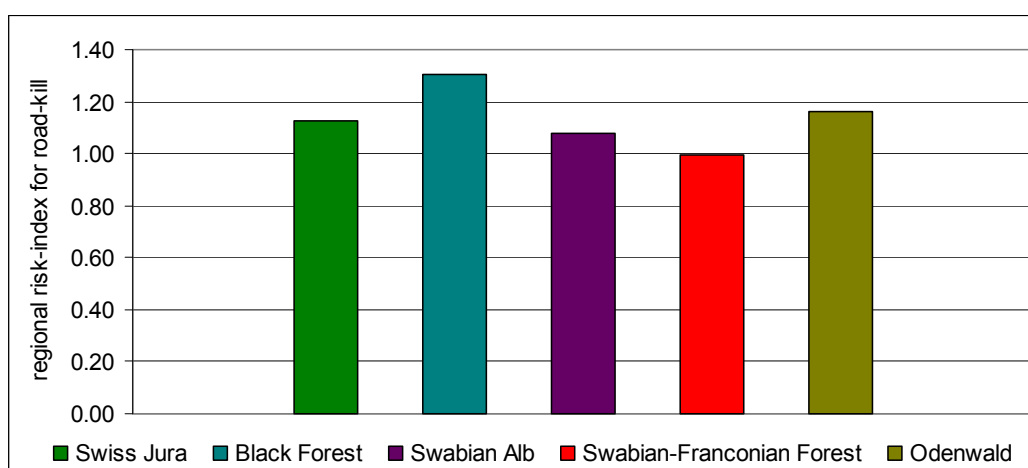


Abbildung 18: Über die Fläche normierter regionaler Risiko-Index für einen Verkehrsunfall mit einem Luchs. Die Risiko-Indize aller Straßenabschnitte einer Region wurden aufaddiert und über die Fläche normiert.

4.3 DISKUSSION

Die Analyse von Verkehrsunfallorten von Luchsen in der Schweiz zeigte, dass Verkehrsunfälle im Wesentlichen von drei Faktoren abhängen: der Habitategung im Umfeld von 400 m, der Straßenkategorie sowie dem Abstand zu größeren Siedlungen. Basierend auf diesen drei Variablen konnten 85 % der Unfallpunkte korrekt vorhergesagt werden. Die Ergebnisse wurden auf das gesamte Straßennetz der Schweiz und Baden-Württemberg übertragen.

Modellansatz

Logistische Regressionen finden eine breite Anwendung in der Analyse von Wildunfallsschwerpunkten (vgl. z.B. Seiler 2005, Chambers et al. 2006, Colino-Rabanal et al. 2011). Die hier angewandte logistische Regression vergleicht die Ausprägung der unabhängigen Variablen an bestätigten Unfallpunkten mit der Ausprägung an Zufallspunkten ('use-availability-design' nach Pearce & Boyce 2006). Wendet man diesen Modellansatz auf die Analyse von Unfallpunkten an, ist darauf zu achten, dass die Zufallspunkte an Orten generiert werden, die von Luchsen potentiell genutzt werden können. Aus diesem Grund wurden vor der Generierung der Zufallspunkte Straßenabschnitte entfernt, die diese Voraussetzung nicht erfüllten (Straßen in ungeeignetem Habitat und Straßen in Bereichen ohne regelmäßige Luchsvorkommen). Trotz dieses Vorgehens ist nicht ausgeschlossen, dass vereinzelte Zufallspunkte an Orten liegen, an denen die Querung eines Luchses aufgrund lokaler Abwesenheit von Luchsen nicht stattfinden kann. Dies kann zur Folge haben, dass der Erklärungsbeitrag der getesteten Variablen auf das Risikopotential unterschätzt wurde.

Die 39 Unfallpunkte von Luchsen wurden mit der 6-fachen Menge an Zufallspunkten verglichen. Diese hohe Anzahl an Zufallspunkten war notwendig, um alle Straßenkategorien repräsentativ abzubilden, auf denen es zu Kollisionen mit Luchsen gekommen war. Bei einer solchen Verteilung ist darauf zu achten, inwieweit eine gute Modellgüte lediglich auf die hohe Anzahl an korrekt klassifizierten Zufallspunkten zurückzuführen ist. Um dies beurteilen zu können, muss statt der Anzahl der Anteil an richtig klassifizierten Unfall- und Zufallspunkten betrachtet werden, wie dies bei dem gewählten Schwellenwert 'p_fair' der Fall ist. Abbildung 13(a) zeigt, dass hiermit 85 % der Unfallpunkte und 86 % der Zufallspunkte richtig klassifiziert werden. Dieser hohe Prozentsatz spricht dafür, dass die Nutzung der 6-fachen Menge an Zufallspunkten das Modellergebnis nicht erheblich verzerrt hat, wenngleich auch eine gewisse Beeinflussung nicht auszuschließen ist.

Erklärende Variablen

Eine umfassende Analyse von Wildunfällen muss stets auf zwei Ebenen geschehen: Zum einen muss die Querungshäufigkeit des jeweiligen Straßenabschnittes durch die entsprechende Tierart betrachtet werden. Zum anderen muss untersucht werden, inwiefern das unmittelbare Straßenumfeld und die Verkehrsintensität das Risiko eines Wildunfalls bei einer Straßenquerung erhöht. In die vorliegende Untersuchung flossen Variablen ein, die beide Aspekte berücksichtigten.

Habitategung als Indikator für die Querungshäufigkeit von Luchsen: Der positive Einfluss der Habitategung im Umfeld von 400 m auf die Unfallwahrscheinlichkeit lässt den Schluss zu, dass es dort zu einer erhöhten Zahl an Unfällen kommt, wo sich im Umfeld bis zu 400 m eine erhöhte Anzahl bevorzugter Habitatbereiche befinden (vgl. Kapitel 3.2.1) und aus diesem Grund die Querungshäufigkeit als erhöht anzunehmen ist. Variablen mit anderen Radien der Nachbarschaftsanalyse sind nicht Bestandteil des besten Modells. Dies ist nicht zwingend auf einen Zusammenhang zwischen der Habitategung im 400 m Umfeld und dem Risiko eines Unfalls zurückzuführen. Die Lage von Wildunfällen wird häufig entweder anhand von Landmarken oder von Straßenmarkierungen beschrieben. Dies bringt oft eine

gewisse räumliche Unschärfe mit sich, die Gunson et al. (2009) in ihren Untersuchungen zu Wildunfällen mit Schalenwild auf durchschnittlich 516 m (Landmarken) bzw. 401 m (Straßenmarkierungen) beziffern. Eine gewisse Lagegenauigkeit ist auch bei den Luchsdaten anzunehmen. Darin könnte ein Grund für die Bevorzugung der Variablen ‚hab_suit4‘ vor den anderen Variablen mit geringeren Radien zu finden sein.

Die Sichtung des Kartenmaterials lässt darüber hinaus vermuten, dass die Lage der Unfallpunkte mit großräumigen landschaftlichen Leitstrukturen in Verbindung steht (Wildtierkorridore), die wiederum die Querungshäufigkeit beeinflussen könnten. Diese Leitstrukturen spiegeln sich eventuell in der Nachbarschaftsanalyse der Habitataignung im 400 m-Umfeld am ehesten wider.

Straßenkategorie als Indikator für die Verkehrsintensität: Untersuchungen zu Wildunfällen mit Säugetieren zeigen häufig signifikante Zusammenhänge zwischen dem Unfallrisiko und dem durchschnittlichen Tagesverkehrsaufkommen (DTV) und / oder der durchschnittlichen Fahrzeuggeschwindigkeit (DVG) auf (vgl. Seiler 2005, Chambers et al. 2006, Burgin & Brainwood 2008, Chambers et al. 2010). Ein Zusammenhang zwischen Unfallrisiko und den Einflussgrößen DTV und DVG zeigte sich in einer Analyse von Verkehrsunfällen mit Pumas (Litvaitis & Tash 2008) sowie für Wölfe (Colino-Rabanal et al. 2011). Für die großflächige Analyse von Wildunfällen fehlen jedoch häufig zuverlässige Daten über das DTV sowie der DVG (Janet et al. 2008, Kolowski & Nielsen 2008).

In der durchgeführten Analyse wurde die Straßenkategorie als Indikator für die Verkehrsintensität (DTV und DVG) genutzt. Die Ergebnisse zeigen einen Zusammenhang zwischen der Straßenkategorie und dem Unfallrisiko an. Demnach steigt tendenziell das Risiko eines Unfalls für Luchse mit einer Zunahme der Verkehrsintensität an, was sich mit den Ergebnissen der oben genannten Untersuchungen zu anderen Tierarten deckt.

Von dieser Tendenz weicht jedoch das geringere Unfallrisiko für Luchse auf Autobahnen gegenüber dem Risiko auf Autostraßen ab, was für eine gewisse abschreckende Wirkung von Straßen mit sehr hoher Verkehrsintensität auf Luchse spricht. Bei anwandernden Luchsen in der Schweiz wurde mehrfach beobachtet, wie die Tiere beim Erreichen von Autobahnen diese nicht querten, sondern nach einer gewissen Verweildauer umkehrten, obwohl sie physisch durchaus in der Lage sind, auch Wildschutzzäunungen zu überwinden (Breitenmoser-Würsten et al. 2001, Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008).

Schwab & Zandbergen (2011) konnten für Pumas zeigen, dass für diese die Barrierewirkung von Hauptverkehrsstraßen (major roads) eine größere ist, als von Nebenstraßen (minor roads). Zunehmender Verkehr kann somit oberhalb eines kritischen Wertes die Querungsversuche von Tieren unterbinden und sich somit auf die Zahl der Wildunfälle reduzierend auswirken. Einen solchen Zusammenhang konnten Litvaitis & Tash (2008) in ihrer Untersuchung über das Unfallrisiko mit Pumas nicht nachweisen.

Der geringere Anteil an Unfällen mit Luchsen auf Autobahnen in der Schweiz und der damit einhergehende geringere Risikoindex für diese Kategorie sprechen dafür, dass eine mögliche Zunahme der Barrierewirkung (und damit die Reduktion des Wildunfallrisikos) das erhöhte Kollisionsrisiko bei einem Querungsversuch überkompensiert. Für eine vertiefende Analyse solcher Zusammenhänge müssten jedoch exakte Daten über die tageszeitliche Verteilung des Verkehrsaufkommens sowie über die Aktivitätsschwerpunkte der Tiere berücksichtigt werden.

Distanz zu Siedlungen als Indikator für das Straßenumfeld und das entsprechende Verhalten von Tier und Mensch: Die Distanz zu größeren Siedlungen (‚dis_urb04‘) liefert einen relativ geringen Erklärungsbeitrag im Modell, ist jedoch als hochsignifikante Variable mit positivem Zusammenhang zusätzlich zu den Variablen ‚hab_suit4‘ und ‚road_class‘ im Modell enthalten. Der Abstand zu größeren Siedlungen beeinflusst auch die Habitataignung für

Luchse (vgl. Kapitel 3.2.1): Luchse zeigen gegenüber der Nähe zu besiedelten Bereichen eine geringe, wenn auch statistisch signifikante Meidung.

Da die Variable ‚dis_urb04‘ zusätzlich zu der Habitategnung in das Modell der Straßenunfälle einfließt, ist ein Kausalzusammenhang zwischen zunehmendem Abstand zu Siedlungen und dem Unfallrisiko mit Luchsen unter zwei weiteren Aspekten zu diskutieren:

Der signifikante Zusammenhang könnte ein Hinweis darauf sein, dass Luchse in Siedlungsnähe ein umsichtigeres Verhalten im Straßenumfeld an den Tag legen, als Luchse, die sich fernab von Siedlungen bewegen. Eine solche vergleichende Fragestellung wurde bislang weder für Luchse noch für andere größere Säugetiere untersucht. Ein Hinweis auf ein Lernverhalten innerhalb von Siedlungen wurde von Baker et al. (2007) für Füchse in Bristol (UK) gefunden: die Tiere schienen die Querung von Straßen innerhalb ihrer Territorien an die tageszeitliche Verteilung des Verkehrsaufkommens anzupassen und damit die Gefahr eines Unfalls zu reduzieren. Diese erhöhte sich wiederum bei der Querung von selten gequerten Straßen in Phasen der extraterritorialer Aktivität (Baker et al. 2007). Exemplarische Beobachtungen von einzelnen Individuen innerhalb von Siedlungen, die den Verkehr bei der Querung von Straßen ganz offensichtlich berücksichtigen, lassen ebenfalls vermuten, dass die Tiere bei regelmäßigem Kontakt mit der Infrastruktur ein Lernverhalten zeigen (z.B. der Luchs „Turo“ in Zürich, vgl. Ryser & Wattenwyl von 2008).

Der zweite Aspekt betrifft das Verhalten der Verkehrsteilnehmer: Nachtfahrten gehen außerhalb von besiedelten Bereichen mit deutlich weniger optischen Reizen am Straßenrand einher als das in Siedlungsnähe der Fall ist. Thiffault & Bergeron (2003) konnte nachweisen, dass die Müdigkeit der Fahrer bei monotonen Fahrten schneller zunimmt. Monotone Fahrten und / oder Müdigkeit gehen einher mit einer Abnahme der Aufmerksamkeit des Fahrers und einer generellen Zunahme des Risikos für einen Verkehrsunfall (Bittner et al. 2000, Klauer et al. 2006). Diese Zusammenhänge lassen den Schluss zu, dass Verkehrsteilnehmer fern ab von Siedlungsbereichen bei plötzlich querenden Wildtieren unachtsamer und dementsprechend langsamer in der Reaktion sind. Darin könnte ein weiterer Grund liegen, weswegen das Risiko einer Kollision mit einem querenden Luchs mit der Distanz zu Siedlungen zunimmt.

Modellübertragung auf das gesamte Untersuchungsgebiet

Das Modell sagt die Verteilung der Unfall- und Zufallspunkte in der Schweiz mit hoher Genauigkeit voraus. Eine zulässige Übertragung der Analyse-Ergebnisse auf das Straßennetz in Baden-Württemberg setzt voraus, dass die unabhängigen Variablen der beiden Untersuchungsgebiete vergleichbare Informationen enthalten und in einem ähnlichen Verhältnis zu einander stehen.

Neben der Straßenkategorie wird die Ausprägung des Risiko-Index wesentlich durch die Habitategnung im Umfeld von 400 m beeinflusst. Abbildung 17 zeigt die durchschnittlichen Risiko-Indizes für die einzelnen Straßenabschnitte, aufgeteilt nach Straßenkategorien in Baden-Württemberg und in der Schweiz. Die Mittelwerte der Risiko-Indize zwischen den sich entsprechenden Kategorien der beiden Untersuchungsgebiete unterscheiden sich nicht signifikant voneinander. Dementsprechend durchschneiden die unterschiedlichen Straßenkategorien überwiegend Bereiche mit vergleichbarer Ausprägung der Variablen ‚hab_suit4‘, was wiederum für eine gute Übertragbarkeit der Ergebnisse aus der Schweiz nach Baden-Württemberg spricht.

Die Analyse des Risiko-Potentials von Straßen für Luchse sowie die Untersuchung der Habitategnung (Kapitel 3) liefern nun die notwendigen Grundlagen, um die Überlebensfähigkeit einer Luchspopulation für unterschiedliche Annahmen der illegalen Mortalität zu untersuchen.

5 RÄUMLICH EXPLIZITE MODELLIERUNG DER ÜBERLEBENSFÄHIGKEIT EINER LUCHSPOPULATION UNTER BERÜCKSICHTIGUNG VON STRAßENMORTALITÄT UND ILLEGALEN TÖTUNGEN

Die Sicherung der Metapopulation von Luchsen in Mitteleuropa ist eine wesentliche Forderung der „Guidelines for Population Level Management Plans for Large Carnivores“ (Linnell et al. 2007). Die einzelnen Subpopulationen von Luchsen in Mitteleuropa erfüllen derzeit weder von der Fläche noch von der Anzahl der Individuen die Anforderungen, die an eine langfristig überlebensfähige Population gestellt werden und sind allesamt als „endangered“ oder als „critically endangered“ eingestuft (Linnell et al. 2007, Zimmermann & Breitenmoser 2007, Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008). Aus diesem Grund spielt die Wiederbesiedlung geeigneter Lebensräume und deren Vernetzung eine wichtige Rolle für den Erhalt der Population (Kramer-Schadt et al. 2005, Zimmermann & Breitenmoser 2007, Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008).

Untersuchungen belegen, dass einzelne Luchse zwar in der Lage sind, während des Dispersals Strecken von mehreren hundert Kilometern zurückzulegen, dass in der Regel die weiblichen Tiere in dieser Phase jedoch deutlich zurückhaltender als die Kuder sind und die Tendenz zum Dispersal in stark zerschnittenen Landschaften insgesamt deutlich gehemmt ist (Schmidt 1998, Zimmermann et al. 2005). Luchse zählen demnach zu den Tieren mit einer moderaten Tendenz zum weiträumigen Dispersal (Linnell et al. 2007). Die Wahrscheinlichkeit einer natürlichen Wiederbesiedlung ist dementsprechend stark von der Lebensraumvernetzung abhängig (Kramer-Schadt et al. 2011).

Als Folge des zurückhaltenden Ausbreitungsverhaltens des Luchses und der Lebensraumzerschneidung sind einige potentiell geeignete Lebensräume bislang nicht wiederbesiedelt worden – trotz Nähe zu etablierten Vorkommen und gelegentlichen Zuwanderungen. Hierzu zählen auch geeignete Flächen in Baden-Württemberg. Die aktive Wiederansiedlung des Luchses im Schwarzwald wird aus diesem Grund seit langem diskutiert (Goßmann-Köllner & Eisfeld 1989, Thor & Pegel 1992).

Eine aktive Wiederansiedlung von Luchsen ist ein äußerst komplexer, langwieriger und kostspieliger Vorgang (IUCN 1998). Um die Risiken für die Tiere zu minimieren und die Erfolgchance der Wiederansiedlung zu maximieren fordern Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten (2008) sowie die Expertengruppe der IUCN (1998) im Vorfeld äußerst sorgfältige Untersuchungen der naturräumlichen Gegebenheiten. Insbesondere sind Faktoren zu berücksichtigen, welche sich unabhängig von der natürlichen Mortalität negativ auf die Überlebensfähigkeit der Population auswirken können, in erster Linie Verluste durch Verkehr sowie durch illegale Tötungen mangels Akzeptanz bei der Jägerschaft. Diese Problematik zeigt ein Beispiel aus der Schweiz: 25,7 % der zwischen 1974 und 2002 tot aufgefundenen Luchse in der Schweiz sind auf Straßen und 20,6 % durch illegale Tötung nachweislich ums Leben gekommen (Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008). Inklusive einer geschätzten Dunkelziffer wird die illegale Tötung von Breitenmoser-Würsten et al. (Breitenmoser-Würsten et al. 2007a) im Jura für den Zeitraum 1974 bis 2002 sogar auf rund 32 % der Gesamtmortalität geschätzt, Verluste durch Verkehr auf 29 %. Die Zahlen in anderen Untersuchungsgebieten weichen zwar von diesen Angaben ab, es zeigt sich jedoch durchweg die hohe Relevanz dieser anthropogen bedingten Mortalitätsfaktoren für die Populationsentwicklung (Jedrzejewski et al. 1996, Cerveny et al. 2002, Andrén et al. 2006, Breitenmoser-Würsten et al. 2007a, Molinari-Jobin et al. 2010). Häufig werden Verluste durch Straßenverkehr und illegale Tötung auch als Hauptursachen für gescheiterte Wiederansiedlungsprojekte genannt (Kaczensky et al. 1996, Trombulak & Frissell 2000,

Ferreras et al. 2001). Die illegale Tötung von Luchsen unterscheidet sich erfahrungsgemäß kleinräumig aufgrund von regionalen Besonderheiten, die nur schwer zu greifen sind (vgl. Ceza et al. 2001, Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008). Verluste durch illegale Tötungen können sich in Abhängigkeit der räumlichen Lage dieser Vorfälle unterschiedlich auf die Populationsentwicklung auswirken (Ferreras et al. 2001). Aus diesem Grund ist für das praktische Management von Luchsen wie auch anderen großen Beutegreifern die Frage von hoher Relevanz, in welchen Regionen der finanzielle und personelle Aufwand zur Reduktion der illegalen Tötungen den größten Effekt auf die Überlebensfähigkeit der jeweiligen Population hat.

Um bei der Modellierung von mitteleuropäischen Luchspopulationen räumliche Unterschiede in der Habitataignung und des Verkehrrisikos berücksichtigen zu können, entwickelten Schadt et al. (2002a) und Kramer-Schadt et al. (2004, 2005) ein räumlich explizites und individuenbasiertes Populationsmodell (vgl. Kapitel 1.2.1). Das Modell arbeitet auf der Basis von Rasterkarten mit einer räumlichen Auflösung von 1 km² und unterscheidet zwischen sesshaften (residenten) Luchsen und nicht-sesshaften Luchsen (Disperser). Der Einfluss des Mortalitätsfaktors „Verkehr“ wurde aufgrund fehlender Daten lediglich für Autobahnen und ausgewählte Bundesstraßen geschätzt. Das Mortalitätsrisiko, welches von Landstraßen, Kreisstraßen und Gemeindestraßen ausgeht, floss nicht in die Analyse mit ein. Die Mortalität aufgrund von illegalen Tötungen wurde als einen Teil der Gesamtmortalität und ohne räumliche Differenzierung berücksichtigt. Abbildung 19 zeigt die einzelnen Modellschritte während eines Jahres. Zu Beginn eines Jahres wird die Anzahl der residenten Tiere und der Disperser bestimmt. Jungtiere älter als ein Jahr beginnen mit dem Dispersal (*rule 1*) und suchen entsprechend definierter Bewegungsregeln nach einem freien Streifgebiet (*rule 2*). Sind sie dabei erfolgreich, wechseln sie den Status zu „resident“.

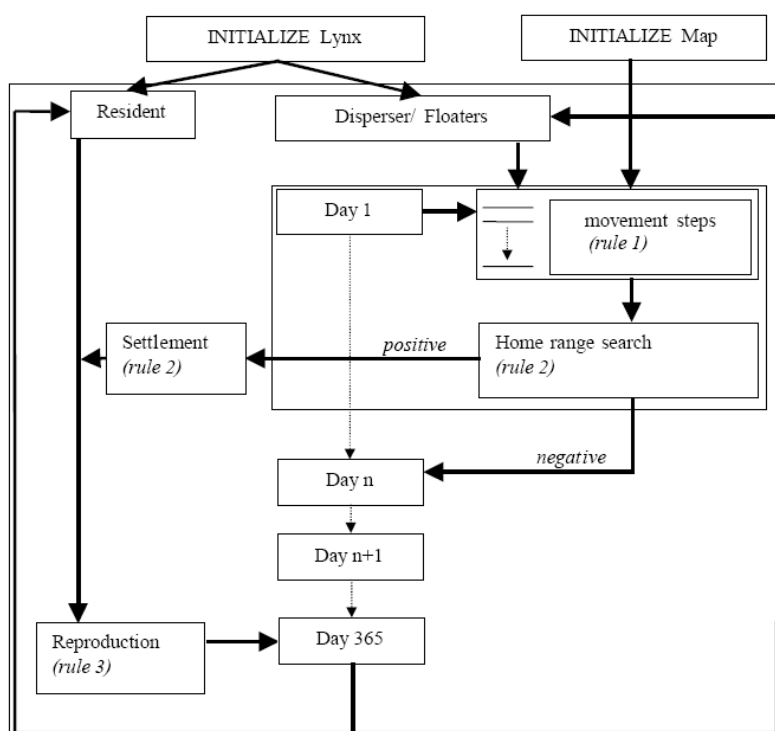


Abbildung 19: Flussdiagramm der Modellabläufe innerhalb eines Jahres. Erläuterung im Text. Quelle: Schadt 2002

Ein residentes Weibchen kann sich reproduzieren (*rule 3*), wenn sich sein Streifgebiet mit denen eines Männchens überlappt. Residente Individuen unterstehen einer einmaligen jährlichen Mortalitätsrate, die unabhängig ihres Aufenthaltsortes wirksam ist. Disperser unterliegen einer täglichen räumlich impliziten Mortalitätsrate sowie einem räumlich expliziten verkehrsbedingten Mortalitätsrisiko bei Querung einer Straße. Zur näheren Erläuterung der einzelnen Schritte wird auf Schadt (2002) & Kramer-Schadt et al. (2005) verwiesen. Die Studie identifizierte die Mortalitätsrate der residenten Tiere als wesentlichen Faktor für die Überlebenswahrscheinlichkeit der wiederangesiedelten Population (Kramer-Schadt et al. 2005). Die hier vorgestellte Simulation der Populationsentwicklung baut auf dem Modell von Kramer-Schadt (2005) auf.

Ziel dieses Kapitels ist es, die Auswirkung räumlich expliziter verkehrsbedingter und illegaler Mortalität auf die Wiederbesiedlung potentiell geeigneter Lebensräume sowie auf die Überlebensfähigkeit von Subpopulationen in Mitteleuropa am Beispiel Baden-Württembergs einzuschätzen.

Dabei wurde eine Besiedelung als erfolgreich eingestuft, wenn die Wahrscheinlichkeit eines Aussterbeereignisses der Population über 100 Jahre bei maximal 10 % liegt. Dies entspricht den Forderungen der IUCN für Populationen von Großen Beutegreifern (vgl. Linnell et al. 2007).

Folgende Fragestellungen werden bearbeitet:

- Wie viele Luchse erreichen jährlich durch natürliche Zuwanderung aus dem Schweizer Jura die geeigneten Lebensräume in Baden-Württemberg?
- Wie hoch ist die Wahrscheinlichkeit, dass Baden-Württemberg durch natürliche Zuwanderung von Luchsen aus dem Schweizer Jura erfolgreich besiedelt wird?
- Wie viele Luchse müssten in Baden-Württemberg im Rahmen einer aktiven Wiederansiedlung ausgesetzt werden, um Baden-Württemberg erfolgreich zu besiedeln?
- Gibt es Unterschiede zwischen der Aussterbewahrscheinlichkeit der Population bei keiner, räumlich-zufälliger und räumlich-gezielter Reduktion der illegalen Mortalität (z.B. durch entsprechend Akzeptanz fördernde Maßnahmen)?

5.1 METHODEN

Die in Kapitel 5 durchgeführten Arbeiten gliedern sich in vier Teile:

1. Modifikation des bestehenden Populationsmodells von Kramer-Schadt et al. (2005).
2. Modellkalibrierung anhand von Telemetriedaten aus dem Schweizer Jura
3. Sensitivitätsanalyse des Modells
4. Modellübertragung auf Baden-Württemberg.

5.1.1 Modifikation des bestehenden Populationsmodells

Das Modell von Kramer-Schadt et al. (2005) wurde zum einen hinsichtlich der im Modell verwendeten Kartengrundlagen und zum anderen hinsichtlich der Modellabläufe wie folgt modifiziert:

- Generierung einer aktualisierten Habitatkarte. Grundlage aus Kapitel 3

- Generierung je einer Karte mit dem räumlich expliziten Risiko-Potential, welches von Straßenabschnitten für residente Tiere und Disperser ausgeht. Grundlage aus Kapitel 4
- Generierung einer Karte mit dem räumlich expliziten Mortalitätsrisiko aufgrund illegaler Tötungen

Habitatkarte

Als Grundlage für die Habitatkarte des Populationsmodells diente die Eignungskarte der Habitatmodellierung aus Kapitel 3, die in einer räumlichen Auflösung von 100 x 100 m vorlag. Jede Rasterzelle enthielt die relative Wahrscheinlichkeit $p(x_i=1)$ (vgl. Kapitel 3.1.3), dass die Zelle von einem Luchs genutzt wird. Aufgrund der im Populationsmodell genutzten Rastergröße von 1 x 1 km wurde die Habitatkarte hochskaliert. Hierfür wurde über je 100 benachbarte Zellen der Mittelwert $p_{1000}(x_i=1)$ gebildet. Analog zu dem in Kapitel 3.1.4 beschriebenen Vorgehen wurde anschließend über eine ROC-Analyse (Schroeder 2000) auf Grundlage der Telemetriedaten aus dem Schweizer Jura der Schwellenwert ‚p_crit₁₀₀₀‘ hergeleitet, welcher für die Differenzierung zwischen geeigneten und weniger geeigneten Rasterzellen im Populationsmodell notwendig ist (vgl. Kramer-Schadt et al. 2005). Einer jeden Rasterzelle wurde auf Grundlage des Zellenwertes $p_{1000}(x_i=1)$, des berechneten Schwellenwertes ‚p_crit₁₀₀₀‘ sowie der Landnutzung der Zelle wie folgt die Eignung für den Modell-Luchs zugewiesen:

1. Revier-Zellen:
Alle Zellen, deren Vorhersagewert mindestens dem Schwellenwert p_crit_{1000} entspricht. Diese Zellen können von Modell-Luchsen für die Etablierung eines Reviers, die Jungenaufzucht und während des Dispersals genutzt werden.
2. Disperser-Zellen:
Alle Zellen mit Landnutzung ‚forest‘ oder ‚shrubs‘, deren Vorhersagewert geringer ist als der Schwellenwert p_crit_{1000} . Diese Zellen können von den Modell-Luchsen für das Dispersal genutzt werden.
3. Matrix-Zellen:
Alle Zellen mit Landnutzung ‚rural‘, deren Vorhersagewert geringer ist als der Schwellenwert p_crit_{1000} . Diese Zellen können von den Modell-Luchsen nur bedingt für das Dispersal genutzt werden.
4. Barriere-Zellen:
Alle Zellen, mit der Landnutzung ‚urban‘ oder fehlender Landnutzung. Diese Zellen können von den Modell-Luchsen nicht genutzt werden.

Risikopotential von Straßen

Neben Bundesstraßen und Autobahnen (vgl. Kramer-Schadt et al. (2005) wurden auch die Straßenkategorien Landesstraße, Kreisstraße und Gemeindestraße berücksichtigt, und ein verkehrsbedingter Risiko-Index für jede Rasterzelle berechnet.

Die in Kapitel 4 beschriebene Regression zur Ermittlung des Risiko-Index eines jeden Straßenabschnittes identifizierte die Habitateignung der Zelle (‚hab_suit4‘), den Abstand zu Siedlungsflächen (‚dis_urb04‘) sowie die Straßenkategorie (‚road_class‘) als erklärende Variablen zur Vorhersage der Straßenmortalität. Da in die Bewegungsregeln des Populationsmodells bereits die Habitateignung der Zellen mit einfließt, wurden bei der Berechnung des Risiko-Indexes für das Populationsmodell lediglich die Variablen ‚dis_urb04‘ sowie ‚road_class‘ berücksichtigt, die Variable ‚hab_suit4‘ hingegen auf Null gesetzt. Die resultierenden Index-Werte Wert von je 100 benachbarten Zellen à 100 x 100 m wurden aufsummiert (Extension „Spatial Analyst“, ArcGIS) und das Ergebnis in eine Karte mit der Auflösung 1 x1 km übertragen. Die hierdurch generierte Karte ‚road_mort‘ enthielt für jede Rasterzelle einen Index für das relative Gefährdungspotential aller in ihr liegenden

Straßenabschnitte. Die absolute Wahrscheinlichkeit eines Verkehrstodes für ein Tier beim simulierten Betreten einer Zelle ergab sich durch Multiplikation dieses Wertes mit einem Korrektur-Faktor, der durch die Kalibrierung ermittelt wurde (siehe Kapitel 5.1.2). Aufgrund der unterschiedlichen Bewegungsregeln im Modell für dispersive und residente Tiere wurden unterschiedliche Korrektur-Faktoren eingeführt.

Straßenmortalität der Disperser

Disperser können Straßen im Modell mehrmals täglich queren (vgl. Abbildung 19). Um die Kalibrierung der Straßenmortalität für die Disperser zu ermöglichen, wurde der Korrekturfaktor ‚corr_road_disp‘ definiert. Durch Multiplikation des Faktors mit dem relativen Index-Wert einer jeden Zelle der Karte ‚road_mort‘ ergibt sich modellintern die absolute Wahrscheinlichkeit eines Verkehrstodes für Disperser beim Betreten der Zelle.

Straßenmortalität der residenten Tiere

Die Mortalität der residenten Tiere wird im Modell nur einmal im Jahr simuliert (vgl. Abbildung 19). Zusätzlich unterliegen Modell-Luchse, die ein Streifgebiet besetzt haben, von da an keinen Bewegungsregeln mehr. Um dennoch das Risiko, welches auf ein residentes Tier von Straßen innerhalb seines Streifgebietes ausgeht, in die Modellierung einzubeziehen, wurde eine jährlich wirkende Straßenmortalität definiert, die sich an den Werten der Risiko-Karte innerhalb des Streifgebietes orientiert. Hiefür wurde eine Nachbarschaftsanalyse der Rasterkarte der Straßenmortalität durchgeführt, bei der die Index-Werte einer Fläche von 260 km² um jede Rasterzelle aufsummiert und der zentralen Zelle zugewiesen wurden. Die Fläche von 260 km² entspricht der durchschnittlichen Streifgebietsgröße von Luchsen, errechnet auf Grundlage von Daten von 15 Luchsen im Schweizer Jura (Breitenmoser-Würsten et al. 2007b). Das Ergebnis wurde in der Karte ‚road_mort_res‘ abgelegt. Da auch diese Karte lediglich relative Werte als Index für die Straßenmortalität enthielt, wurde während der Kalibrierung der Korrekturfaktor ‚corr_road_res‘ definiert. Das absolute Mortalitätsrisiko ergibt sich durch die modellinterne Multiplikation des Korrekturfaktors ‚corr_road_res‘ mit den Zellwerten der Karte ‚road_mort_res‘. Auf ein residentes Tier wirkt einmal im Jahr die Mortalität, die über dieses Verfahren der Zelle im Mittelpunkt seines Streifgebietes zugewiesen wurde.

Mortalität durch illegale Tötung

Um eine Mortalität durch illegale Tötung zu simulieren, wurden die Eingangsparameter ‚poach_prob1‘ und ‚poach_prob2‘ definiert. Diese beschreiben die jährliche Wahrscheinlichkeit, dass ein Modell-Luchs in einer entsprechenden Zone 1 (‚poach_prob1‘) oder 2 (‚poach_prob2‘) durch illegalen Abschuss getötet wird. Diese Wahrscheinlichkeit wird im Folgenden als ‚Poaching-Rate‘ bezeichnet. Die entsprechenden Zonen werden dem Modell über die Karte ‚poach_map‘ vorgegeben. Für die Berechnung verschiedener Szenarien wurde die Poaching Rate quantitativ oder räumlich variiert (vgl. Kapitel 5.2.4).

5.1.2 Modellkalibrierung

Ziel der Modellkalibrierung war es, das Parameterset zu berechnen, das die Entwicklung der Luchs-Population im Schweizer Jura reproduziert. Dieses Parameterset sollte dann verwendet werden, um die Entwicklung einer potentiellen Luchspopulation in Baden-Württemberg zu simulieren.

Datengrundlage für die Kalibrierung

Für die Modellkalibrierung wurden detaillierte demografische Daten aus einem Teilgebiet des Schweizer Jura über einen Zeitraum von 20 Jahren genutzt. Die Gesamtfläche des Kalibrierungsgebietes im Schweizer Jura betrug 2.256 km². Auf Telemetrieuntersuchungen

beruhende Dichteschätzungen für den südlichen Bereich dieses Gebietes für die Jahre 1988 bis 1991 beliefen sich auf 0,94 selbständige Luchse pro 100 km² (Breitenmoser et al. 1993). Die Dichteschätzung der Tiere zwischen den Jahren 2006 und 2009 wurde von Zimmermann et al. (2007, 2008, 2009, 2010) auf der Grundlage von systematischem Fotofallenmonitoring und Capture-Mark-Recapture Analysen (White & Burnham 1999, Stanley & Richards 2004) durchgeführt. Die Dichte der adulten Luchse wurde anhand dieser Methode auf 1,04 bis 1,36 selbständige Tiere pro 100 km² geschätzt (Zimmermann et al. 2007, 2008, 2009, 2010). Auf die Fläche von 2.256 km² bezogen stieg die Dichte der Luchse somit innerhalb von 20 Jahren von 21 selbständigen Tieren Ende der 1980er Jahre auf 23 bis 30 selbständige Tiere im Jahr 2009 an. Für den Schweizer Jura wird für den Zeitraum von 1988 bis 1998 die Mortalitätsrate der residenten Tiere auf 13 %, für Disperser auf 44 % geschätzt (Breitenmoser-Würsten et al. 2001). Ergänzend ist für das Gebiet die Zahl der Luchse dokumentiert, welche im Zeitraum von 1989 bis 2009 durch Verkehr (14 Tiere) oder durch illegale Tötungen (8 Tiere) ums Leben gekommen waren (Cerveny et al. 2002 sowie Daten von KORA). Die Modellkalibrierung orientierte sich entsprechend an den Werten in Tabelle 9. Eine mögliche Dunkelziffer von überfahrenen oder illegal getöteten Luchsen wurde bei der Kalibrierung nicht berücksichtigt. Eine Dunkelziffer von illegalen Tötungen wurde jedoch bei der nachfolgenden Modellanwendung berücksichtigt.

Tabelle 9: Demografische Zielgrößen für die Modellkalibrierung. Daten gelten für den Schweizer Jura für den Zeitraum 1989 bis 2009 wenn nicht anders angegeben. Quellen: ¹Breitenmoser-Würsten et al. 2001, ²Cerveny et al. 2002, ³Zimmermann et al. 2007, ⁴Zimmermann et al. 2008, ⁵Zimmermann et al. 2009, ⁶Zimmermann et al. 2010.

Demografische Zielgröße	Ausprägung im Kalibrierungsgebiet
Anzahl selbständiger Luchse ^{3, 4, 5, 6}	21 Tiere Ende der 80er Jahre, 23 bis 30 Tiere im Jahr 2009
Natürliche Mortalität der residenten Luchse ¹	13% pro Jahr (für 1988 bis 1998)
Mortalitätsrate der Disperser ¹	44 % pro Jahr (für 1988 bis 1998)
Anzahl illegal getöteter Luchse ²	8 Tiere
Anzahl der überfahrenen Luchse ²	14 Tiere

Kalibrierte Parameter

Die Modifikation des Populationsmodells durch zusätzliche Mortalitätsfaktoren erforderte eine Kalibrierung aller Modell-Parameter, welche Einfluss auf die Mortalität der Tiere haben. Aufgrund der aktualisierten Habitatkarte musste zudem die Qualität und Größe der Territorien neu bestimmt werden, von welchen abhängt, wie viele Luchse sich in einem Gebiet etablieren können. In Tabelle 11 sind alle Eingangsparameter des Modells aufgelistet, die kalibriert wurden. Andere von Kramer-Schadt et al. (2005) gesetzte Parameterwerte konnten von der Kalibrierung ausgeschlossen werden, da sie durch die Modellmodifikation nicht beeinträchtigt wurden. Dies betrifft die Parameter, welche die Bewegungsregeln sowie die Überlappung der Territorien von männlichen Tieren über die Territorien der weiblichen Tiere definieren. Die Herleitung dieser Parameterwerte ist ausführlich beschrieben in Kramer-Schadt et al. (2005).

Berechnung der minimalen Streifgebietsgröße der Weibchen

Aufgrund der veränderten Habitatkarte musste auch der Parameter ‚MinTerSizeFem‘ neu ermittelt werden. Der Parameter ‚MinTerSizeFem‘ beschreibt die minimale Anzahl an Revier-Zellen, die eine Luchsin im Modell vorfinden muss, um ein Revier zu etablieren. Hierfür wurde analog zu dem in Kapitel 3.1.4 beschriebenen Vorgehen die mittlere Anzahl von Revier-Zellen ermittelt, die in realen Streifgebieten (95 %-Minimum Convex Polygon) von acht telemetrierten Luchswelbchen im Schweizer Jura enthalten sind. Für die minimale

Anforderung eines Luchsweibchens an ein Streifgebiet wurde entsprechend Kramer-Schadt et al. (2005) der Mittelwert abzüglich einer Standardabweichung (SA) berechnet. Für männliche Tiere musste keine Neuberechnung erfolgen, da diese modellintern auf Basis der Streifgebiete der Weibchen ermittelt wird.

Kalibrierung der Mortalitätsraten

Für die Kalibrierung wurde die Entwicklung der Luchspopulation im Jura mehrfach über je 40 Jahre simuliert. Pro Simulation wurden 100 Durchläufe berechnet und jeweils die Jahre 21 bis 40 ausgewertet. In einem iterativen Prozess wurde eine Vielzahl an Parameterkombinationen in einem weiten Bereich getestet (inverse Modellierung nach Grimm et al. 2005). Jede Simulation wurde hinsichtlich der demografischen Daten ausgewertet und mit den realen Daten aus dem Kalibrierungsgebiet (Tabelle 9) verglichen. Bei einer Abweichung der Modell-Werte von den Zielgrößen von weniger als 5 % wurde der iterative Vorgang beendet. Das Parameterset welches diese Genauigkeit erreichte wurde als ‚Default-Parameterset‘ für die weitere Untersuchung definiert.

5.1.3 Sensitivitätsanalyse

Im Anschluss an die Kalibrierung wurde untersucht, wie sich Abweichungen der einzelnen Mortalitätsfaktoren vom ‚Default-Parameterset‘ auf die Aussterbewahrscheinlichkeit der Population („Pext“) im Schweizer Jura auswirken. „Pext“ beschreibt dabei den Anteil an Durchläufen pro Simulation, bei denen die Population vor Ende des Durchlaufes ausgestorben war. Die Parameter ‚mort_prob_res‘, ‚mort_prob_disp‘, ‚poach_prob1‘ und ‚poach_prob2‘ wurden zwischen 0 und 1 variiert. Da die Parameter ‚corr_road_res‘ und ‚corr_road_disp‘ modellintern für jede Rasterzelle durch Multiplikation mit den entsprechenden Karten („road_mort_res“ und „road_mort“) zu Mortalitätsraten umgerechnet wurden, war eine Variation der Straßenmortalität nur relativ zu der Mortalitätsrate im Default-Set möglich. Die Parameter wurden so verändert, dass sich jeweils eine 50 %-ige Veränderung des Verkehrsrisikos gegenüber dem Default-Wert der Kalibrierung ergab. Es wurde jeweils nur ein Modell-Parameter verändert (Ausnahme: ‚poach_prob1‘ und ‚poach_prob2‘ wurden gemeinsam verändert). Die anderen Parameter wurden jeweils auf den Default-Werten der Kalibrierung belassen. Dabei wurden pro Simulation 100 Durchläufe à 50 Jahre gerechnet.

5.1.4 Modellübertragung auf Baden-Württemberg

Für die Übertragung des Populationsmodells auf Baden-Württemberg wurde das durch die Kalibrierung definierte Default-Parameterset genutzt. Zusätzlich wurden verschiedene Modellszenarien generiert, bei denen einzelne Parameter variiert wurden. Es wurde entweder Baden-Württemberg, der Schweizer Jura oder beide Gebiete gemeinsam betrachtet (Raumkulisse). Neben dem Default-Wert der ‚Poaching-Rate‘ wurde jedes Szenario unter der Annahme einer erhöhten ‚Poaching-Rate‘ berechnet, um eine vermutete Dunkelziffer von illegalen Tötungen zu berücksichtigen. Breitenmoser-Würsten et al. (2007a) schätzt den Anteil an illegal getöteten Luchsen im Schweizer Jura inklusive Dunkelziffer auf 32 % der gesamten Mortalität. Somit wurde jedes Szenario unter zwei verschiedenen Annahmen simuliert:

1. Die Poaching-Rate spiegelt die Anzahl der *nachweislich* im Kalibrierungsgebiet illegal getöteten Tiere wieder (acht getötete Tiere in 20 Jahren).
2. Die Poaching-Rate spiegelt die *geschätzte Rate* der illegal im Kalibrierungsgebiet getöteten Tiere wider (32 % der Gesamtmortalität). Hierfür musste die ‚Poaching-Rate‘ vervierfacht werden.

Die Anzahl der in das Schweizer Jura eingesetzten Modell-Luchse war stets 24. Die Anzahl der in Baden-Württemberg eingesetzten Modell-Luchse wurde in den Szenarien variiert. Das Geschlechterverhältnis war bei gerader Anzahl von eingesetzten Tieren 1:1, bei ungerader Anzahl wurde ein weibliches Tier mehr eingesetzt.

Modellszenarien

Folgende Modellszenarien wurden zur Beantwortung folgender Forschungsfragen simuliert (Tabelle 10). Wenn nicht anders angegeben, wird als Resultat die Wahrscheinlichkeit eines Aussterbeereignisses ‚Pext‘ angegeben.

Szenarien 0 bis 2: Inwieweit ändert sich die Wahrscheinlichkeit eines Aussterbeereignisses in Abhängigkeit der bei der Modellierung berücksichtigten Raumkulisse?

Szenario 0 spiegelt die Populationsentwicklung im Schweizer Jura entsprechend der Modellkalibrierung wieder. Für Szenario 1 wurde das ‚Default-Parameterset‘ auf Baden-Württemberg angewendet. Um die Entwicklung einer zum Zeitpunkt $t = 0$ weitgehend gesättigten (verfügbaren Revier-Zellen sind weitgehend besetzt) Luchs-Population in Baden-Württemberg zu simulieren, wurden bei Simulationsstart 30 Weibchen und 30 Männchen in geeigneten Habitaten in Baden-Württemberg eingesetzt. In Szenario 2 wurden beide Gebiete gemeinsam berücksichtigt. Ob sich die Aussterbewahrscheinlichkeiten der drei Szenarien signifikant unterscheiden, wurde anhand des nichtparametrischen Kruskal-Wallis-Test untersucht. Zwischen welchen Szenarien die signifikanten Unterschiede vorhanden sind, wurde anschließend mit dem Wilcoxon-Test für gepaarte Stichproben untersucht. Für multiples Testen wurde mittels Bonferroni-Korrektur korrigiert.

Szenario 3: Wie viele Luchse erreichen jährlich durch natürliche Zuwanderung aus dem Schweizer Jura geeignete Lebensräume in Baden-Württemberg?

Hierfür wurde für den Schweizer Jura eine gesättigte Population (24 Luchse) simuliert. In Baden-Württemberg wurden keine Modell-Luchse eingesetzt. Es wurde die Anzahl der Modell-Luchse (‚Lynx_{count}‘) registriert, die durch natürliche Zuwanderung die geeigneten Habitate im Schwarzwald oder auf der Schwäbische Alb erreichten. In Szenario 3a) wurde als ‚Poaching-Rate‘ der Default-Wert (nachweisliche Poaching-Rate) angenommen. In Szenario 3b) wurde die vierfache ‚Poaching-Rate‘ angenommen.

Szenario 4: Wie viele Luchse müssen in Baden-Württemberg im Rahmen einer aktiven Wiederansiedlung ausgesetzt werden, um Baden-Württemberg erfolgreich zu besiedeln? (ohne Berücksichtigung natürlicher Zuwanderung aus dem Schweizer Jura)

In Szenario 4 wurden zum Zeitpunkt $t = 0$ bis zu 48 Luchse in Baden-Württemberg eingesetzt. Hiermit wurde zunächst die Mindestzahl an Luchsen (‚Lynx_{min}‘) identifiziert, die benötigt wird um eine Überlebensrate der Population von mindestens 95 % in 50 Jahren zu erhalten (‚Pext‘ < 5 %). ‚Lynx_{min}‘ wurde dann als Prüfgröße für die weiteren Simulationen in den Szenarien 4 und 5 genutzt: Eine Besiedlung Baden-Württembergs galt demzufolge als erfolgreich, wenn am Ende einer Simulation über 50 Jahre mit einer Wahrscheinlichkeit von mindestens $p = 0,95$ galt:

$$\text{„Anzahl der in Baden-Württemberg lebenden Luchse“} \geq \text{‚Lynx}_{\min}\text{’}.$$

Wurde diese Bedingung erfüllt, so ergab sich, durch die für ‚Lynx_{min}‘ gegebene Überlebenswahrscheinlichkeit von $p = 0,95$ (‚Lynx_{min}‘) für die nächsten 50 Jahre, eine Mindest-Überlebenswahrscheinlichkeit von mindestens $p = 0,9$ ($p = 0,95 \times 0,95$) für den Gesamtzeitraum von 100 Jahren, wie sie von der IUCN für Populationen von Großen Beutegreifern gefordert wird (Linnell et al. 2007). Der Anteil von Modelldurchläufen, bei denen diese Bedingung erfüllt wurde, wurde als ‚Besiedlungsrate‘ bezeichnet.

Szenario 5: Wie hoch ist die Wahrscheinlichkeit, dass Baden-Württemberg durch natürliche Zuwanderung von Luchsen aus dem Schweizer Jura erfolgreich besiedelt wird? Bzw.: Wie viele Luchse müssten in Baden-Württemberg im Rahmen einer aktiven Wiederansiedlung zusätzlich ausgesetzt werden, um Baden-Württemberg erfolgreich zu besiedeln?

Szenario 5 glich Szenario 4, allerdings wurde hier die Anbindung der Jura-Population an Baden-Württemberg berücksichtigt. Zum Zeitpunkt $t = 0$ wurden wiederum schrittweise 0 bis 36 Luchse in Baden-Württemberg eingesetzt und die Besiedlungsrate Baden-Württembergs unter Berücksichtigung der natürlichen Zuwanderung aus der Jura-Population ermittelt. Die Besiedlungsrate der ersten Simulationsvariante (0 Luchse in Baden-Württemberg) ergab gleichzeitig die Wahrscheinlichkeit, dass Baden-Württemberg allein durch natürliche Zuwanderung aus dem Jura wiederbesiedelt wird.

Szenarien 6 bis 8: Gibt es Unterschiede zwischen der Aussterbewahrscheinlichkeit der Population bei keiner, räumlich-zufälliger und räumlich-gezielter Reduktion der illegalen Mortalität (z.B. durch entsprechende Akzeptanz fördernde Maßnahmen)?

Um den Einfluss einer räumlich expliziten Reduktion der ‚Poaching-Rate‘ auf eine etablierte Luchspopulation in Baden-Württemberg zu testen, wurde auf je 2.000 km² ausgewählten Flächen die ‚Poaching-Rate‘ halbiert. Dies entspricht 6 % der Landesfläche Baden-Württembergs und 40 % der Fläche, die alle Revier-Zellen in Baden-Württemberg ausmachen. Ausgehend von der Hypothese, dass eine Reduktion der Poaching Rate einen umso größeren positiven Effekt auf die Überlebenswahrscheinlichkeit hat, je mehr sich die Auswahl der Flächen an den potentiellen Kerngebieten der Luchspopulation orientiert, wurde die Auswirkungen einer Reduktion in gezielt ausgewählten Flächen mit der in einer zufälligen Auswahl von Flächen verglichen. Da Maßnahmen zur Reduktion von Poaching Raten (z.B. Akzeptanz fördernde Maßnahmen) meist im Rahmen bestehender Verwaltungsstrukturen umgesetzt werden, wurden als Bezugsflächen zur Flächenauswahl die Gemeindeflächen Baden-Württembergs herangezogen.

Folgende Szenarien wurden miteinander verglichen:

- Vierfache ‚Poaching-Rate‘ über ganz Baden-Württemberg (35.752 km² Fläche) (Szenario 1b)).
- Reduktion der ‚Poaching-Rate‘ um 50 % auf 2.000 km² Fläche in zufällig ausgewählten Gemeinden, die Anteil an geeignetem Luchshabitat haben (Szenario 6).
- Reduktion der ‚Poaching-Rate‘ um 50 % auf 2.000 km² Fläche der Gemeinden, die am häufigsten von Modell-Luchsen genutzt werden (Szenario 7).
- Reduktion der ‚Poaching-Rate‘ um 50 % auf 2.000 km² Fläche der Gemeinden, welche die höchste Anzahl an Revier-Zellen aufweisen (Szenario 8).

Ob signifikante Unterschiede zwischen den in den Szenarien ermittelten Aussterbewahrscheinlichkeiten vorhanden waren, wurde wiederum anhand des Kruskal-Wallis- und des Wilcoxon-Tests untersucht. Für multiples Testen wurde wiederum mittels Bonferroni-Korrektur korrigiert.

In Tabelle 10 sind alle Szenarien mit der jeweils berücksichtigten Fläche, der Anzahl der in Baden-Württemberg eingesetzten Modell-Luchse, der ‚Poaching-Rate‘, der untersuchte Output-Parameter sowie einer kurzen Beschreibung der Fragestellung zusammengefasst.

Tabelle 10: Modellszenarien für den Schweizer Jura (Jura) und Baden-Württemberg (BW). Angaben zu berücksichtigten Raumkulisse, der Anzahl zum Zeitpunkt $t = 0$ in BW eingesetzter Luchse (Luchs_BW), der ‚Poaching-Rate‘ und dem untersuchten Modellparameter (M-Par.) und der Fragestellung. Bei Beteiligung des Jura sind dort 24 Tiere zum Zeitpunkt $t = 0$ eingesetzt worden.

Szenario	Raumkulisse	Luchs_BW	Angaben zur ‚Poaching-Rate‘	M.-Par.	Fragestellung des Szenario
0a)	Jura	0	Default über ganze Modellfläche	Pext	Aussterbewahrscheinlichkeit Jura-Population
0b)	Jura	0	Default x 4 über ganze Modellfläche	Pext	Aussterbewahrscheinlichkeit Jura-Population
1a)	BW	30	Default über ganze Modellfläche	Pext	Aussterbewahrscheinlichkeit BW-Population
1b)	BW	30	Default x 4 über ganze Modellfläche	Pext	Aussterbewahrscheinlichkeit BW-Population
2a)	Jura+BW	30	Default über ganze Modellfläche	Pext	Aussterbewahrscheinlichkeit Jura- und BW-Population
2b)	Jura+BW	30	Default x 4 über ganze Modellfläche	Pext	Aussterbewahrscheinlichkeit Jura- und BW-Population
3a)	Jura+BW	0	Default über ganze Modellfläche	Lynx _{count}	Anzahl Zuwanderungen zu geeigneten Habitaten in BW
3b)	Jura+BW	0	Default x 4 über ganze Modellfläche	Lynx _{count}	Anzahl Zuwanderungen zu geeigneten Habitaten in BW
4a)	BW	0, 2, 4, 6, 9, 12, 15, 18, 24, 30, 36, 42, 48	Default über ganze Modellfläche	Lynx _{min}	Besiedlungsrate für BW
4b)	BW	0, 2, 4, 6, 9, 12, 15, 18, 24, 30, 36, 42, 48	Default x 4 über ganze Modellfläche	Lynx _{min}	Besiedlungsrate für BW
5a)	Jura+BW	0, 6, 12, 18, 24, 30	Default über ganze Modellfläche	Lynx _{min}	Besiedlungsrate für BW unter Berücksichtigung natürlicher Zuwanderung aus dem Jura
5b)	Jura+BW	0, 6, 12, 18, 24, 30	Default x 4 über ganze Modellfläche	Lynx _{min}	Besiedlungsrate für BW unter Berücksichtigung natürlicher Zuwanderung aus dem Jura
6	BW	30	Default x 2 für zufällig ausgewählte Gemeinden in BW (mit Revier-Zellen) mit insgesamt rund 2.000 km ² Fläche. Restliche Gemeinden: Default x 4	Pext	Einfluss räumlich expliziter ‚Poaching-Rate‘ auf die Aussterbewahrscheinlichkeit einer BW-Population
7	BW	30	Default x 2 für Gemeinden in BW, die in Szenario 1b) am häufigsten von Modell-Luchsen genutzt werden mit insgesamt rund 2.000 km ² Fläche. Restliche Gemeinden: Default x 4	Pext	Einfluss räumlich expliziter ‚Poaching-Rate‘ auf die Aussterbewahrscheinlichkeit einer BW-Population
8	BW	30	Default x 2 für die Gemeinden in BW mit der größten Anzahl an Revier-Zellen mit insgesamt rund 2.000 km ² Fläche. Restliche Gemeinden: Default x 4	Pext	Einfluss der räumlich expliziten ‚Poaching-Rate‘ auf die Aussterbewahrscheinlichkeit einer BW-Population

5.2 ERGEBNISSE

5.2.1 Modifikation des bestehenden Populationsmodells

Kartengrundlagen

Der Upscale der Habitatkarte aus Kapitel 3 auf die Rastergröße 1 x 1 km und die Anwendung des sich daraus ergebenden ‚p_crit₁₀₀₀‘ = 0,23 sowie der Regeln zur Klassifizierung der Rasterzellen erbrachte das in Abbildung 20(a) dargestellte Ergebnis. Der Upscale der Straßenkarte aus Kapitel 4 auf die Rastergröße 1 x 1 km und ohne die Berücksichtigung der Variablen ‚hab_suit04‘ ergab das in Abbildung 20(b) dargestellte Ergebnis.

5.2.2 Modellkalibrierung

Kalibrierung der minimalen Streifgebietsgröße der Weibchen (‚MinTerSizeFem‘)

Die mittlere Anzahl der 1 km² großen Revier-Zellen, die innerhalb der 95 %-MCP-Streifgebiete von acht untersuchten weiblichen Luchsen lagen, betrug 65,25 (± 24,58) Zellen. Der Mittelwert abzüglich einer Standardabweichung ergab den Parameter ‚MinTerSizeFem‘ = 40 (vgl. Kramer-Schadt et al. 2005).

Kalibrierung der Mortalitätsparameter (‚mort_prob_disp, mort_prob_res, corr_bar_res, corr_bar_disp, poach_prob1, poach_prob2‘)

Die Reproduktion der dokumentierten demografischen Entwicklung im Schweizer Jura zwischen 1989 und 2009 wurde durch die in Tabelle 11 angegebene Parameterkombination erreicht. Die demografischen Zielwerte, die Ergebnisse der Simulation und deren prozentuale Abweichung von den Zielwerten die sind in Tabelle 12 enthalten.

Tabelle 11: Ergebnisse der Parameter-Kalibrierung anhand der demografischen Daten aus dem Kalibrierungsgebiet im Schweizer Jura.

Parameter (Modelleingabe)	Bedeutung	Default-Wert
‚MinTerSizeFem‘	Mindestanzahl an Revier-Zellen, die ein Weibchen benötigt um ein Streifgebiet zu etablieren.	40
‚mort_prob_disp‘ bezogen auf 365 Tage	Natürliche jährliche Mortalität der Disperser.	0,3548
‚mort_prob_res‘	Natürliche jährliche Mortalität der residenten Tiere.	0,0675
‚corr_barr_res‘	Multiplikator für Karte ‚road_mort_res‘. Das Ergebnis ist die einmal im Jahr wirkende verkehrsbedingte Mortalität für residente Tiere.	3.200
‚corr_barr_disp‘	Multiplikator für Karte ‚road_mort‘. Das Ergebnis ist die pro Bewegung wirkende verkehrsbedingte Mortalität für Disperser.	16.500
‚poach_prob1‘	Jährliche Poaching-Rate für die Poaching-Zone 1.	0,0215
‚poach_prob2‘	Jährliche Poaching-Rate für die Poaching-Zone 2.	0,0215

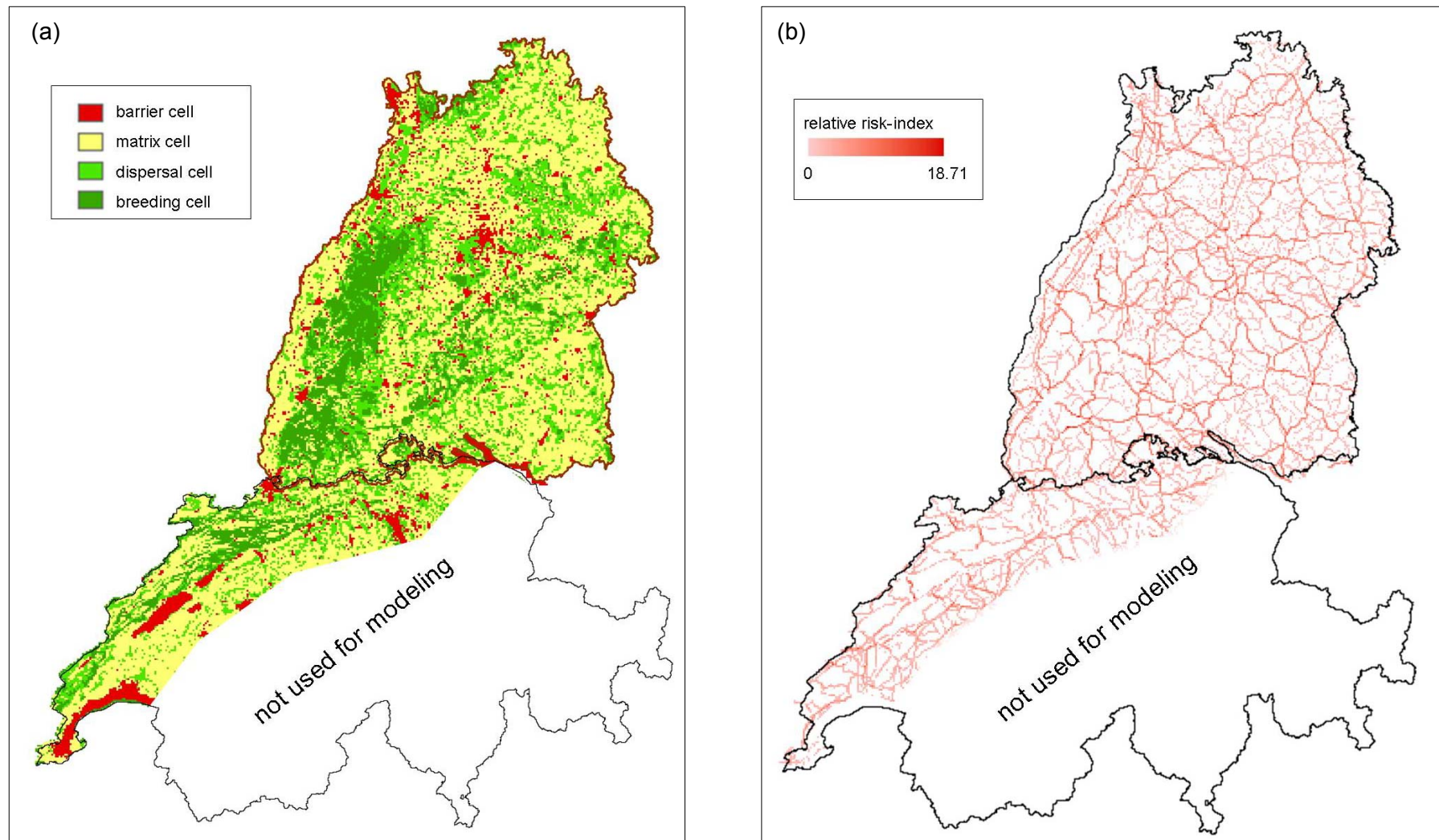


Abbildung 20: Kartengrundlagen für die Populationssimulationen in Baden-Württemberg und dem Schweizer Jura (Rastergröße 1x1km)
(a) Habitatkarte mit Barriere-Zellen (barrier cell), Matrix-Zellen (matrix cell), Dispersal-Zellen (dispersal cell) und Revier-Zellen (breeding cell)
(b) Karte mit dem relativen Risiko-Index von Straßenabschnitten (relative risk-index).

Tabelle 12: Vergleich der Ergebnisse der Kalibrierung (Modellwerte MW \pm Standardabweichung SA im Schweizer Jura) mit der demographischen Entwicklung der Luchspopulation im Kalibrierungsgebiet des Schweizer Jura zwischen 1989 und 2009 (Zielwerte). Quelle der Zielwerte: vgl. Tabelle 9.

Prüfgröße	Ergebnisse [MW (SA)]	Zielwert	Abweichung Modell-Wert von Zielwert
Anzahl selbständiger Luchse	28,76 (\pm 0,54)	23-30	0 %
Anzahl der überfahrenen residenten Luchse	7,02 (\pm 0,23)	14	2 %
Anzahl der überfahrenen Disperser	6,66 (\pm 0,18)		
Anzahl illegale getötete residente Tiere	5,70 (\pm 0,22)	8	<1 %
Anzahl illegal getötete Disperser	2,32 (\pm 0,08)		
Mortalitätsrate der residenten Luchse	13,6 % (\pm 0,1)	13 %	5 %
Mortalitätsrate der Disperser	44,7 % (\pm 0,6)	44 %	2 %
Aussterbewahrscheinlichkeit ‚Pext‘	8 % (\pm 1,8)	unbekannt	

5.2.3 Sensitivitätsanalyse

Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse sind in Abbildung 21 dargestellt.

Veränderung des Parameterwertes „natürlichen Mortalität“

Ab einer Erhöhung der natürlichen Mortalität der residenten Tiere („mort_prob_res“, Default Wert: 0,0675) um den Faktor 3,7 auf 0,25 erreichte die Aussterbewahrscheinlichkeit ‚Pext‘ 100 %. Derselbe Effekt wird durch die Erhöhung der natürlichen Mortalität der Disperser (Default-Wert: 0,3548) auf den Wert ‚mort_prob_disp‘ = 1,0 erreicht (Abbildung 21(a)). Bei einer natürlichen Mortalität der Disperser von 0,99 liegt die Aussterbewahrscheinlichkeit der Population erst bei 64 %, da frei werdende Revier-Zellen auch bei einer geringen Überlebensrate der Disperser noch ausreichend besetzt werden.

Um im Jura über 50 Jahre eine Überlebenswahrscheinlichkeit von mindestens 95 % zu gewährleisten, wäre laut Modellergebnis eine Reduktion der natürlichen Mortalität der residenten Tiere auf ‚mort_prob_res‘ = 0,05 nötig (Abbildung 21(a)). Dies entspricht 80 % des Default-Werts.

Veränderung des Parameters „Mortalität durch illegalen Abschuss“

Der Parameter für illegalen Abschuss („poach_prob“) wirkt einmal im Jahr gleichermaßen auf die residenten Tiere und die Disperser. Bei einer linearen Erhöhung von ‚poach_prob‘ steigt die Aussterbewahrscheinlichkeit ‚Pext‘ exponentiell an (vgl. Abbildung 21a). Für ‚poach_prob‘ \geq 0,18 stirbt die Population in jedem Modelldurchlauf aus. Gegenüber dem Default der Kalibrierung von 0,0215 entspricht dies der achtfachen ‚Poaching-Rate‘ (vgl. Abbildung 21(b)). Eine Vervielfachung der ‚Poaching-Rate‘, um die vermutete Dunkelziffer der illegalen Tötung abzubilden, ergibt im Modell eine Aussterbewahrscheinlichkeit von 49 %. Eine 95 %-ige Überlebenswahrscheinlichkeit der Jura-Population über 50 Jahre sagt das Modell ab einer Reduktion der ‚Poaching-Rate‘ gegenüber dem Default um 75 % auf den Wert 0,0054 voraus (Abbildung 21(b)).

Veränderung des Parameters „verkehrsbedingte Mortalität“

Da sich das verkehrsbedingte Mortalitätsrisiko jeder Rasterzelle unterscheidet wurde der Parameter verkehrsbedingte Mortalität um jeweils 50 % gegenüber dem Default der Kalibrierung variiert (Abbildung 21(b)). Der Anstieg der Aussterbewahrscheinlichkeit zeigt mit linear zunehmender Straßenmortalität einen schwach exponentiellen Verlauf. Ab einer

Erhöhung der Straßenmortalität um den Faktor 7,5 auf den Wert gegenüber dem Default nimmt ‚Pext‘ den Wert 100 % an.

Fazit der Sensitivitätsanalyse

Exponentielle Zusammenhänge zeigen sich zwischen der Aussterbewahrscheinlichkeit ‚Pext‘ und den unterschiedlichen Mortalitätsfaktoren der residenten Tiere. Eine prozentuale Abweichung der natürlichen Mortalität der residenten Tiere vom Default der Kalibrierung zeigt den deutlichsten Effekt auf die Aussterbewahrscheinlichkeit ‚Pext‘, gefolgt von einer Abweichung der Straßenmortalität und der Mortalität durch illegalen Abschuss. Weniger empfindlich reagiert das Modell auf eine Änderung der Mortalität der Disperser: Die Analyse zeigt, dass die Überlebensrate der Disperser innerhalb eines großen Bereiches einen geringen Einfluss auf die Aussterbewahrscheinlichkeit ‚Pext‘ der Modellpopulation hat. Hingegen führt bereits eine natürliche jährliche Mortalität der residenten Tiere von 25 % zu einer Aussterbewahrscheinlichkeit ‚Pext‘ der Population von 100 %.

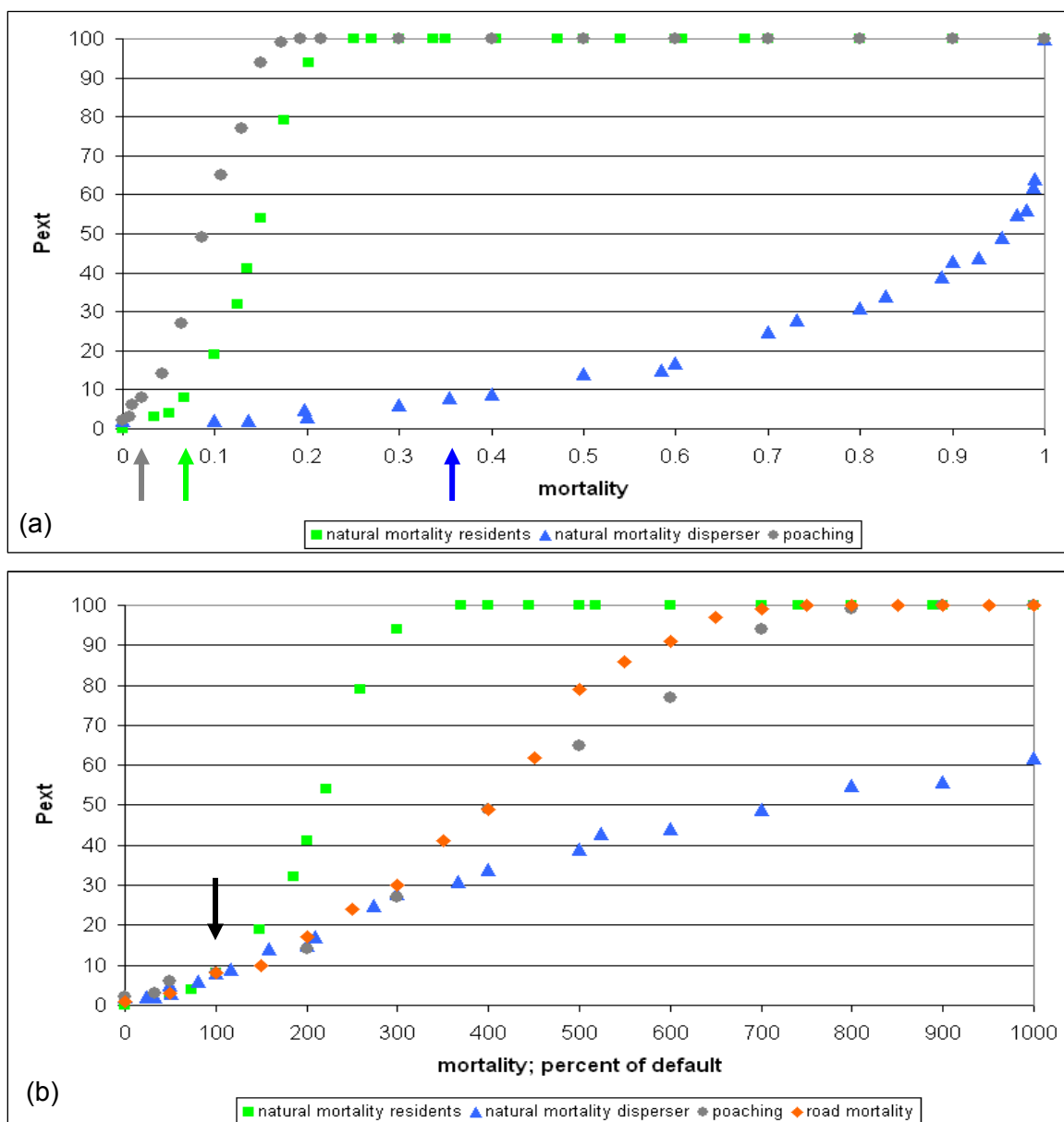


Abbildung 21: Veränderung der Aussterbewahrscheinlichkeit ‚Pext‘ [%] der Population im Schweizer Jura über 50 Jahre in Abhängigkeit der veränderten Mortalitätsraten. Nur die jeweils angegebene Mortalitätsrate wurde variiert. Die Pfeile zeigen die Default-Werte der Kalibrierung an.

(a) Absolute Veränderung der illegalen Mortalität (bezogen auf ein Jahr).

(b) Prozentuale Veränderung der natürlichen Mortalität, der illegalen Mortalität und der verkehrsbedingten Mortalität.

5.2.4 Modellübertragung auf Baden-Württemberg

Wie beschrieben wurde jedes Modellszenario – wenn nicht anders angegeben – mit den Default-Werten für die illegale Mortalität (‘poach_prob’ = 0,0215) sowie für den vierfachen Wert (‘poach_prob’ = 0,086) gerechnet, um eine entsprechend von Breitenmoser-Würsten et al. (2007) vermutete Dunkelziffer zu berücksichtigen. Die Aussterbewahrscheinlichkeit der Population ‚Pext‘ ist stets in Prozent angegeben.

Szenarien 0 bis 2: Inwieweit ändert sich die Wahrscheinlichkeit eines Aussterbeereignisses ‚Pext‘ in Abhängigkeit der bei der Modellierung berücksichtigten Raumkulisse?

Die Simulationen von Luchspopulationen mit dem Default-Parameterset über unterschiedliche Raumkulissen (Schweizer Jura, Baden-Württemberg, Schweizer Jura + Baden-Württemberg) ergab die in Tabelle 13 dargestellten Aussterbewahrscheinlichkeiten. Zwischen den Aussterbewahrscheinlichkeiten der Szenarien wurden signifikante Unterschiede festgestellt ($p < 0,05$, Kruskal-Wallis-Test). Anhand des Wilcoxon-Tests wurden die Unterschiede zwischen jeweils zwei Szenarien auf Signifikanz untersucht: Die Aussterbewahrscheinlichkeiten ‚Pext‘ nahezu aller Szenarien unterscheiden sich demnach signifikant ($p < 0,05$) voneinander. Keine signifikanten Unterschiede sind lediglich zwischen ‚Pext‘ von Szenario 1a (Baden-Württemberg mit default-‚Poaching-Rate‘) und Szenario 2a (Jura und Baden-Württemberg mit default-‚Poaching-Rate‘) vorhanden.

Tabelle 13: Mittelwerte (MW) und Standardabweichung (SA) der Aussterbewahrscheinlichkeit ‚Pext‘ [%] der Modellpopulation unterschiedlicher Raumkulissen bei unterschiedlichen ‚Poaching-Raten‘. Signifikante Unterschiede zwischen den Aussterbewahrscheinlichkeiten jeweils zweier Szenarien sind grafisch über die Klammern dargestellt (Wilcoxon-Test, $p < 0,05$).

Szenario	Raumkulisse	Poaching-Rate	Pext [%]; MW (SA)	signifikante Unterschiede ($p < 0,05$)
0a)	Schw. Jura	default	8,00 ($\pm 1,83$)	
1a)	BW	default	0 (± 0)	
2a)	Schw. Jura + BW	default	0 (± 0)	
0b)	Jura	vierfach	41,80 ($\pm 4,34$)	
1b)	BW	vierfach	4,90 ($\pm 1,97$)	
2b)	Schw. Jura + BW	vierfach	2,70 ($\pm 1,57$)	

Szenario 3: Wie viele Luchse erreichen jährlich durch natürliche Zuwanderung aus dem Schweizer Jura die geeigneten Lebensräume in Baden-Württemberg?

Unter Annahme der Default ‚Poaching-Rate‘ wurde die Zuwanderung von durchschnittlich 0,25 ($\pm 0,01$) Modell-Luchsen pro Jahr aus dem Schweizer Jura in den Schwarzwald bzw. auf die Schwäbische Alb vorhergesagt. Bei vierfacher ‚Poaching-Rate‘ im gesamten Modellgebiet erreichten durchschnittlich 0,08 ($\pm 0,01$) Modell-Luchse pro Jahr die geeigneten Flächen in Baden-Württemberg.

Szenario 4: Wie viele Luchse müssen in Baden-Württemberg im Rahmen einer aktiven Wiederansiedlung ausgesetzt werden, um Baden-Württemberg erfolgreich zu besiedeln (ohne Berücksichtigung natürlicher Zuwanderung aus dem Schweizer Jura)?

Eine 95 %-ige Überlebensfähigkeit der Modell-Population innerhalb Baden-Württembergs über 50 Jahre erforderte eine Mindestanzahl ‚Lynx_{min}‘ von 15 Modell-Luchsen in Baden-Württemberg zum Zeitpunkt $t = 0$. Bei vierfacher ‚Poaching-Rate‘ stieg dieser Wert auf 30 Tiere (Abbildung 22).

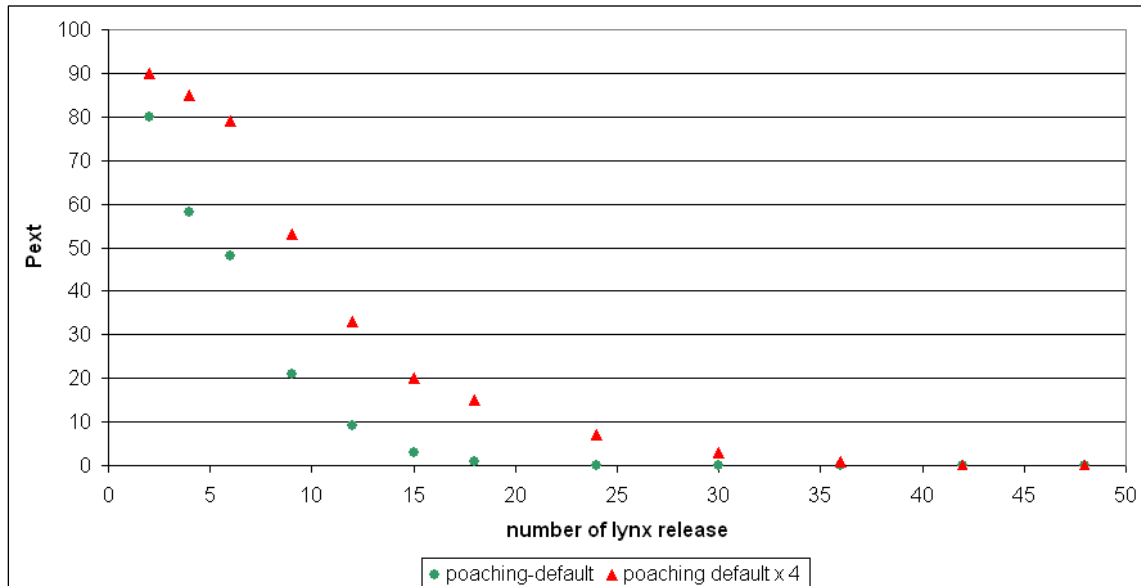


Abbildung 22: Zusammenhang zwischen der Anzahl an ausgesetzten Modell-Luchsen in Baden-Württemberg zum Zeitpunkt $t = 0$ (number of lynx release) und der Aussterbewahrscheinlichkeit ‚Pext‘ [%] der Modellpopulation in Baden-Württemberg über 50 Jahre. Unterschiedliche Annahmen der ‚Poaching-Rate‘. Raumkulisse: Baden-Württemberg.

Szenario 5: Wie hoch ist die Wahrscheinlichkeit, dass Baden-Württemberg durch natürliche Zuwanderung von Luchsen aus dem Schweizer Jura erfolgreich besiedelt wird?

Die Wahrscheinlichkeit, dass durch natürliche Zuwanderung aus dem Schweizer Jura am Ende eines 50-jährigen Modellzeitraums die Mindestanzahl ‚Lynx_{min}‘ von 15 Modell-Luchse in Baden-Württemberg erreicht wurde (=Besiedlungsrate), betrug 35,8 % ($\pm 4,37$) (Abbildung 23). Das bedeutet: in 35,8 % der 100 Modelldurchläufe sind nach 50 Jahren ausreichend Luchse zugewandert, so dass die Überlebensrate der sich dadurch ergebenden Luchspopulation für die darauf folgenden 50 Jahre noch bei mindestens 95 % liegt. Die Besiedlungsraten bei einer unterschiedlichen Zahl an zusätzlich in Baden-Württemberg ausgesetzten Luchsen zum Zeitpunkte $t = 0$ sowie für unterschiedliche Annahmen der ‚Poaching-Rate‘ sind in Abbildung 23 dargestellt.

Szenarien 6 bis 8: Gibt es Unterschiede zwischen der Aussterbewahrscheinlichkeit der Population bei keiner, räumlich-zufälliger und räumlich-gezielter Reduktion der illegalen Mortalität?

Die zufällig und gezielt ausgewählten Gemeinden, in denen die ‚Poaching-Rate‘ gegenüber der angenommenen Poaching-Rate (poach_prob x 4) um 50 %, reduziert wurde, sind in Abbildung 24 dargestellt. Zwischen den Aussterbewahrscheinlichkeiten ‚Pext‘ der Szenarien wurden signifikante Unterschiede festgestellt ($p < 0,05$, Kruskal-Wallis-Test). Die Ergebnisse der Modelldurchläufe und des Wilcoxon-Tests sind in Tabelle 14 dargestellt.

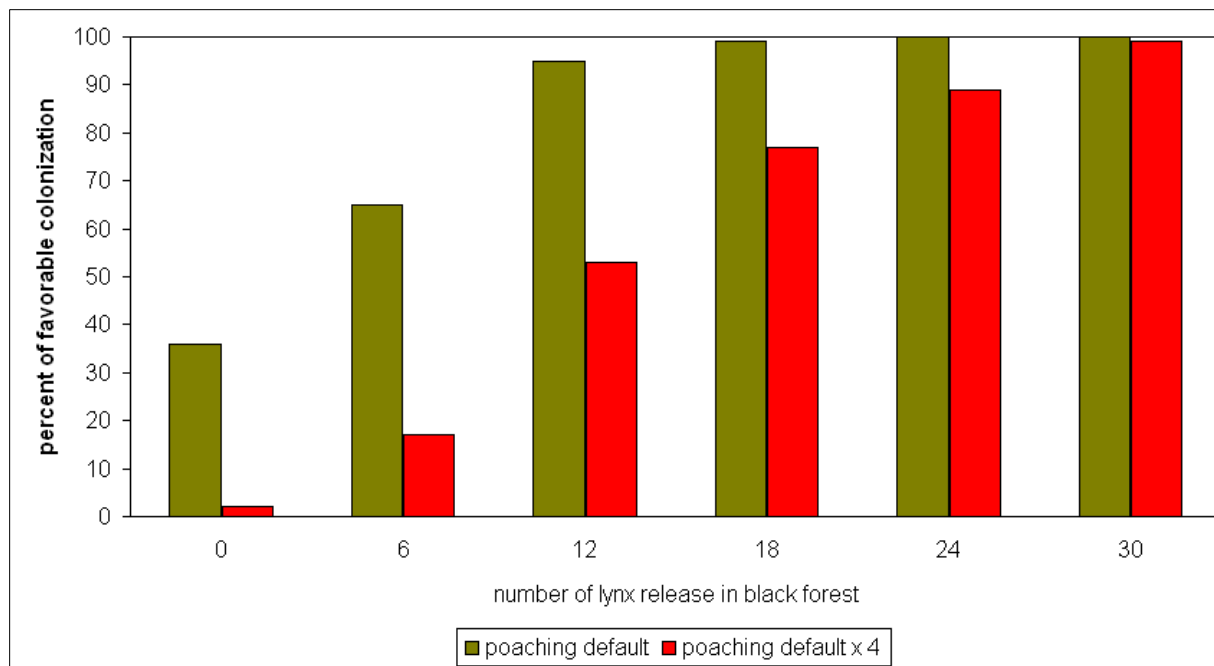


Abbildung 23: Besiedlungsrate (percent of favorable colonisations) Baden-Württembergs durch natürliche Zuwanderung von Luchsen aus dem Schweizer Jura in Abhängigkeit der zusätzlich im Schwarzwald ausgesetzten Luchse (number of lynx release in black forest). Betrachteter Zeitraum: 50 Jahre Für unterschiedliche Annahmen der ‚Poaching-Rate‘.

Tabelle 14: Durchschnittliche Aussterbewahrscheinlichkeit ‚Pext‘ [%] bei unterschiedlicher räumlicher Verteilung von ~ 2.000 km², in denen die ‚Poaching-Rate‘ um 50 % reduziert wurde (100 % = vierfache ‚Poaching-Rate‘). Signifikante Unterschiede zwischen den Aussterbewahrscheinlichkeiten jeweils zweier Szenarien sind grafisch über die Klammern dargestellt (Wilcoxon-Test, $p < 0,05$).

Szenario	Gemeinden mit reduzierter ‚Poaching-Rate‘	Pext [%]; MW (SA)	paarweise sign. Unterschiede
1b	Keine Reduktion	4,90 (± 1,97)	
6	~ 2.000 km ² zufällig ausgewählte Gemeinden mit Anteil an Revier-Zellen	4,7 (± 2,00)	
7	~ 2.000 km ² Gemeinden, welche in Szenario 1b) am häufigsten durch Luchse genutzt wurden.	1,00 (± 0,94)	
8	~ 2.000 km ² Gemeinden, welche den größten Anteil an Revier-Zellen haben.	1,10 (± 0,99)	

Die Ergebnisse zeigen, dass bei einer zufälligen Auswahl von 2.000 km² Gemeindefläche, auf der die ‚Poaching-Rate‘ halbiert wird (Szenario 6), keine signifikante Abnahme der Aussterbewahrscheinlichkeit ‚Pext‘ gegenüber dem Vergleichsszenario 1b) zu beobachten ist. Demgegenüber ist die Aussterbewahrscheinlichkeit ‚Pext‘ in den Szenarien 7 und 8, in denen die Reduktion auf der Grundlage der Nutzungsintensität durch den Luchs bzw. der Habitateignung erfolgte, signifikant niedriger. Zwischen diesen beiden Szenarien wiederum sind keine signifikanten Unterschiede vorhanden.

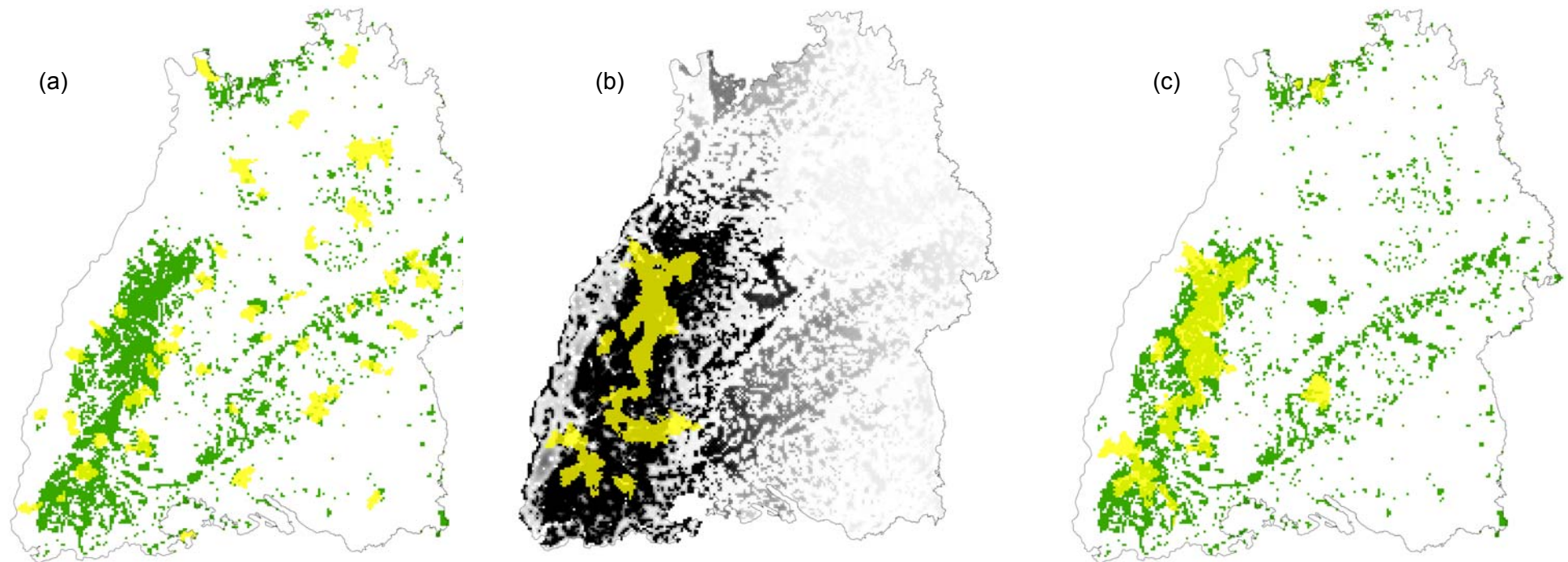


Abbildung 24: Darstellung der Gemeindeflächen, auf denen die ‚Poaching-Rate‘ um 50% reduziert wurde (gelbe Flächen).

(a) 2.000 km² zufällig ausgewählte Gemeindeflächen, die Anteil an Revier -Zellen (grün) haben.

(b) 2.000 km² Gemeindeflächen, die in Szenario 1b) am häufigsten genutzt wurden. Je intensiver die Graufärbung, desto häufiger wurde die Gemeinde von Modell-Luchsen in Szenario 1b) genutzt.

(c) 2.000 km² Gemeindeflächen mit der größten Fläche an Revier -Zellen (grün).

5.3 DISKUSSION

5.3.1 Modellkalibrierung

Für die Modellkalibrierung wurde die Populationsentwicklung im Schweizer Jura zwischen den Jahren 1989 und 2009 simuliert. Dabei wurden die dokumentierten demografischen Gegebenheiten der Population im Schweizer Jura mit hoher Genauigkeit nachvollzogen. Mangels Landnutzungsdaten konnte jedoch lediglich der Schweizer Teil des Jura simuliert werden, welcher nur 35 % der Gesamtfläche des Schweiz-Französischen Jura ausmacht (Breitenmoser et al. 2007). Die Wahrscheinlichkeit eines Aussterbeereignisses der Modellpopulation dürfte dementsprechend etwas höher sein, als wenn die gesamte Jurapopulation in die Simulation einbezogen würde. Bei der Kalibrierung wurden zwar nur die Modelldurchläufe berücksichtigt, bei denen es nicht zu einem Aussterbeereignis kam, eine leichte Unterschätzung der Vitalität der Jura-Population kann jedoch nicht ausgeschlossen werden.

Unsicherheiten bei der Dichtebestimmung anhand von Felddaten

Nach Untersuchungen von Sharma et al. (2010) unterscheiden sich die Dichteschätzungen verschiedener Auswertungsmethoden von Fotofallendaten teilweise erheblich. Die von Zimmermann et al. (2007, 2008, 2009, 2010) angewandte Methode zur Dichteschätzung im Schweizer Jura tendiert laut Sharma et al. (2010) dazu, die Dichte der Tiere zu überschätzen. Dementsprechend ist die Zielgröße „Anzahl selbständiger Luchse“ bei der Kalibrierung mit einer gewissen Unsicherheit belegt, auch wenn diese Zahl für das Schweizer Jura laut Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten (2008) als plausibel eingeschätzt wird, und es keinen Grund zur Annahme gibt, dass die Dichte in den letzten 20 Jahren abgenommen hat.

Dunkelziffer der illegalen Tötungen

Innerhalb des Kalibrierungsgebietes wurden über 20 Jahre acht illegal getötete Tiere nachgewiesen (Cerveny et al. 2002). Diese Zahl bildete die Grundlage für die Kalibrierung. Bei der Kalibrierung nicht berücksichtigt wurde eine Dunkelziffer von illegalen Tötungen. Der von Breitenmoser-Würsten et al. (2007) geschätzte Anteil der illegalen Tötungen an der Gesamtmortalität beträgt für das Jura mit 32 % das Vierfache der im Modell mit default ‚Poaching-Rate‘ getöteten Modell-Luchse. Um die hohe vermutete Dunkelziffer der illegalen Tötungen bei der Modellanwendung zu berücksichtigen, wurden bei allen Modellanwendungen neben der default ‚Poaching-Rate‘ auch Durchläufe mit der vierfachen ‚Poaching-Rate‘ simuliert. Der dadurch erzielte Effekt auf die Populationsentwicklung kann sich jedoch erheblich von einer Kalibrierung mit der Vorgabe 32 % illegalen Tötungen unterscheiden. Demzufolge muss bei der Interpretation aller Szenarien mit vierfacher ‚Poaching-Rate‘ berücksichtigt werden, dass die Aussterbewahrscheinlichkeit der Population vermutlich etwas überschätzt wurde.

Darüber hinaus ist anzumerken, dass 20 Jahre aus populationsdynamischer Sicht einen äußerst geringen Zeitraum darstellen. Stehen neue Daten bereit, so ist zu überprüfen, ob sich die demografischen Faktoren im Schweizer Jura verändert haben, und die Modellkalibrierung ist gegebenenfalls anzupassen. Für die zur Verfügung stehenden demografischen Daten gelang die Kalibrierung des Modells jedoch mit hoher Genauigkeit.

5.3.2 Sensitivitätsanalyse

Die Aussterbewahrscheinlichkeit ‚Pext‘ zeigt gegenüber Unterschieden in der Mortalität der residenten Tiere eine hohe Sensitivität, ist gegenüber der Aussterbewahrscheinlichkeit der Disperser jedoch äußerst robust. Dies entspricht den Ergebnissen von Kramer-Schadt et al. (2005). Innerhalb des Modells ist dieser Zusammenhang der Tatsache geschuldet, dass die Disperser erst relevant für die Reproduktion werden, wenn sie ein Streifgebiet besetzen können und somit den Status „resident“ einnehmen (vgl. Kramer-Schadt et al. 2005). Selbst bei einer Mortalitätsrate der Disperser von 99 % liegt die Aussterbewahrscheinlichkeit der Modell-Population im Schweizer Jura lediglich bei 64 %. Für die Simulation einer realen Luchspopulation sind solche extremen Unterschiede zwischen den Mortalitätsraten von Dispersern und residenten Tieren nicht anzunehmen. Innerhalb der Sensitivitätsanalyse ist diese Modellreaktion jedoch als plausibel einzuschätzen.

Zusätzlich zu einer absoluten Variation der Mortalitätsraten zwischen 0 und 1 wurde untersucht, wie groß der Einfluss einer jeden Mortalität auf die Aussterbewahrscheinlichkeit ‚Pext‘ ist, wenn diese um den Faktor 1 bis 10 gegenüber dem Default-Wert der Kalibrierung variiert wird (prozentuale Änderung). Es konnte gezeigt werden, dass eine Abweichung der natürlichen Mortalität der residenten Tiere vom Default-Wert den größten Effekt auf die Aussterbewahrscheinlichkeit ‚Pext‘ hat. Es folgt der Einfluss der Straßenmortalität und der Mortalität durch illegalen Abschuss. Eine Abweichung der natürlichen Mortalität der Disperser hat den geringsten Einfluss auf die Aussterbewahrscheinlichkeit. Dementsprechend ist es von großer Bedeutung, bei einer Übertragung des Modells auf Baden-Württemberg oder auf andere Regionen zu prüfen, ob die natürliche Mortalität der residenten Tiere von der Vorgabe im Jura (‚mort_prob_res‘ = 0,0675) abweicht, da eine Abweichung dieser Mortalitätsrate vom Default-Wert den stärksten Einfluss auf das Modellergebnis zeigt.

5.3.3 Modellszenarien zur Beantwortung der Forschungsfragen

Vergleich der Modellierung des Schweizer Jura und Baden-Württembergs

Die vorhergesagten Überlebensraten der Luchspopulation unterscheiden sich signifikant in Anhängigkeit der berücksichtigten Fläche, welche in die Simulation einfließt sowie in Abhängigkeit der angewandten ‚Poaching-Raten‘ (vgl. Tabelle 13). Die Überlebensrate einer Population in Baden-Württemberg ist signifikant höher als die einer Population im Schweizer Jura. Werden beide Flächen in der Simulation berücksichtigt, so profitiert die Population in der Schweiz von dieser Vernetzung. Dies bringt die relativ geringe Bedeutung des Schweizer Jura für die Überlebenswahrscheinlichkeit der Gesamtpopulation *im Modell* zum Ausdruck. Wie bereits angesprochen konnten nur 35 % der Jura-Fläche in der Simulation berücksichtigt werden, da für den französischen Teil keine Daten vorlagen. Es ist anzunehmen, dass der französische Teil des Jura einen positiven Einfluss auf die Überlebenswahrscheinlichkeit der Gesamtpopulation hat.

Wie hoch die Habitateignung Baden-Württembergs ist, zeigt sich in der Tatsache, dass ein *etabliertes* Luchsvorkommen in Baden-Württemberg sogar bei vierfacher ‚Poaching-Rate‘ eine 95 %-ige Überlebenswahrscheinlichkeit über 50 Jahre hat, selbst wenn der Anschluss an angrenzende Luchspopulationen nicht möglich ist (Szenario 1b). Vor dem Hintergrund, dass die Modellierung mit der vierfachen ‚Poaching-Rate‘ die Aussterbewahrscheinlichkeit vermutlich etwas überschätzt (vgl. Kapitel 5.3.1), scheint eine etablierte Luchspopulation in Baden-Württemberg von illegalen Tötungen im Ausmaß der im Schweizer Jura bestehenden, nicht bedroht zu sein, auch wenn man eine Dunkelziffer gemäß Breitenmoser-Würsten et al. (2007) annimmt.

Bei dieser Betrachtung nicht berücksichtigt ist die genetische Variabilität einer Population. Eine hohe genetische Variabilität ist sowohl für das kurz- wie auch für das langfristige Überleben von Populationen wichtig (Frankel & Soulé 1981, Lande 1988). Kleine Populationen können aufgrund genetischer Verarmung ein erhöhtes Aussterberisiko tragen (Saccheri et al. 1998, Westemeier et al. 1998, Madsen et al. 1999, Ebenhard 2000). Dies gilt insbesondere für Populationen in suboptimalen Lebensräumen (Bijlsma et al. 1997), die – entsprechend des Metapopulationskonzepts von Levins (1969) – langfristig nur durch Zuwanderung aus Quellgebieten überleben können.

Die genetischen Untersuchungen der Subpopulationen in den Vogesen, dem Jura und den Alpen zeigen, dass sich bereits 30 Jahre nach Beginn der Ansiedlungsprojekte von Karpatenluchsen die benachbarten Populationen genetisch unterscheiden (Breitenmoser-Würsten & Obexer-Ruff 2003). Aufgrund der geringen Anzahl an Tiere, welche insgesamt ausgesetzt wurden, scheint es von großer Bedeutung, dass ein regelmäßiger Austausch zwischen den benachbarten Subpopulationen stattfindet um die genetische Verarmung zu verhindern. Die Ergebnisse des Szenario 3a) lassen darauf schließen, dass eine Zuwanderung eines Luchses aus dem Jura nach Baden-Württemberg bei default ‚Poaching-Rate‘ alle drei Jahre zu erwarten ist. Hingegen ist bei vierfacher ‚Poaching-Rate‘ nur alle 12 bis 13 Jahre mit der Zuwanderung eines Tieres in den Schwarzwald oder auf die Schwäbische Alb zu rechnen. Die Minimierung der illegalen Mortalität in der Schweiz und Baden-Württemberg und die Vernetzung der Vorkommen spielt somit vor dem Hintergrund des genetischen Austausches eine wichtige Rolle für eine vitale Population in Baden-Württemberg.

Natürliche Zuwanderung von Luchsen nach Baden-Württemberg und die Bedeutung von illegalen Tötungen sowie verkehrsbedingter Mortalität

Nach dem zweiten Weltkrieg wurde in den Karpaten ein Anstieg des Luchsvorkommens und eine Ausbreitung in Richtung Westen beobachtet (Kratochvíl & al. 1967): Die Westkarpaten, das östliche Drittel Tschechiens und das Jeseník-Gebirge (Altvatergebirge) wurden über 100 Jahre nach der Ausrottung wiederbesiedelt (Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008).

Abgesehen von diesem Ereignis zeigen die Erfahrungen mit Europäischen Luchsvorkommen der letzten 60 Jahre, dass eine Besiedlung von potentiell geeigneten, jedoch durch suboptimale Habitate getrennte Lebensräume durch natürliche Zuwanderung nicht stattgefunden hat (Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008). Neben dem generell als moderat zu bezeichnenden Ausbreitungsverhalten des Luchses (Linnell et al. 2007) werden als Gründe in erster Linie die hohe Rate an illegalen Tötungen sowie Barrieren (Straßen, Siedlungsbänder) angegeben, welche potentielle Lebensräume von aktuellen Luchspopulationen mehr und mehr trennen und / oder zu zusätzlicher Mortalität von Luchsen führen (Ferrerias et al. 1992, Jedrzejewski et al. 1996, Cerveny et al. 2002, Andrén et al. 2006, Breitenmoser-Würsten et al. 2007b, Molinari-Jobin et al. 2010):

In Tschechien wurden seit 1996 von neun sendermarkierten Luchsen vier durch illegale Abschüsse getötet und mehr als ein Drittel der in einer Umfrage befragten Jäger der Region wussten von konkreten Fällen illegalen Abschusses (Cerveny et al. 2002). Ein Zehntel der Befragten gab zu, selbst schon einen Luchs geschossen zu haben (Cerveny et al. 2002). Eine Untersuchung aus Polen quantifiziert die illegalen Abschüsse auf 71 %, durch Verkehr wurden keine Luchse getötet (Jedrzejewski et al 1996). In Skandinavien wird für fünf unterschiedliche Untersuchungsgebiete die illegale Tötung auf 46 % der Gesamtmortalität für bei adulten Luchsen angegeben, was eine Reduktion der Wachstumsrate der Luchspopulation von 20 % auf 2-4 % zur Folge hat (Andrén et al. 2006). In der Untersuchung von Saether et al. (2010) wurde für die skandinavische Luchspopulation nachgewiesen, dass eine Entnahme von Luchsen, welche sich proportional zur Luchsdichte verhält, das Risiko

eines Aussterbeereignisses deutlich erhöht. Dieser proportionale Zusammenhang ist für illegale Tötungen wahrscheinlich (Saether et al. 2010).

Auch die Ausbreitung anderer Großraubtiere wird durch illegale Tötungen und Verkehr beeinträchtigt: In Spanien wurde die Rate der illegalen Mortalität für den Pardelluchs auf 50 % beziffert, Verluste durch Verkehr auf 16,7 % (Ferrerias et al. 1992). Die Population wird heute von der IUCN als „critically endangered“ eingestuft und neben der Zerstörung der Lebensgrundlagen werden illegale Tötungen als Hauptursache für den starken Rückgang der Art in den vergangenen Jahrzehnten angesehen (Gil-Sanchez & McCain 2011).

Die Populationsentwicklung von Braunbären im Drei-Länder-Eck Österreich-Italien-Slowenien stagniert trotz ausreichendem Lebensraum seit Jahren (Jerina & Adamic 2008) und Experten vermuten als einen wesentlichen Grund hierfür die illegalen Abschüsse (Kaczensky et al. 2011).

Zahlreiche Verkehrsoffer von Wölfen auch weit abseits von nachgewiesenen Rudeln in Mitteleuropa (Wabakken et al. 2001, Weber 2008, Reinhardt & Kluth 2011) zeigen einerseits das sehr viel höhere Ausbreitungspotential dieser Tierart, verdeutlichen aber andererseits den negativen Einfluss der Verkehrsinfrastruktur auf die Ausbreitungstendenz. Auch illegale Abschüsse von Wölfen werden regelmäßig nachgewiesen (Reinhardt & Kluth 2011).

Die Ergebnisse der hier vorliegenden Untersuchung bestätigen den großen Einfluss des Straßenverkehrs und der illegalen Tötungen auf die Wiederbesiedlung Baden-Württembergs durch Luchse. Je nach angenommener ‚Poaching-Rate‘ ist alle drei, respektive alle 12 – 13 Jahre von einer Zuwanderung eines Luchses auszugehen. Diese relativ geringen Zahlen führen zu der Vermutung, dass die Luchse, die seit 30 Jahren sporadisch in Baden-Württemberg auftauchen, zu einem gewissen Teil entlaufene Gehegetiere sind. Zwischen 2004 und 2011 sind im Rahmen des Luchs-Monitorings der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg zwei Fälle von entlaufenen und wieder eingefangenen Tieren bekannt geworden. Dennoch gibt es auch Hinweise auf Zuwanderungen von einzelnen Schweizer Luchsen nach Baden-Württemberg (vgl. Ryser & Wattenwyl von 2008). Eine Wiederbesiedlung Baden-Württembergs in den kommenden 50 Jahren alleine durch Zuwanderung scheint aber nach den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchung sowie unter Berücksichtigung der Erfahrungen mit anderen Luchspopulationen ausgeschlossen, wenn die Zahl der illegalen Tötungen im Schweizer Jura nicht drastisch gesenkt wird.

Aktive Wiederansiedlung von Luchsen in Baden-Württemberg und die Bedeutung von illegalen Tötungen

Der geringen Tendenz zur natürlichen Ausbreitung des Luchses steht der verhältnismäßig große Erfolg von Wiederansiedlungsprojekten gegenüber: Alle aktuellen mitteleuropäischen Subpopulationen sind durch solche aktive Wiederansiedlungen entstanden, obwohl diese teilweise ohne eine langfristige Planung oder eine wissenschaftliche Begleitung durchgeführt wurden (Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008). In den bevölkerungsarmen Wäldern im südlichen Slowenien war die Aussetzung von lediglich sechs Luchsen im Jahr 1973 besonders erfolgreich (Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008, Krofel 2008). Dieser Erfolg wird häufig im Zusammenhang mit einem erklärten Ziel der Wiederansiedlung genannt, eine etablierte Luchspopulation wieder bejagen zu können. Ein Ziel, das vermutlich zu einer hohen Akzeptanz innerhalb der Jägerschaft geführt hat (Breitenmoser et al. 2002).

Auch im Schweizer Jura, den Schweizer Alpen, dem Böhmerwald, den Vogesen und dem Harz ist die Ansiedlung von Luchsen bislang erfolgreich verlaufen (Breitenmoser et al. 2002), auch wenn die Populationsentwicklung teilweise hinter den Erwartungen zurückbleibt (Molinari-Jobin et al. 2010). Als Schlüsselfaktor werden auch hier illegale Tötung von Luchsen sowie Verluste durch den Straßenverkehr vermutet (Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008, Molinari-Jobin et al. 2010).

Die Simulationen der vorliegenden Arbeit bestätigen den enormen Effekt, den die illegalen Tötungen insbesondere von residenten Tieren bei der aktiven Wiederansiedlung mit sich bringen. Die Zahl der Luchse, die im Rahmen eines Ansiedlungsprojektes ausgesetzt werden können, ist aus finanziellen und organisatorischen Gründen begrenzt (z.B. belasten Wildfänge von Luchsen die dortige Population). Für eine begrenzte Anzahl an ausgesetzten Luchsen wurde anhand der Modellierung das Maß an illegalen Tötungen als ein Schlüsselfaktor für den Erfolg oder den Misserfolg einer Wiederansiedlung bestätigt: Setzt man bis zu 24 Luchse im Schwarzwald aus, so zeigten sich signifikante Unterschiede in der Besiedlungsrate je nachdem, ob bei der ‚Poaching-Rate‘ die im Schweizer Jura angenommene Dunkelziffer berücksichtigt wird oder nicht (vgl. Abbildung 21). Diese Unterschiede nehmen mit zunehmender Zahl an ausgesetzten Tieren ab, und sind ab 30 Tieren nicht mehr signifikant. Die Höhe der ‚Poaching-Rate‘ verliert dementsprechend mit zunehmender Anzahl von Luchsen, die im Schwarzwald ausgesetzt werden, an Bedeutung. Nimmt man für Baden-Württemberg eine vergleichbare Bereitschaft zur illegalen Tötung an, wie diese im Schweizer Jura vermutet wird (inklusive Dunkelziffer), so ist lediglich ab 30 ausgesetzten Tieren eine 95 %-ige Erfolgschance zu erwarten.

Räumlich differenzierte illegale Tötung von Luchsen

Welch großen Einfluss die illegale Mortalität auf die Überlebenswahrscheinlichkeit der Luchspopulation in Baden-Württemberg hat, wurde in dieser Arbeit nachgewiesen. Für das praktische Management von großer Bedeutung ist zusätzlich die Frage, in welchen Regionen die Reduktion der illegalen Mortalität den größten Effekt zeigt.

Die durchgeführten Simulationen der Szenarien 6, 7 und 8 zeigen, dass eine Reduktion der illegalen Tötungen um 50 % einen signifikant positiven Effekt auf die Überlebensrate einer etablierten Luchspopulation hat, wenn die Reduktion in Gemeinden mit einer Gesamtfläche von ca. 2.000 km² geschieht, die von Luchsen bevorzugt genutzt werden – im Vergleich zu einer willkürlichen Auswahl von Gemeinden. Keine signifikanten Unterschiede wurden zwischen der Reduktion auf Grundlage der Habitatqualität bzw. auf Grundlage der Raumnutzungs-Häufigkeit der Luchse im Modell festgestellt. Es ist allerdings anzunehmen, dass die Flächenauswahl anhand der Raumnutzung der Luchse im Populationsmodell gerade in der Phase einer möglichen Wiederbesiedlung am besten für die Identifizierung der sensiblen Bereiche geeignet ist. Im Gegensatz zu einer Habitatkarte werden bei dem Populationsmodell geeigneten Habitatzellen entsprechend ihrer tatsächlichen Nutzung durch die Luchse bewertet. Darin spiegelt sich die Anbindung der Zellen an andere geeignete Bereiche besser wider, als in der Habitatkarte.

6 ZUSAMMENFASSUNG NATURWISSENSCHAFTLICHER ANALYSEN

Zwischen 1988 und 1998 wurde im Schweizer Jura in unterschiedlichen Studien die Raumnutzung von Luchsen mittels Telemetriesendern dokumentiert. In Kapitel 3 konnten durch eine logistische Regression der Daten von 26 Luchsen 11 habitatbezogene Variablen identifiziert werden, die einen signifikanten Einfluss auf die bevorzugte Nutzung der Tiere haben. Neben der Hangneigung und der anthropogenen Landnutzung leisteten insbesondere die Exposition sowie der Abstand zu Straßen einen erheblichen Erklärungsbeitrag für die Raumnutzung der Tiere. Die Übertragung der Ergebnisse auf Baden-Württemberg ergab, dass 10 % der Fläche mit den geeigneten Flächen im Schweizer Jura vergleichbar sind. Bei gleicher Nutzungsintensität wie im Schweizer Jura bieten die 3.595 km² Raum für insgesamt 108 Tiere mit geschlechtsintern exklusiv genutzten Streifgebieten. Schwerpunkte liegen im Schwarzwald (71 Tiere) und auf der Schwäbischen Alb (27 Tiere).

In Kapitel 4 wurde die Lage von 39 Verkehrskollisionen mit Luchsen in der Schweiz hinsichtlich der naturräumlichen Ausstattung, der Straßenkategorie und verschiedenen Distanz-Maßen mittels einer logistischen Regression ausgewertet. Es konnten signifikante Zusammenhänge zwischen der Straßenkategorie, der in Kapitel 3 ermittelten Habitateignung für Luchse sowie der Distanz zu Siedlungen nachgewiesen werden. Die Ergebnisse ermöglichten eine relative Quantifizierung des Risikopotentials eines jeden Straßenabschnittes in Naturräumen der Schweiz und in Baden-Württemberg. Über die Naturräume aufsummiert zeigen die Straßenabschnitte im Schwarzwald das höchste Risiko, welches um 16 % höher liegt, als das im Schweizer Jura.

Aufbauend auf diesen erarbeiteten Grundlagen konnte in Kapitel 5 anhand eines räumlich expliziten, individuenbasierten Populationsmodells die Überlebensfähigkeit einer potentiellen Luchspopulation in Baden-Württemberg unter verschiedenen Annahmen der illegalen Mortalität und unter Berücksichtigung der Habitateignung und der verkehrsbedingten Mortalität untersucht werden. Die illegale Tötung von Luchsen wurde als wesentliche Größe identifiziert, die über Erfolg oder Misserfolg einer Wiederbesiedlung entscheidet. Die Wahrscheinlichkeit, dass sich durch natürliche Zuwanderung aus dem Schweizer Jura in den nächsten 50 Jahren eine gesicherte Population in Baden-Württemberg etabliert, liegt unter der Annahme für eine moderate illegale Mortalität bei 35,8 %, unter der Annahme einer erhöhten illegalen Mortalität bei 1,5 %. Da sich sowohl die natürliche Mortalität sowie die verkehrsbedingten Verluste dem Einfluss von Managementmaßnahmen weitgehend entziehen, sind illegale Tötungen eine wesentliche Größe, die durch entsprechende Managementmaßnahmen reduziert werden kann. In der Effektivität von Maßnahmen, welche die illegale Mortalität reduzieren, wurden signifikante Unterschiede in Abhängigkeit der Flächenauswahl für die Maßnahmen nachgewiesen. Ein effektiver Einsatz von Managementmaßnahmen orientiert sich entweder an einer hohen Habitateignung für Luchse, oder an den von Modell-Luchsen besonders intensiv genutzten Flächen.

Geeignete Managementmaßnahmen zur Reduktion von illegalen Tötungen setzen das Verständnis der Hintergründe dieser Taten voraus. Aus diesem Grund, widmet sich Kapitel 7 der Analyse von Hintergründen illegaler Tötungen von Luchsen. Sind neben den Flächen, welche für das Überleben der Population von hoher Relevanz sind, auch die Faktoren identifiziert, welche den illegalen Abschuss beeinflussen, so kann die Effektivität von Managementmaßnahmen und damit die Überlebensfähigkeit der Population enorm gesteigert werden.

7 HINTERGRÜNDE ILLEGALER TÖTUNG – UNTERSUCHUNG ÜBER DEN ILLEGALEN ABSCHUSS VON LUCHSEN DURCH EINZELNE JÄGER

“*Difficult to measure and understand is not the same as unimportant*” (Weiss 1989). Die Hintergründe illegaler Tötungen von Luchsen wurden bisher wissenschaftlich noch nicht näher analysiert, da sie schwer greifbar, geschweige denn messbar sind. Geeignete Managementmaßnahmen zur Reduktion von illegalen Tötungen setzen jedoch das Verständnis der Hintergründe dieser Taten voraus. Die Motivationen, die hinter einer illegalen Tötung stehen, können materieller und / oder immaterieller Art sein (Ceza et al. 2001, Kaczensky et al. 2011, Lühtrath 2011). Über materielle Vorteile durch illegale Tötung gibt es zahlreiche Untersuchungen (Milnergulland & Leaderwilliams 1992, Muth & Bowe 1998, Wangchuk 2004). In vielen Mitteleuropäischen Ländern, wie auch in Deutschland, werden die durch Große Beutegreifer verursachten finanziellen Schäden ausgeglichen und Trophäen der Tiere haben keinen Marktwert. Hier ist den immateriellen Motiven große Aufmerksamkeit zu widmen. Bislang gibt es nur eine geringe Anzahl wissenschaftlich fundierter Untersuchungen zu diesem Thema (Skogen & Kränge 2003, Skogen et al. 2006, Bell et al. 2007, Lühtrath 2011).

Um diese Lücke zu schließen, widmet sich der zweite Teil der Arbeit der Analyse von Hintergründen illegaler Tötungen von Luchsen. Sind neben den Flächen, welche für das Überleben der Population von hoher Relevanz sind, auch die Faktoren identifiziert, welche den illegalen Abschuss beeinflussen, so kann die Effektivität von Managementmaßnahmen und damit die Überlebensfähigkeit der Population deutlich gesteigert werden.

Der Luchs ist in vielen europäischen Ländern streng geschützt. Dennoch werden in vielen europäischen Luchspopulationen illegale Tötungen in teilweise erheblichem Ausmaß nachgewiesen (Wotschikowsky et al. 2001, von Arx et al. 2004). Die meisten der illegal getöteten Luchse, die in der Schweiz bis 2008 gefunden wurden, wurden durch Schussverletzungen getötet (Ceza et al. 2001, Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008). Darüber hinaus wurde bei 35 % der in der Schweiz tot aufgefundenen und obduzierten Luchse, die nicht illegal getötet wurden, eindeutige Hinweise auf verheilte Schusswunden festgestellt (Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008). Auch in anderen Populationen in Europa wird die überwiegende Anzahl von illegalen Tötungen durch *Abschuss* begangen (Jedrzejewski et al. 1996, Cervený et al. 2002, Schmidt-Posthaus et al. 2002, Andrén et al. 2006).

Die Wirkungsmechanismen, die hinter der mangelnden Akzeptanz der Jäger gegenüber Luchsen stehen, wurden bislang nur unzureichend untersucht: Die meisten Arbeiten, die sich mit der Frage der gesellschaftlichen Akzeptanz von Luchsen beschäftigen, wurden aufgrund der fachlichen Schwerpunkte der Projekte vor einem wildbiologischen Hintergrund durchgeführt. Meist wurde mit Hilfe von quantitativen Befragungen versucht, die Einstellung der Bevölkerung zu Großen Beutegreifern zu quantifizieren und mit demografischen Faktoren der Befragten zu korrelieren (vgl. Bath 1989, Vitterso et al. 1998, Bjerke et al. 2000, Hunziker et al. 2001, Williams et al. 2002, Kleiven et al. 2004, Wechselberger & Leizinger 2005, Wechselberger et al. 2005, Dabizzi 2006, Balčiauskas et al. 2010). Dabei wurden zum einen nur wenige Jäger befragt und zum anderen Zusammenhänge, die nicht unmittelbar in der Einstellung des Jägers zum Luchs begründet sind, kaum erfasst.

Um eine bestehende Wissenslücke bei der Konfliktforschung um Große Beutegreifer zu füllen, untersuchte Lühtrath (2011) in Baden-Württemberg mit qualitativen Methoden „wie

sich die Sichtweisen der beiden betroffenen Bevölkerungsgruppen Jäger und Landwirte, in Bezug auf die Rückkehr der Raubkatze konstituieren und begründen“ (Lüchtrath 2011). Die zentralen Erkenntnisse der Untersuchung sind (ebd.):

- Der Konflikt um den Luchs wird vordergründig nicht durch das Tier und dessen Verhalten begründet, sondern vielmehr durch die Interaktion zwischen den beteiligten Interessensgruppen in Bezug auf den Luchs.
- Daraus folgt die symbolische Bedeutung des Luchses: seine An- oder Abwesenheit wird letztendlich als Zeichen dafür betrachtet, welcher Akteursgruppe es gelingt, die eigenen Interessen und Wertvorstellungen auf Kosten der anderen Akteursgruppen durchzusetzen.
- Folglich ist der Luchskonflikt selbst nur Ausschnitt eines übergeordneten Gruppenkonfliktes

Somit wird der Konflikt um den Luchs gegenüber der klassischen Betrachtungsweise um entscheidende Komponenten erweitert und zwar um:

- die Gruppeninteraktion
- die dahinter stehenden Wertesysteme der Beteiligten
- die Bedrohung der Gruppen an sich durch die Aktivität anderer Gruppen.

Die Arbeit von Lüchtrath (2011) analysiert aber nicht weitergehend die Hintergründe für illegale Abschüsse von Luchsen und die durch die Täter angewandten Neutralisationstechniken (vgl. Kapitel 1.2.3). Ziel dieses Kapitels ist es daher, die Wirkungsmechanismen zu identifizieren, welche die Bereitschaft zum illegalen Abschuss von Luchsen in Deutschland beeinflussen. Daraus leiten sich folgende Fragen ab:

- Welche Faktoren tragen dazu bei, dass einzelne Jäger in Deutschland gewillt sind, illegal Luchse zu schießen?
- In welchem Zusammenhang stehen diese Faktoren miteinander?

7.1 THEORETISCHES FUNDAMENT

Das Töten von Luchsen ist in Deutschland sowohl nach dem Bundesjagdgesetz (§ 38 Abs. 1 Satz 2), als auch nach dem Bundesnaturschutzgesetz (§ 71 Abs. 2) verboten. Das Abschießen eines Luchses ist also eindeutig rechtswidrig.

Die Hintergründe von rechtswidrigem Verhalten untersucht der Wissenschaftszweig der Rechtssoziologie (Raiser 2007). Die Rechtssoziologie versucht „die *Interdependenz* und den *funktionellen Zusammenhang* zwischen dem Recht und den nicht-rechtlichen gesellschaftlichen Faktoren zu ergründen“ (Raiser 2007). Im Gegensatz zur Rechtswissenschaft (Jurisprudenz) interessiert sich die Rechtssoziologie somit nicht für die Hintergründe der Entstehung von Gesetzestexten, sondern untersucht die Diskrepanz zwischen den Wertvorstellungen und den Bedürfnissen von Menschen in realen gesellschaftlichen Verhältnissen (ebd.). Im Fokus steht der Erkenntnisgewinn, weswegen es zu rechtswidrigem Verhalten kommt. Das Recht wird dabei als ein Komplex an Verhaltensmustern gesehen, an denen sich die Menschen orientieren, wobei neben dem geschriebenen Recht auch die gesellschaftlich etablierten Normen Forschungsgegenstand sind (ebd.). Ob ein Verhalten als normkonform oder abweichend (deviant) gilt, kann immer nur vor dem Hintergrund der entsprechenden Norm entschieden werden. Dementsprechend stellt der Normbegriff einen zentralen Begriff der Rechtssoziologie dar. Der hier genutzte Normbegriff entspricht dem von Haferkamp (1980). Er definiert Normen als

„von der Mehrheit der Mitglieder eines Handlungszusammenhangs verinnerlichte Vorstellungen von der richtigen Behandlung definierter Situationen (durch Handeln oder Unterlassen), deren Sanktionsbescherung für den Fall der Nichteinhaltung als gewiss wahrgenommen wird“ (Haferkamp 1980).

In unterschiedlichen Handlungszusammenhängen einer Gesellschaft können demnach unterschiedliche Normen gelten. Dementsprechend ist es notwendig, bei Verwendung des Normbegriffs stets den Handlungszusammenhang zu benennen, der diese Norm definiert. Deviantes Verhalten, das gegen eine *gesetzliche Norm* verstößt, wird als delinquentes Verhalten bzw. als Delinquenz bezeichnet (Lamnek 2007). Inwiefern sich eine Person in einer bestimmten Situation entsprechend den Normen verhält, hängt von einem Komplex aus zahlreichen Faktoren ab, die auf diese Person einwirken. Um diese zu strukturieren, wurden in der Geschichte der Rechtssoziologie unterschiedliche Theorien entwickelt: Wie in Kapitel 1.2.3 erläutert, formulierten Sykes & Matza (1957) eine Neutralisationsthese zur Erklärung von delinquentem Verhalten. Sie behaupten, „dass ein großer Teil von Delinquenz auf einer im wesentlichen anerkannten Ausdehnung der Verteidigung von Verbrechen in Form von Rechtfertigungen über abweichendes Verhalten, die vom Delinquenten, aber nicht vom Rechtssystem oder der ganzen Gesellschaft als gültig angesehen werden, beruht“ (Sykes & Matza 1957). Diese ursprünglich auf jugendliche Straftäter bezogene These wurde von vielen Autoren auf andere Bereiche übertragen und weiterentwickelt.

Das Opp-Diekmann-Modell zur Erklärung abweichenden Verhaltens

1974 entwickelte Opp eine Theorie, welche von Diekmann (1980) zu einer „Theorie der Befolgung von Gesetzen als Kausalmodell“ (Opp 2010) weiterentwickelt wurde. Das Ziel der Entwicklung dieser Theorie bestand darin, „Faktoren, die in der rechts- und

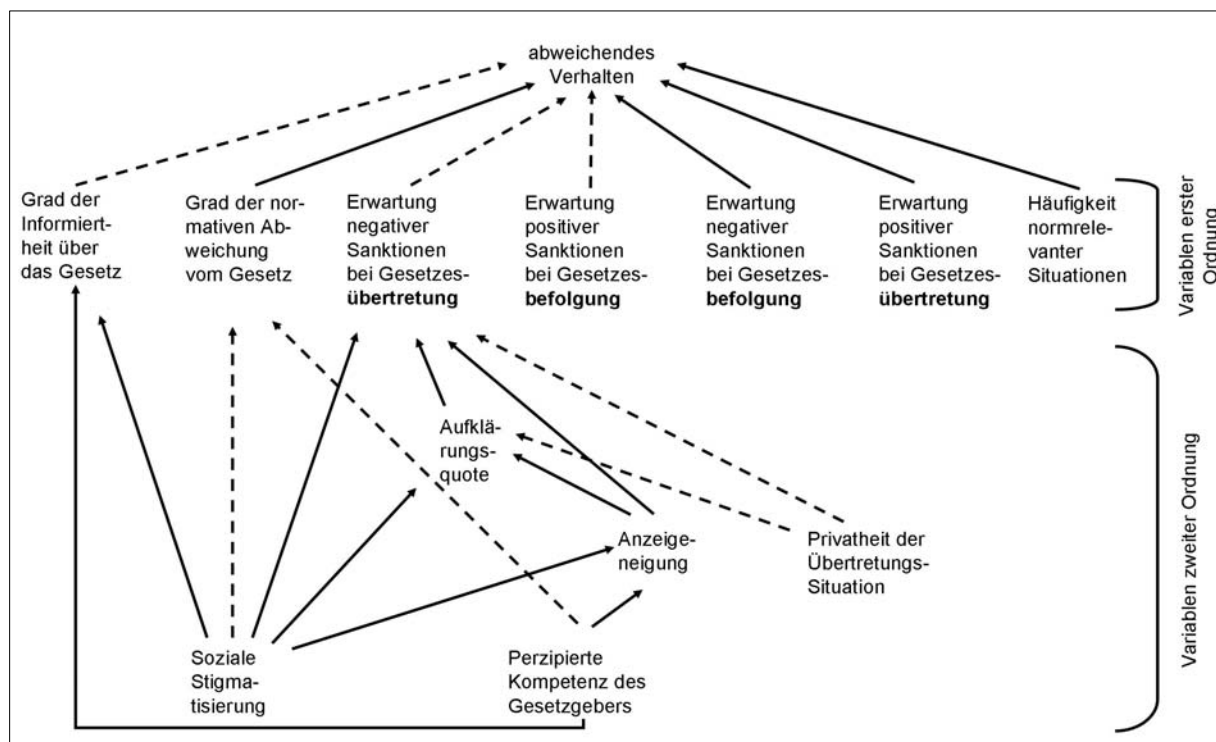


Abbildung 25: Modell zur Erklärung abweichenden Verhaltens nach Opp und Dieckmann.

Durchgezogene Pfeile bezeichnen positive Beziehungen (je größer..., desto größer...), gestrichelte Pfeile stehen für negative Beziehungen (je größer..., desto kleiner ...).

(nach Opp 2010, verändert)

kriminalsoziologischen Literatur zur Erklärung der Befolgung von Gesetzen genannt wurden, zu einer Theorie zu verbinden“ (Opp 2010). Eine grafische Darstellung des Modells mit den Variablen der ersten und der zweiten Ordnung enthält die Abbildung 25. Die Variablen erster Ordnung beeinflussen die abhängige Variable „abweichendes Verhalten“ unmittelbar und werden ihrerseits von den Variablen zweiter Ordnung beeinflusst. Die Beziehungen zwischen den Variablen werden als gerichtete „Wenn-Dann-Beziehungen“ verstanden.

Inwiefern diese Theorie mit anderen Theorien der Rechtssoziologie vereinbar ist, wurde bereits früh diskutiert. Opp (2010) trägt diese Diskussion zusammen und kommt zu dem Schluss, dass es zwar keinen Grund zur Annahme gibt, dass eine oder mehrere der enthaltenen Variablen irrelevant sind, andere Theorien aber zusätzliche Faktoren (Variablen) aufzeigen, die ebenfalls einen Einfluss auf die Bereitschaft zum illegalen Handeln haben können. Das Modell erhebt somit keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Opp (2010) empfiehlt entsprechend, bei der Anwendung der Theorie zu überprüfen, ob weitere Variablen bei der Bearbeitung der jeweiligen Fragestellung berücksichtigt werden müssen. Da mit der Entscheidung zu illegalem Handeln häufig Vor- und Nachteile für den Delinquenten verbunden sind, empfiehlt sich die Berücksichtigung von handlungstheoretischen Ansätzen für eine solche Modellerweiterung. Die allgemeine Theorie rationalen Handelns geht von folgenden drei Prämissen aus (Opp 2005):

1. Die Präferenzen individueller Akteure (d.h. deren Ziele, Wünsche oder Motive) sind Bedingungen für ihr Handeln, das aus der Sicht der Individuen zur Realisierung ihrer Ziele beiträgt.
2. Alle Faktoren, welche die Zielerreichung der Individuen ermöglichen oder behindern, d.h. Handlungsmöglichkeiten oder Handlungsbeschränkungen, sind Bedingungen für individuelles Handeln.
3. Individuen führen diejenigen Handlungen aus, die ihre Ziele in höchstem Maße realisieren - unter Berücksichtigung der Handlungsbeschränkungen, denen sie sich gegenüber sehen.

Dabei wird in der Literatur zwischen einer engen und einer weiten Version dieser Theorie differenziert (ebd.). Im Unterschied zu der engen Version werden in der weiten Version alle Arten von Anreizen und Wahrnehmungen berücksichtigt, welche das Handeln einer Person beeinflussen (z.B. auch gutes oder schlechtes Gewissen, positives Selbstwertgefühl, subjektiv wahrgenommene Bestrafungswahrscheinlichkeit, Opp 2010). Die weite Version der Theorie des rationalen Handelns ermöglicht somit, in das Kausalmodell von Opp-Diekmann auch Variablen einzubeziehen, deren Wirkung lediglich auf der subjektiven Ebene des potentiellen Delinquenten erfolgt.

Das Kausalmodell von Opp-Diekmann bildet unter der Berücksichtigung der Theorie des rationalen Handelns die theoretische Grundlage und den Rahmen für die Untersuchung illegaler Abschlüsse.

7.2 METHODEN

Als Grundlage für die logisch schließende Analyse diente eine Literaturanalyse (Fachartikel und Sekundärliteratur) zu den Themenkomplexen „Devianz“, „Soziologie der Jagd“, „Jagd und Naturschutz“, „Normen der Jäger“ und „illegale Bejagung“. Dabei wurde überwiegend Literatur aus dem deutschsprachigen Raum herangezogen, da die Frage nach den Hintergründen für abweichendes Verhalten stets vor dem jeweiligen soziokulturellen Hintergrund zu beantworten ist. Dies gilt insbesondere für den Bereich der Jagd, bei dem Tradition und Kultur eine sehr prägende Rolle spielen (Schraml 1998). In den genannten Quellen wurden Hinweise dafür gesucht, inwiefern die im Opp-Diekmann-Modell postulierten

Zusammenhänge auf die Bereitschaft zum illegalen Abschuss von Luchsen zutreffen. Für den Fall von identifizierten Kausalketten musste entschieden werden, wie weit diese zurückverfolgt werden. In der Regel wurde die Zurückverfolgung der Kausalkette an der Stelle abgebrochen, an der die zusätzlichen Erkenntnisse nicht mehr verallgemeinerbar waren. Eine Plausibilisierung der hergeleiteten Zusammenhänge geschah mit Hilfe empirischer Studien über das Verhalten von Jägern, Presseartikeln aus dem Verteiler „Große Beutegreifer“ (infoverteiler.matzen@gmx.de) und anhand von Erfahrungen aus über 50 Veranstaltungen mit Jägern, Förstern, Landwirten und Naturschützern. Diese hat der Autor in Baden-Württemberg zwischen den Jahren 2004 und 2012 im Zusammenhang mit rechtssoziologischen Fragen zum Thema Luchs (mit-) organisiert. Die Rolle des Autors war dabei mit der eines teilnehmenden Beobachters (Wiswede 1998) zu vergleichen. Bei vier Veranstaltungen im Herbst 2011 mit insgesamt knapp 400 Teilnehmern aus den genannten Gruppen wurden zudem die von den Teilnehmern wahrgenommenen Gruppeninteraktionen explizit diskutiert.

Abschließend wurden die einzelnen Variablen zusammengeführt und neu aufgezeigte Zusammenhänge als Variablen eingefügt und diskutiert. Darüber hinaus wurden die Variablen identifiziert, die unter den derzeitigen Bedingungen das größte Potential für eine Reduktion der Bereitschaft zum illegalen Abschuss erwarten lassen (*Entwicklungsvariablen*).

Um die unterschiedlichen Ebenen der Wirkungsmechanismen differenziert behandeln zu können, wurden für den jagenden Teil der Bevölkerung folgende Definitionen angewandt:

Gesamtheit der Jäger oder Jäger oder Jägerschaft:

Alle Personen, die in Deutschland die Jägerprüfung absolviert haben und einen Jagdschein gelöst haben. Im Jahre 2010 waren dies rund 352.000 Jäger (DJV 2012a: Online-Quelle 4)

Jagdverband:

Die beiden zentralen formalen Organisationen der *Gesamtheit der Jäger*. Der Deutsche Jagdschutzverband e.V. (DJV) sowie der Bayerische Jagdverband (BJV) sind eingetragene, gemeinnützige Vereine und laut § 63 BNatSchG staatlich anerkannte Naturschutzorganisationen. Der DJV ist die Vereinigung von 15 Deutschen Landesjagdverbänden. Diese sowie der BJV sind wiederum in Kreisverbände und Hegeringe untergliedert. Im Jahr 2009 waren von den rund 352.000 Jagdscheininhabern in Deutschland rund 250.000 (71 %) Mitglieder im DJV (DJV 2012b: Online-Quelle 5) sowie rund 45.000 (13 %) Mitglied im BJV (BJV, 2012).

Eigengruppe des Jägers:

Die lokale Bezugsgruppe eines Jägers innerhalb seines jagdlichen Umfeldes, die sich durch persönliche Beziehung zwischen den Gruppenmitgliedern und durch gruppeninterne Verhaltenserwartungen auszeichnet.

7.3 DAS OPP-DIEKMANN-MODELL, ANGEWANDT AUF POTENTIELLE ILLEGALE ABSCHÜSSE VON LUCHSEN IN DEUTSCHLAND

Die Gliederung des Kapitels orientiert sich an den Variablen erster Ordnung. Jede Variable und deren postulierter Zusammenhang zu der Bereitschaft zum illegalen Handeln wird erklärt. Für jede Variable schließt sich die auf den in Kapitel 7.2 beschriebenen Quellen aufbauende inhaltliche Analyse an.

Die jeweils relevanten Variablen zweiter Ordnung werden im Anschluss ebenfalls aufgeführt, aber nur bei deren erstmaliger Nennung näher erläutert. An geeigneter Stelle erfolgt jeweils eine kurze Bewertung der Variable oder eines Variablenkomplexes im Hinblick auf die Bereitschaft zum illegalen Abschuss. Eine ausführliche Bewertung sowie die Definition von neuen Variablen erfolgen in Kapitel 7.4.

7.3.1 Grad der normativen Abweichung

Diese Variable beschreibt, inwiefern eine Person eine andere Norm als die gesetzliche für verbindlich hält. Der Grad der normativen Abweichung ist nach Opp (1973) umso höher, je höher der Grad ist, in dem die Person andere als die Gesetzesnormen für verbindlich hält und je stärker diese anderen Normen von den Gesetzesnormen abweichen. Je größer diese normative Abweichung ist, desto geringer ist die Wahrscheinlichkeit, dass ein Gesetz eingehalten wird (Opp 2010). Ein Beispiel für die normative Abweichung einer Gruppierung stellt der gruppenintern häufig normenkonforme Konsum von sog. weichen Drogen dar.

Im Themenbereich Luchs ist zu unterscheiden zwischen der normativen Abweichung des Jägers selbst sowie der normativen Abweichung auf der Ebene seiner Eigengruppe und der Jägerschaft. Wie im Folgenden beschrieben, haben auch diese Ebenen Einfluss darauf, wie groß die Bereitschaft des Jägers zu illegalen Abschüssen ist.

Ausgangspunkt für die normative Abweichung ist der Begriff „Norm“ (vgl. Kapitel 7.1). Die Definition von Norm verdeutlicht, dass gesetzliche Normen lediglich im Idealfall das Ergebnis eines gesellschaftlichen Aushandlungsprozesses sind (Lamnek 1997). In der Realität einer Mehrgruppengesellschaft spiegeln Normen immer auch Machtverhältnisse innerhalb der Gesellschaft wieder (Haferkamp 1980, Lamnek 1997, Lamnek 2007). Der Aushandlungsprozess wird dementsprechend mehr und mehr zu einem gerichteten Normsetzungsprozess (Lamnek 1997). Eine Konsequenz daraus ist, dass nicht alle Gesellschaftsmitglieder oder Gruppierungen die etablierten gesetzlichen Normen als Handlungsmaxime akzeptieren. Vielmehr bilden sich gerade in Gesellschaften, die sich in eine Vielzahl von Gruppierungen untergliedern, informelle Normen heraus, die dazu führen können, dass das gleiche Verhalten gruppenintern als normkonform, auf Ebene der Gesellschaft jedoch als von der Norm abweichendes Verhalten definiert wird (vgl. Lamnek 2007). Ist im Folgenden im Zusammenhang mit dem Normbegriff kein Handlungszusammenhang explizit benannt, so ist die gesetzliche Norm angesprochen.

Nach Raiser (1995) bilden insbesondere Gruppen mit eigenen kulturellen Traditionen häufig eigene, vom Recht abweichende Verhaltensnormen aus. Dies entspricht den Annahmen der meisten Subkulturtheorien. Die Subkulturtheorien über abweichendes Verhalten gehen nach Lamnek (2007) davon aus, „dass es [...] wegen der Komplexität des Gesamtsystems kleine soziale Gebilde, wie z.B. Gruppen, gibt, die auch von den gesamtgesellschaftlichen Verhaltenserwartungen und Normen abweichende entwickeln und praktizieren“ (vgl. auch Schraml 1997, Endres 2007, Raiser 2007). Viele Autoren bescheinigen den Jägern in Deutschland Merkmale einer Subkultur (Schwenner 1977, Schraml 1997, Endres 2007). Schraml schreibt hierzu: „Allein die Tatsache, dass es Jägern erlaubt ist, Waffen zu tragen und Tiere zu töten, desintegriert sie in gewisser Weise aus der Gesamtgesellschaft. Unter solchen Bedingungen ist die Tendenz, Subkulturen auszubilden, besonders groß“ (Schraml 1997). Lamnek (2007) und Raiser (2007) nennen als Kennzeichen einer Subkultur unter anderem, dass sich deren Personenkreis aus der Subkultur selbst rekrutiert. In einer quantitativen Analyse zeigt Schraml (1998) auf, dass 59,6 % der interviewten Jäger aus Familien mit jagdlichem Hintergrund kommen und entsprechend ein besonders intensiver jagdlicher Sozialisationsprozess möglich war. Als weitere Merkmale einer Subkultur legt die Jägerschaft wie kaum eine andere Gruppe hohen Wert auf die Befolgung ihrer informellen

Normen wie z.B. Brauchtum oder Waidgerechtigkeit und unterscheidet sich allein schon in der Sprachwahl deutlich von den Nicht-Jägern. Diese Traditionen reichen weit zurück und auf ihre Befolgung wird in Jagdkreisen nach wie vor hoher Wert gelegt (Schraml 1998). Dabei spielt die Sozialisation der Jäger hinsichtlich der Verbindlichkeit von informellen Normen eine entscheidende Rolle: Die Verbindlichkeit ist bei Jägern, die in Jägerfamilien aufwachsen, größer als bei solchen, die erst später Kontakte zur Jagd hatten (Schraml 1998). Dementsprechend scheint das Zugehörigkeitsgefühl zu einer Subkultur insbesondere bei Jägern, die in einer jagdlichen Familientradition stehen, hoch zu sein. Aber auch für die hohe Bedeutung der aktuellen sozialen Einbindung in Jägerkreise für die Verbindlichkeit von informellen Normen findet Schraml (1997) Hinweise. Er schreibt: „Innerhalb eines Freundes- oder Kollegenkreises, der gemeinsam ein Jagdrevier betreut, können Standards etabliert werden, die jenen des geltenden Jagdrechts entgegenstehen.“ (Schraml 1997). Ein solcher Freundes- oder Kollegenkreis entspricht der Definition der Eigengruppe (vgl. Kapitel 7.2).

In der Rechtssoziologie sieht man sich mit dem Problem konfrontiert, dass Befragungen über den Grad der normativen Abweichung sowie über die Bereitschaft und das tatsächliche Ausmaß von delinquentem Verhalten keine validen Ergebnisse versprechen (vgl. Rottleuthner & Rottleuthner-Lutter 2010). Von einer Befragung der Jägerschaft, inwiefern ein Abschuss der gruppeninternen Norm entspricht, wären demzufolge keine zuverlässigen Daten zu erwarten. Der Grad der normativen Abweichung kann demzufolge nur indirekt über die folgenden entsprechenden Variablen zweiter Ordnung abgeschätzt werden:

- *Soziale Stigmatisierung*
- *Perzipierte Kompetenz des Gesetzgebers.*

7.3.1.1 Soziale Stigmatisierung als Einflussvariable auf den Grad der normativen Abweichung

Als *soziale Stigmatisierung* wird im Folgenden der gesellschaftliche Prozess bezeichnet, in dessen Verlauf ein Gruppenmitglied aufgrund seiner Zugehörigkeit zu einer bestimmten Gruppe negative Attribute zugewiesen bekommt. Wird diese Stigmatisierung durch delinquentes Verhalten vergrößert, wird der Grad der normativen Abweichung gegenüber einer gesetzlichen Norm verringert, die bei Nichtbeachtung überhaupt zur Stigmatisierung geführt hat (Diekmann 1980). Die *soziale Stigmatisierung*, auf die illegale Tötung von Luchsen angewandt, ist wie folgt einzuschätzen:

Der Luchs hat als große Katze in der Mehrheit der Bevölkerung Baden-Württembergs ein positives (33 %) bis sehr positives (31 %) Image (Lüchtrath & Schraml 2011). Luchse sind ganz offensichtlich bei einem Großteil der Bevölkerung nicht mit negativen Attributen belegt. Dem positiven Image entsprechend groß dürfte die Erwartungshaltung der Gesellschaft sein, dem Luchs als „faszinierende Tierart“, die überdies unter dem Schutz des Jagd- und Naturschutzrechts steht, keinesfalls Leid zuzufügen. Kommt es dagegen zum Bekanntwerden eines illegalen Abschusses durch die Jägerschaft, so ist von einer ganz erheblichen sozialen Stigmatisierung des Schützen bzw. der gesamten Jägerschaft auszugehen, der auch schon ohne solche Vorkommnisse regelmäßig das Attribut „schießwütig“ zugewiesen wird (vgl. Lüchtrath 2011). Bei den großen Naturschutzverbänden ist die Tendenz zu erkennen, diese Stigmatisierung durch die Art der Öffentlichkeitsarbeit zu forcieren, indem den Jägern beispielsweise mangelnde Kompetenzen beim Artenschutz vorgeworfen werden (vgl. NABU 2011: Online-Quelle 7).

Bewertung: Vor diesem Hintergrund ist davon auszugehen, dass die drohende *soziale Stigmatisierung* den Grad der normativen Abweichung der Jäger reduziert. Ob die

abschreckende Wirkung der Stigmatisierung als eine negative Sanktion infolge von Gesetzesübertretung auch tatsächlich das Handeln beeinflusst, wird weiterführend im Kapitel 7.3.3 diskutiert.

7.3.1.2 Perzipierte Kompetenz des Gesetzgebers als Einflussvariable auf den Grad der normativen Abweichung

Die *perzipierte Kompetenz des Gesetzgebers* beschreibt, inwiefern die Normempfänger dem Gesetzgeber Sachverständnis zuschreiben. Je höher die perzipierte Kompetenz des Gesetzgebers, desto höher ist die Legitimität und somit die Akzeptanz der durch ihn ausgesprochenen Normen (Opp 2010) und desto geringer ist der Grad der normativen Abweichung (Diekmann 1980).

Betrachtet man die Entstehungsgeschichte des Bundesjagdgesetzes und insbesondere seines Vorläufers, des Reichjagdgesetzes, so ist auffallend, wie unmittelbar die Interessen der etablierten Jägerschaft bei der Verfassung der Gesetze berücksichtigt wurden (vgl. Schraml 1998). Geht man entsprechend Lamnek (1997) davon aus, dass die Identifikation mit einer Norm entsprechend dem Grad der Mitwirkung der Betroffenen bei der Verfassung derselben ansteigt, so ist zunächst eine hohe Zufriedenheit der Jägerschaft mit dem Bundesjagdgesetz anzunehmen. Die perzipierte Kompetenz des Gesetzgebers durch die Jäger wäre somit als hoch einzuschätzen.

In jüngster Zeit sind die deutschen Jäger jedoch mit einer Entwicklung konfrontiert, welche dieser starken Identifikation mit den Normen des Gesetzgebers entgegenwirken dürfte:

Der Stellenwert des Artenschutzes in Europa und speziell in Deutschland hat in den letzten Jahrzehnten deutlich zugenommen und findet seinen Niederschlag in internationalen Abkommen (z.B. Berner Konvention), europäischer Gesetzgebung (z.B. EU-Richtlinie 92/43EWG, sog. „FFH-Richtlinie“) und nationaler Gesetzgebung. Der gesetzlich geregelte Artenschutz steht zwar zunächst in keiner Weise im Widerspruch zu den Interessen der Jäger: Der Deutsche Jagdschutzverband ist ein eingetragener Naturschutzverein und die Jäger selbst bezeichnen sich als „Ökosystemmanager“ oder auch als „bessere Naturschützer“ (Lüchtrath 2011, sowie Schmidt 2009: Online-Quelle 8). Der zunehmende Einfluss der Urbanität und die damit verbundene Entfremdung der Bevölkerung von der Natur führt jedoch aus Sicht vieler Jäger (Lüchtrath 2011) zu restriktiven Artenschutzbestimmungen, welche die Rahmenbedingungen der Jagd für die Jäger mehr und mehr verschlechtern. Dies steht im Widerspruch zu dem Selbstverständnis vieler Jäger, die sich schon allein aufgrund einer abgeschlossenen Prüfung für qualifizierter halten als die „selbsternannten Naturschützer“ (Lüchtrath 2011).

Wurden jagdliche und naturschutzfachliche Kompetenzen den Vätern des Bundesjagdgesetzes von den Jägern noch zugesprochen, wird dem Gesetzgeber von heute diese zunehmend abgesprochen: der Gesetzgeber verfolgt aus Sicht vieler Jäger heutzutage lediglich naturschutzfreundliche, weil populäre Interessen, die häufig auf Ablehnung in Jägerkreisen stoßen (Freund 2011, Lüchtrath 2011). Hierzu gehört auch der restriktive Schutz des Luchses durch die derzeitige Gesetzeslage: Selbst nach erfolgreicher Wiederansiedlung und bei hoher Luchsdichte ist durch den Gesetzgeber keinerlei Bestandsregulierung vorgesehen. Bezüglich der Akzeptanz von Normen hat es eine hohe Relevanz, welche politischen Intentionen und Kompetenzen hinter Gesetzgebungen bzw. Verordnungen vermutet werden (Diekmann 1980). Von Seiten der Jäger werden regelmäßig die Rabenkrähe, der Kormoran oder der Biber als Beispiele dafür angeführt, dass der Schutzstatus von Arten aufgrund prominenter Naturschutzpolitik auch dann nicht gelockert wird, wenn es lokal zu einer starken Zunahme der Populationen kommt (Lüchtrath 2011). Bei einem unumgänglichen Eingriff in die Population der aufgeführten Arten wird von Seiten der

Behörden aufwändigen Maßnahmen wie Umsiedlung oder Vergrämung häufig der Vorzug vor der Bejagung gegeben, was aus Sicht der Jäger nicht nachvollziehbar ist (ebd.). Hierin sehen viele Jäger eine deutliche Verfehlung des Gesetzgebers und der Behörden (ebd.). Die Möglichkeit zur Bestandesregulierung von Luchsen wird von Jägern für den Fall eingefordert, dass die Zahl der Luchse überhand nimmt (vgl. Lühtrath 2011). Dass die Jäger die Kompetenzen des Gesetzgebers stark in Frage stellen, kann auch aus einer Befragung von Jägern in Baden-Württemberg abgeleitet werden. Dort gaben 45 % der Jäger an, dass sie mit den behördlichen Vorgaben der Abschussplanung nicht zufrieden seien (Sommer 2008).

Bewertung: Durch die beschriebene Entwicklung ist davon auszugehen, dass die Sachkompetenz des Gesetzgebers aus Sicht der Jägerschaft in den letzten Jahren abgenommen hat. Die von der Jägerschaft *perzipierte Kompetenz des Gesetzgebers* im Allgemeinen und bezüglich des hohen Schutzstatus' des Luchses im Speziellen ist somit als gering einzuschätzen. Dieser Umstand erleichtert nach Diekmann (1980) die normative Abweichung der Jäger, d.h. er fördert die Bereitschaft zur Delinquenz.

Neben der *sozialen Stigmatisierung* und der *perzipierten Kompetenz des Gesetzgebers* erscheint es notwendig, weitere Variablen in das Modell aufzunehmen, die den *Grad der normativen Abweichung* beeinflussen könnten.

7.3.1.3 Erweiterung des Opp-Diekmann-Modells im Bereich der normativen Abweichung

Traditionelle Geringschätzung der Beutegreifer

Über das Wertesystem vieler Jäger in Bezug auf Beutegreifer gibt folgendes Zitat aus der Arbeit von Lühtrath (2011) Aufschluss:

„Beutegreifer („Raubwild, Raubzeug“), die keinen Nutzen für den Menschen haben und darüber hinaus das nutzbare Wild reduzieren, sind letzterem in ihrer Wertigkeit [innerhalb der Jägerschaft, Anm. des Verf.] deutlich nachgeordnet“ (Lühtrath 2011: 82)

Die in der Tradition der letzten Jahrhunderte stehende Unterscheidung zwischen „schädlichen“ und „nützlichen“ Tieren (Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008) scheint noch weit verbreitet. Dies trifft sicherlich nicht auf alle Jäger zu. Lühtrath (2011) stellt mit dieser Aussage jedoch heraus, dass die Wertvorstellung mancher Jäger in diesem Punkt den Vorgaben des Gesetzgebers deutlich entgegensteht. So vehement sich viele Jäger in der Öffentlichkeit oder auch in jagdinternen Veranstaltungen gegen illegale Abschüsse von Luchsen aussprechen, so vernehmbar sind doch auch die Stimmen von Jägern, welche per se den Beutegreifern eine geringere Existenzberechtigung als anderen Wildtieren zusprechen. In der Untersuchung von Lühtrath (2011) sowie in zahlreichen Jägerversammlungen, die der Autor dieser Arbeit besuchen konnte, wird der Abschuss eines „schädlichen Tieres“ wie dem Luchs von einzelnen Jägern durchaus in Erwägung gezogen und in diesem Rahmen auch lautstark als Recht eingefordert.

Qualität der Gruppeninteraktion zwischen Jagd und Naturschutz

Als von zentraler Bedeutung für die Einstellung der Jäger zum Luchs wurde von Lühtrath (2011) die Qualität der Gruppeninteraktion zwischen Naturschutz und Jagd identifiziert. Diese Interaktion kann sich auf den Grad der normativen Abweichung auswirken, insbesondere wenn der Luchs als Symbol für unterschiedliche Wertesysteme gesehen wird. In diesem Fall erleben Jäger den strengen gesetzlichen Schutz als Ergebnis eines verlorenen Machtkampfes um die Etablierung dieser gesetzlichen Norm (vgl. Lamnek 1997,

2007 und Lühtrath 2011). Aufgrund einer als jagdkritisch erlebten Naturschutzpolitik erfahren die Jäger eine Einschränkung ihrer persönlichen Freiheitsspielräume. Entsprechend der Theorie der psychologischen Reaktanz nach Brehm (1966) entwickelt sich bei einer solchen Konstellation bei den betroffenen Personen eine Motivation, verlorene Spielräume wieder zu gewinnen. Mitunter kann es dabei zu feindseligen bis aggressiven Handlungen gegenüber dem auslösenden Objekt kommen, je nachdem, wie wichtig die Freiheitsspielräume für die betroffene Person sind und als wie stark die Einschränkung erlebt wird (Miron & Brehm 2006). Es ist davon auszugehen, dass die Tendenz zur Reaktanz umso stärker ist, je stärker der einzelne Jäger sich bereits ohne den Luchs in seinem jagdlichen Spielraum eingeschränkt fühlt. Entsprechend ist die Reaktanz dort groß, wo die Akzeptanz der Jagd durch die lokale Bevölkerung und insbesondere durch den Naturschutz gering ist, wird doch von Seiten der Jäger den klassischen Naturschützern häufig ideologisches, kompromissloses und autoritäres Verhalten gegenüber der Jagd bescheinigt (Lühtrath 2011). Es dürfte ein klarer Zusammenhang zwischen der Wertschätzung der Jagd unter den lokalen Naturschutzgruppen und der Neigung zur Reaktanz bestehen. Dementsprechend ist von Jägern dort, wo die jagdliche Tätigkeit wenig Anerkennung von Luchsbefürwortern erfährt, ein größerer Grad an normativer Abweichung zu erwarten, als in Regionen, in denen zwischen Naturschutz und Jagd eine Vertrauensbasis und gegenseitige Wertschätzung besteht.

Eng verknüpft mit der Qualität der Gruppeninteraktion zwischen Jägern und Naturschützern ist die Frage nach dem „Wie?“ bei der Rückkehr des Luchses, die entweder über eine aktive Wiederansiedlung oder durch natürliche Zuwanderung erfolgen kann.

Wiederansiedlung oder natürliche Zuwanderung

Der Grad der normativen Abweichung bei vielen Jägern ist stark davon abhängig, ob der Luchs natürlich zuwandert oder ob er aktiv wiederangesiedelt wird. Insbesondere die aktive Wiederansiedlung aufgrund von Druck auf Politik durch die Naturschutzverbände erzeugt heftigen Widerstand bei vielen Jägern, da sie den Luchs als Symbol für die Durchsetzung des Wertesystems des Naturschutzes betrachten. Eine solche Wiederansiedlung auf Initiative der klassischen Naturschutzlobby wird als Kapitulation der jagdlichen Interessen gegenüber den Interessen der Naturschutzverbände und somit als Machtverlust angesehen (Lühtrath 2011) und kann gruppenintern durchaus den illegalen Abschuss rechtfertigen.

Bewertung: Die genannten Punkte geben deutliche Hinweise darauf, dass der Abschuss eines Luchses auf persönlicher Ebene und auf Ebene der Eigengruppe durchaus zur informellen Norm werden kann, da die *perzipierte Kompetenz des Gesetzgebers*, die *Wertschätzung der Beutegreifer* und die *Qualität der Gruppeninteraktionen* allesamt als gering eingestuft werden müssen. Diese gruppeninterne Normenbildung der Jäger spiegelt sich aber auf der formalen Ebene der Jagdverbände nicht wider. Die Vertreter der Jagdverbände sind gehalten bei ihren Aktivitäten und Meinungsäußerungen den gesetzlichen Vorgaben zu entsprechen. Auf der Ebene der Verbände werden sie sachliche Argumente gegen den Luchs aber auf eine Art und Weise verstärken, dass die Verbandsbasis sich gut vertreten fühlt. Die normative Abweichung des Jagdverbandes ist daher als gering einzuschätzen.

Ob es aufgrund einer normativen Abweichung tatsächlich zu der Verhaltensausrprägung „illegaler Abschuss“ kommt, hängt auch von den weiteren Variablen der ersten und zweiten Ordnung ab, die im Opp-Diekmann-Modell dargestellt sind.

7.3.2 Grad der Informiertheit

Der *Grad der Informiertheit* entspricht im Wesentlichen der Definition von Rechtskenntnis nach Reh binder (2003), der diese als die mentale Realisation des Inhalts bestimmter Rechtsnormen beschreibt. Der *Grad der Informiertheit* ist laut Opp (1973) umso höher, je genauer eine Person konkrete Verhaltensweisen danach beurteilen kann, ob diese gesetzeskonform sind oder nicht. Die Hypothese für das Modell lautet: „Je genauer man über ein Gesetz informiert ist, desto eher wird man das Gesetz befolgen“ (von Opp 2010). Bezüglich des Forschungsgegenstandes ist hier letztendlich die Frage entscheidend, ob der einzelne Jäger Kenntnis darüber besitzt, dass Luchse nicht geschossen werden dürfen.

Schraml (1997) beschäftigt sich eingehend mit der Frage nach der Rechtskenntnis der Jägerschaft und kommt zu dem Schluss, dass bei Jägern im Vergleich zu anderen gesellschaftlichen Gruppen, „von einer deutlich erweiterten Rechtskenntnis auszugehen“ ist. Als Ursachen hierfür nennt der Autor u.a. die intensive Behandlung des Themas in der Jägerausbildung, die Formvorschriften, die bei der Jagdausübung zu beachten sind, die hohe Dichte von Artikeln zum Thema „Jagdrecht“ in einschlägigen Jagdzeitschriften und den damit verbundenen regen Informationsaustausch innerhalb der Gruppe (Schraml 1997). Somit kann mit gutem Grund davon ausgegangen werden, dass sich nahezu kein Jäger in Deutschland darüber im Unklaren ist, ob es legal oder illegal ist, einen Luchs zu töten. Aus den gleichen Gründen ist anzunehmen, dass eine hohe Kenntnis über die drohenden gesetzlichen Sanktionen besteht (vgl. Kapitel 7.3.3).

Wie hoch der Grad der Informiertheit über den gesetzlichen Schutz des Luchses ist, hängt auch von folgenden Variablen zweiter Ordnung ab:

- *Soziale Stigmatisierung*
- *Perzipierte Kompetenz des Gesetzgebers*

7.3.2.1 Soziale Stigmatisierung als Einflussvariable auf den Grad der Informiertheit

Die Hintergründe der *sozialen Stigmatisierung* sind in Kapitel 7.3.1.1 erläutert. Je größer die *soziale Stigmatisierung* aufgrund eines delinquenten Verhaltens ausfallen dürfte, desto größer ist der *Grad der Informiertheit* über das Gesetz, welches bei Nichtbeachtung zur Stigmatisierung führt (Diekmann 1980). Dieser Zusammenhang ist der Tatsache geschuldet, dass eine Stigmatisierung per Definition mit negativen Folgen für die betroffene Person verbunden ist, die sie dementsprechend zu vermeiden sucht. Die Kenntnis über entsprechende Normen sind für die Person von großer Bedeutung, um diese Stigmatisierung zu vermeiden. Insbesondere die Jagdverbände sind bemüht, ihre Mitglieder über die negativen Folgen des illegalen Abschusses von Großen Beutegreifern umfassend zu informieren (DJV 2009: Online-Quelle 9). Dabei geht es nicht allein um die rechtlichen Rahmenbedingungen und Folgen für den Einzelnen, sondern auch um die Tatsache, dass eine solch illegale Handlung der gesamten Gruppe der Jägerschaft schadet und die Jäger von der Öffentlichkeit verstärkt stigmatisiert werden.

7.3.2.2 Perzipierte Kompetenz des Gesetzgebers als Einflussvariable auf den Grad der Informiertheit

Eine zunehmende *perzipierte Kompetenz des Gesetzgebers* wirkt sich positiv auf den *Grad der Informiertheit* über gesetzliche Normen aus (Diekmann 1980). Die Gründe dafür, weswegen die Kompetenz des Gesetzgebers von den Jägern als gering wahrgenommen wird, sind Kapitel 7.3.1.2 zu entnehmen. Das Wissen darum, dass das Töten von Luchsen per Gesetz verboten ist, wird dadurch geschwächt, dass die Sinnhaftigkeit der

Gesetzesentstehung von Jägern hinterfragt und bezweifelt wird. Dementsprechend reduziert diese Variable den *Grad der Informiertheit*.

Bewertung: Bis auf die *perzipierte Kompetenz des Gesetzgebers* wirken alle genannten Faktoren dahingehend, dass die Jäger einen hohen *Grad an Informiertheit* über den gesetzlichen Schutzstatus des Luchses aufweisen. Nach der oben genannten Hypothese wirkt diese Variable somit hemmend auf die Bereitschaft zum illegalen Abschuss.

Als dritte Variable der ersten Ordnung im Modell werden im Folgenden die negativen Sanktionen aufgezeigt, die beim Abschuss eines Luchses zur Geltung kommen.

7.3.3 Erwartung negativer Sanktionen bei Gesetzesübertretung

Dieses Kapitel beschäftigt sich mit den negativen Sanktionen, die ein Delinquent bei Gesetzesübertretung zu erwarten hat. Sanktionen sind nach Raiser (2007) definiert als „die Mittel, mit denen eine Norm gegenüber abweichendem Verhalten zur Geltung gebracht wird“. Dabei ist zwischen negativen Sanktionen (Bestrafung) und positiven Sanktionen (Belohnung) zu unterscheiden. Sie lassen sich differenzieren in verbale, physische und soziale bzw. wirtschaftliche Sanktionen (ebd.). Die Sanktionen werden durch Sanktionssubjekte vollzogen. Die wirtschaftliche Sanktionierung einer Gesetzesübertretung wird in einem Rechtsstaat in der Regel durch den Staat vorgenommen. Zusätzlich wird ein Normbruch aber häufig auch durch das soziale Umfeld des Delinquenten sanktioniert. Relevant für die vorliegende Analyse sind die Sanktionssubjekte Staat (z.B. strafrechtliche Verurteilung), Gesellschaft, Verbände oder die Eigengruppe (z.B. Ausschluss oder Statuszuwachs), und der Normbrecher selbst (z.B. Schuldgefühl oder Genugtuung).

Je sicherer eine Person mit *negativen Sanktionen bei der Übertretung* rechnet und je schwerer diese Sanktionen für die Person wiegen, desto eher hemmen sie die Bereitschaft zum Normverstoß (Opp 1973). Wie hoch die Wahrscheinlichkeit für einen Delinquenten ist, bei Abschuss eines Luchses tatsächlich mit negativen Sanktionen bestraft zu werden, hängt von folgenden Variablen der zweiten Ordnung ab:

- Privatheit der Übertretungssituation
- Anzeigeneigung
- Aufklärungsquote

Wie hoch die negativen Sanktionen ausfallen, hängt zusätzlich ab von der Variable

- Soziale Stigmatisierung.

Unter Anzeigeneigung wird nach Diekmann (1980) die Bereitschaft verstanden, dass Personen, die über das Delikt informiert sind, tatsächlich Anzeige erstatten. Die Aufklärungsquote wiederum ist definiert als das „Verhältnis der aufgeklärten zu der Gesamtzahl der Gesetzesverletzungen“ (Diekmann 1980). Für den illegalen Abschuss von Luchsen gilt, dass beide Wirksamkeitsfaktoren empirisch nicht zu quantifizieren sind. Es kann im Folgenden nur eine Abschätzung aufgrund von bekannten Zusammenhängen hergestellt werden. Ohne dass eine zweite Person Kenntnis von einem illegalen Abschuss erhält, sind beide Wirksamkeitsfaktoren nicht relevant. Somit muss zunächst die Variable zweiter Ordnung *Privatheit der Übertretungssituation* beleuchtet werden.

7.3.3.1 Privatheit der Übertretungssituation

Die Jagd in Deutschland ist überwiegend durch Einzelansitz geprägt (Kalchreuter 2009). Über den Abschuss eines Wildtieres im Einzelansitz oder bei der Pirsch erlangen die Jagdkollegen nur Kenntnis, wenn es zu einer Begegnung bei der Bergung des Wildes kommt, das erlegte Wild an einem gemeinschaftlich genutzten Ort versorgt wird oder wenn der Schütze über den Abschuss berichtet. Bei einer Befragung von Jägern in Baden-Württemberg zur Rehwildbejagung waren 47 % der Befragten der Meinung, dass es nicht nachprüfbar sei, ob Jagdkollegen die behördlich vorgeschriebene Zahl an Rehen auch tatsächlich erlegten (Sommer 2008). Das System der Abschussplanung und Umsetzung basiert insbesondere bei Eigenjagdbezirken und Revierjagd auf Freiwilligkeit. Ob beispielsweise die Abschussvorgabe der zuständigen Jagdbehörde tatsächlich eingehalten wird, kann bei den derzeitigen Vorgaben kaum kontrolliert werden (vgl. u.a. Bayrischer Oberster Rechnungshof 1992). Bei der genannten Befragung waren 61 % der Jäger der Meinung, es sei unwahrscheinlich, dass die zuständige Jagdbehörde von richtig erfüllten Abschussplänen Kenntnis erlangt (Sommer 2008). Die Wahrscheinlichkeit, beim Abschuss eines Wildtieres beobachtet zu werden, ist vor allem dann gering, wenn der Schütze sein Revier und die Gepflogenheiten der Mitjäger und der Erholungssuchenden kennt und in entsprechend unbegangenen Bereichen seines Reviers jagt.

Somit ist festzuhalten: Insbesondere bei einem illegalen Abschuss eines Tieres im Einzelansitz oder bei der Pirsch ist von einer sehr hohen Privatheit der Tat auszugehen. Als Konsequenz kann eine Übertretungssituation in der Regel nur dann bekannt werden, wenn der Schütze selbst davon berichtet.

Trotz dieser Überlegungen gibt es unter den Jägern in deutschen Mittelgebirgen teilweise recht konkrete Gerüchte über den illegalen Abschuss von Luchsen (Balle 2009). Der Wahrheitsgehalt dieser Gerüchte kann nicht überprüft werden. Geht man davon aus, dass einzelne Gerüchte stimmen, so zeigt dies Zweierlei:

1. Innerhalb der Jägerschaft findet ein Informationsaustausch auch über illegale Tätigkeiten statt.
2. Da es dennoch zu keiner Anzeige von Seiten der Jäger gekommen ist, scheint die Anzeigeneigung zumindest auf lokaler Ebene gering zu sein.

Dies führt unmittelbar zu der Variable Anzeigeneigung.

7.3.3.2 Anzeigeneigung

Ein Schütze wird über einen illegalen Abschuss in aller Regel nur in Kreisen sprechen, in denen er sich der Loyalität der Mitglieder sicher ist. Dies ist der Fall, wenn die normative Abweichung der Eigengruppe den Abschuss zulässt oder der Täter aufgrund seines hohen Status in der Eigengruppe von dieser Loyalität auch bei delinquentem Verhalten ausgehen kann. Gruppenmitglieder werden, so die Ergebnisse zahlreicher Untersuchungen an anderen Kleingruppen, der Staatsmacht nur in Ausnahmefällen ausgeliefert (Schraml 1997). Auch Raiser (2007) erwähnt die Schwierigkeit, gegenüber Subkulturen das staatliche Recht durchzusetzen. Innerhalb von Gruppen besteht die Tendenz, delinquentes Verhalten von Mitgliedern vor der Außenwelt zu verheimlichen, um Schaden von der Gruppe abzuwenden. Nach Schraml (1998) ist diese Abschottungstendenz mit einer rigiden Normstruktur verbunden. Die Normstrukturen einer Gruppe sind nach Wiswede (1998) umso rigider, je kleiner die Gruppe und je größer der innere Zusammenhalt ist. Demzufolge ist die Anzeigeneigung durch Jagdgenossen bei illegalen Luchsabschüssen insbesondere dort als gering einzuschätzen, wo der Zusammenhalt der Jäger sehr groß ist.

Wie in Kapitel 7.3.1 (*Grad der normativen Abweichung*) ausgeführt, ist die Gruppe der Jägerschaft hinsichtlich der normativen Abweichung differenziert zu betrachten. Von den

Spitzen der Jagdverbände wird die Einhaltung der gesetzlichen Normen deutlich eingefordert und die strafrechtliche Verfolgung von Delinquenten dementsprechend unterstützt. So hat beispielsweise der DJV als Reaktion auf einen illegalen Wolfsabschuss im Winter 2010 / 2011 Strafanzeige gegen Unbekannt gestellt und eine Belohnung von Euro 1.000,- für die Ergreifung des Täters ausgesetzt (DJV 2011: Online-Quelle 10). Auch in Nordrhein-Westfalen wurde der Abschuss eines ebenfalls streng geschützten Wolfes im Jahr 2009 durch eine Pressemitteilung des Verbandes scharf verurteilt (Landesjagdverband Sachsen-Anhalt 2009: Online-Quelle 11). Die Anzeigeneigung der formalen Organisation, also des DJV und seiner Landesverbände sowie des Bayrischen Jagdverbandes, ist durchaus als hoch einzuschätzen. Es ist jedoch davon auszugehen, dass die Identität eines Delinquenten nur in den seltensten Fällen dem Verband bekannt ist. Somit setzt die hohe Anzeigeneigung des Verbandes zwar ein wichtiges Zeichen gegenüber der Öffentlichkeit und damit auch den Mitgliedern, dürfte jedoch bezüglich der Erwartung negativer Sanktionen auf Seiten des Täters nur einen geringen Einfluss haben. Vielmehr bietet die als niedrig einzuschätzende Anzeigeneigung der lokalen Eigengruppe dem Delinquenten auch gegenüber Sanktionen durch den eigenen Verband einen gewissen Schutz.

7.3.3.3 Aufklärungsquote

Ob delinquentes Verhalten von Seiten des Staates und der Verbände überhaupt sanktioniert werden kann, hängt neben der Anzeigeneigung auch von der Aufklärungsquote ab, also dem Verhältnis der aufgeklärten zu der Gesamtzahl der Gesetzesverletzungen. Den illegalen Abschuss eines streng geschützten Tieres wie dem Luchs nachzuweisen und darüber hinaus den Schützen zu ermitteln, stellt den Rechtsapparat vor eine nahezu unlösbare Aufgabe. Insofern der Beschuldigte nicht geständig ist oder die Tat nicht durch mehrere Personen bezeugt wird, müssen für eine Aufklärung folgende Bedingungen erfüllt sein:

1. Der Kadaver des Tieres muss den Behörden vorliegen
2. Die Todesursache des Tieres muss veterinärmedizinisch eindeutig festgestellt werden.
3. Die Todesursache muss mit dem Beschuldigten direkt und ohne Zweifel verknüpft werden können.

Beobachtungen von einzelnen Zeugen oder Fotografien / Videos eines toten Luchses und des Beschuldigten bieten noch keine Grundlage für eine Verurteilung, wie Beispiele in anderen europäischen Ländern mit vergleichbaren Rechtssystemen gezeigt haben (Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008). In der Schweiz wurde in vielen Fällen Anklage gegen Unbekannt gestellt, die Indizienlage führte jedoch nur in einem Fall zur Ermittlung und Verurteilung des Täters (Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008). In einem zweiten Fall, in dem der Täter strafrechtlich belangt werden konnte, zeigte der Jäger selbst den versehentlichen Abschuss eines Luchses an (ebd.).

7.3.3.4 Höhe und Art der negativen Sanktionen bei einem Luchsabschuss

Aufgrund der Variablen *Privatheit der Übertretungssituation*, *Anzeigeneigung* und *Aufklärungsquote* kann geschlossen werden, dass insbesondere bei einem illegalen Abschuss im Einzelansitz oder bei der Pirsch, der Täter kaum negative Sanktionen zu erwarten hat. Falls die Tat in Jägerkreisen bekannt wird, so ist in Abhängigkeit von der normativen Abweichung der lokalen Eigengruppe und des sozialen Status des Schützen mit negativen oder auch mit positiven sozialen Sanktionen zu rechnen (vgl. auch Kapitel 7.3.6). Staatliche Sanktionen sind selbst dann unwahrscheinlich, wenn die Behörden von dem Abschuss erfahren, da der zweifelsfreie Nachweis einer solchen Tat nur selten gelingt. Neben der Wahrscheinlichkeit von negativen Sanktionen hat auch die Höhe und Art der

Sanktionen durch die unterschiedlichen Sanktionssubjekte Einfluss auf die Bereitschaft zu delinquentem Verhalten.

Die Sanktionierung durch den Staat stellt sich wie folgt dar:

Der illegale Abschuss eines Luchses stellt einen Straftatbestand dar. Drohende gesetzlich festgeschriebene Sanktionen bei illegalem Abschuss eines Luchses sind:

- Freiheitsstrafe bis zu 5 Jahren oder Geldstrafe laut § 38 Abs. 1 Satz 2 BJagdG (physische bzw. wirtschaftliche Sanktion)
- Entzug der Tatwaffe laut § 40 Abs. 1 BJagdG und des Jagdscheins § 41 Abs. 1 BJagdG (wirtschaftliche und soziale Sanktion)

Die Verurteilung zu einer Freiheitsstrafe bei einer mittleren Straftat, wie es der Abschuss eines Luchses darstellt, entspricht bei einem erstmaligen Abschuss eines Luchses nicht den Standards der deutschen Gesetzgebung und Rechtsprechung sofern keine weiteren erschwerenden Umstände zu dem Abschuss hinzukommen (ultima-Ratio-Prinzip, vgl. Schäfer et al. 2008). Dem Täter drohen demnach als Sanktionen Geldstrafe in Form von Tagessätzen, der Widerruf der Waffenbesitzkarte sowie der Entzug des Jagdscheins. Da die Tagessätze sich an dem Verdienst des Täters orientieren, trifft diese Sanktion Arm und Reich in ähnlichem Maße. Für viele Jäger dürfte die staatliche Sanktion „Entzug des Jagdscheins“ und der damit verbundene Verlust der Pachtfähigkeit und der Waffe deutlich schwerer wiegen als die drohende finanzielle Sanktion, da er weitreichende negative Konsequenzen für die soziale Identität des Täters haben kann.

Die Sanktionen durch die Gesellschaft und den Jagdverband stellen sich wie folgt dar:

Wie bereits in Kapitel 7.3.1.1 ausgeführt, ist die *soziale Stigmatisierung* der gesamten Jägerschaft durch Medien und die Gesellschaft bei einem illegalem Abschuss als sehr hoch einzuschätzen, wenn dieser bekannt wird. So beklagt der Landesjagdverband Sachsen Anhalt im Zusammenhang mit dem bereits angeführten Wolfsabschuss durch einen Jäger im Jahre 2009, „dass dem öffentlichen Ansehen und der Glaubwürdigkeit des Landesjagdverbandes Sachsen Anhalt e.V. schwerer Schaden zugefügt“ wurde (Landesjagdverband Sachsen-Anhalt 2009: Online-Quelle 11). Der Täter muss neben den Sanktionen von Staatsseiten aus diesem Grund ebenfalls mit einem Ausschluss aus dem Jagdverband rechnen (soziale Sanktion), da dieser versuchen wird, den politischen Schaden für die Jägerschaft so gering wie möglich zu halten. In Zusammenhang mit dem Entzug des Jagdscheins führt dies unweigerlich dazu, dass der Täter aus der Gruppe der Jäger zumindest offiziell ausgeschlossen wird. Inwiefern es dabei zu einem tatsächlichen Verstoß des Täters aus seiner lokalen Eigengruppe kommt, ist jedoch stark abhängig von dem Grad der normativen Abweichung der Eigengruppe (vgl. Kap. 7.3.3) und vom gruppeninternen Status des Normbrechers. Laut Schraml (1998) werden gruppeninterne Sanktionen dann unterlassen, wenn der Täter stärker oder gleich stark ist wie das Sanktionssubjekt – entscheidend ist somit wiederum der soziale Status des Täters in seiner Eigengruppe.

Eine Sanktion durch die Eigengruppe des Jägers ist sehr differenziert zu betrachten:

Erlangt lediglich die Eigengruppe Kenntnis von delinquentem Verhalten eines Gruppenmitglieds, so ist die Ahndung des Normbruchs durch die Eigengruppe bzw. eine Anzeige des Verhaltens keine Selbstverständlichkeit (Raiser 2007). Dies gilt nicht nur für den Fall, dass das Verhalten der gruppeninternen Norm entspricht. In der Regel greift die Eigengruppe nur ein, wenn der Normbrecher den inneren Frieden der Gruppe erheblich stört (Raiser 2007) oder wenn die Außenwahrnehmung der Gruppe durch den Normbrecher stark gefährdet ist und die Gruppe eine Chance sieht, durch Sanktionierung eines Mitglieds den politischen Schaden abzuwenden.

Vor den negativen Sanktionen durch den Staat, den Jagdverband oder die Eigengruppe schützt die hohe Privatheit der Tat ganz erheblich. Kommt es doch zu einer Anzeige, so dürfte die geringe Aufklärungswahrscheinlichkeit des Deliktes in den meisten Fällen eine Verurteilung des Täters verhindern. Anders verhält es sich mit den Sanktionen, die ein Jäger ohne Beteiligung von Dritten erfährt.

Eine Sanktionierung kann auch durch einen inneren Konflikt erfolgen:

Negative Sanktionen drohen für den Fall, dass die Tat gänzlich unentdeckt bleibt, insofern die Norm der Eigengruppe den Luchsabschuss ablehnt. Ein unerkannter Verstoß gegen die Norm der Eigengruppe kann zu inneren Konflikten führen. Die in Kapitel 1.2.3 eingeführten Neutralisationstechniken dienen dazu, diese Konflikte zu vermeiden oder aufzulösen und werden insbesondere von Tätern eingesetzt, die sich tendenziell den moralischen Wertvorstellungen der Gesellschaft verpflichtet fühlen (Minor 1981). Neutralisationstechniken, die auf die Rechtfertigung eines Luchsabschusses entgegen der gruppeninternen Norm zutreffen, könnten sein:

1. Das Leugnen eines Unrechts: Durch den Abschuss wurde niemand geschädigt.
2. Die Abwertung des Opfers: Der Luchs hat den Abschuss provoziert (z.B. durch Aufsuchen der Kirmung und / oder das Töten eines Rehs).
3. Die Geringschätzung der Staatsgewalt: Der Abschuss als Ausdruck des Ungehorsams gegenüber der Staatsgewalt.
4. Die Unumgänglichkeit der Tat: Der Luchsabschuss als Notwendigkeit für die Bejagung des Schalenwildes.
5. Der moralische Kontostand: Der Luchsabschuss als einzige Verfehlung eines sonst pflichtbewussten Bürgers.
6. Die Behauptung, dass man ein Recht darauf habe: Der Abschuss erfolgte in dem Revier, für das der Täter verantwortlich ist.

Ob und welche Techniken von dem einzelnen Täter erfolgreich eingesetzt werden können, um innere Konflikte zu mindern, ist von Fall zu Fall sehr unterschiedlich und im Rahmen dieser Untersuchung nicht zu ergründen. Gelingt es dem Täter jedoch nicht, die Tat vor sich selbst zu rechtfertigen, so bleibt eine kognitive Diskrepanz zwischen der Tat und der Norm der Eigengruppe bestehen, was als eine negative Sanktion bei Gesetzesübertretung anzusehen ist.

Bewertung: Die hemmende Wirkung von erwarteten *negativen Sanktionen bei Gesetzesbruch* für die Bereitschaft zum illegalen Abschuss von Luchsen ist insgesamt als gering einzuschätzen. Obwohl insbesondere die sozialen Sanktionen einen Täter empfindlich treffen können, ist aufgrund der äußerst hohen *Privatheit der Tat* und der damit einhergehenden geringen *Anzeigeneigung* und *Aufklärungsquote* das Risiko einer solchen Sanktionierung für den potentiellen Täter sehr gering und in jeder Situation kalkulierbar.

Inwiefern neben den *negativen Sanktionen* bei Luchsabschuss *positive Sanktionen* bei der Schonung von Luchsen einen wirkungsvollen Anreiz zu normkonformem Verhalten liefern, wird im folgenden Kapitel beleuchtet.

7.3.4 Erwartung positiver Sanktionen bei Gesetzesbefolgung

Der Sanktionsbegriff wurde in Kapitel 7.3.3 erläutert. An dieser Stelle sei jedoch noch einmal ausdrücklich darauf hingewiesen, dass auch subjektiv erlebte Vorteile oder Nachteile als Sanktionen begriffen werden. Auch sie tragen dazu bei, dass eine Norm gegenüber abweichendem Verhalten zur Geltung gebracht wird. Dies entspricht ebenfalls der Theorie

rationalen Handelns. Im Folgenden geht es nunmehr um die *erwarteten positiven Sanktionen bei Gesetzesbefolgung*.

Je sicherer die Person mit positiven Sanktionen bei der Befolgung rechnet und je positiver diese Sanktionen von der Person bewertet werden, desto geringer ist die Bereitschaft zum abweichenden Verhalten (Opp 1973). Für einen Jäger, der einen Luchs gemäß den gesetzlichen Vorgaben nicht schießt, können zweierlei Arten von positiven Sanktionen wirksam werden:

- Positives Jagderleben
- Soziale Anerkennung

Jäger, die im Rahmen des Luchsmonitorings der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg von einer Luchsbeobachtung in ihrem Revier berichten, zählen die Begegnung häufig zu einem ganz besonderen Jagderlebnis. Dies ist nach Auskunft der Beobachter zwei Dingen zu schulden: der von dem Tier ausgehenden Faszination und der Seltenheit des Tieres. Die unmittelbar als positiv erlebte Erfahrung reduziert die Bereitschaft den Luchs in der entsprechenden Situation zu schießen. Die positive Sanktion ist dementsprechend das positive Gefühl. Es ist zu vermuten, dass diese positive Sanktion in hohem Maße von der bereits eingeführten Variablen *Wertschätzung der Beutegreifer* abhängt. Hiervon dürfte auch im Wesentlichen die Bereitschaft abhängig sein, eine solche Beobachtung zu melden.

Die soziale Anerkennung kann durch die Gesellschaft oder die Eigengruppe des Jägers erfolgen.

a) Anerkennung durch die Gesellschaft

Die soziale Anerkennung bei normkonformem Verhalten wirkt in entgegengesetzter Richtung zur sozialen Stigmatisierung. Es kann aufgrund der positiven Einstellung der Bevölkerung gegenüber dem Luchs davon ausgegangen werden, dass eine kommunizierte luchsfreundliche Haltung des Jägers sein Ansehen in der Gesellschaft aufwertet. Ein Imagegewinn erhöht auch die Wahrscheinlichkeit, dass den Jagdverbänden gewisse Kompetenzen im Bereich des Managements von Großen Beutegreifern im politischen Aushandlungsprozess zugestanden bzw. nicht entzogen werden. Eine solche Imageaufwertung gelingt nicht, wenn es Hinweise auf illegale Abschüsse gibt.

b) Anerkennung durch die Eigengruppe

Auf der persönlichen Ebene des Jägers kann der Schutz des Luchses eine soziale Anerkennung mit sich bringen, wenn dieser in der Eigengruppe bereits als bindende Norm gilt und die Beobachtung eines Luchses als besonderes Jagderlebnis eine Wertschätzung durch die Mitjäger erfährt. Voraussetzung hierfür ist, dass die Eigengruppe eine positive Einstellung zum Luchs entwickelt und thematisiert hat.

Sieht die Verhaltenserwartung der Eigengruppe hingegen den Abschuss von Luchsen vor, so kann es im Gegenteil zu negativen Sanktionen bei Gesetzesbefolgung kommen (vgl. Kapitel 7.3.5).

Bewertung: Die *erwarteten positiven Sanktionen bei Gesetzesbefolgung* hängen zum einen von der Variablen *Wertschätzung der Beutegreifer* sowie von der *normativen Abweichung der Eigengruppe* ab. Ein Imagegewinn der Jägerschaft durch die Schonung eines Luchses ist im Moment der Entscheidung immer noch ein relativ abstrakter und somit wenig handlungsrelevanter Vorteil.

Zusätzlich zu den Sanktionen, die delinquentes Verhalten bestrafen und gesetzeskonformes Verhalten belohnen, regt Diekmann (1980) die Berücksichtigung von entgegengesetzten Sanktionen im Modell an: Nachteile durch gesetzeskonformes Verhalten und Vorteile von delinquentem Verhalten. Die Relevanz dieser Variablen für den illegalen Abschuss von Luchsen soll im Folgenden betrachtet werden.

7.3.5 Erwartung negativer Sanktionen bei Gesetzesbefolgung

Zu negativen Sanktionen bei Gesetzesbefolgung sind gemäß der Definition des Sanktionsbegriffs und unter Berücksichtigung der Theorie des rationalen Handelns alle subjektiv als negativ erlebten Auswirkungen zu zählen, die ein Jäger im Falle einer Gesetzesbefolgung erfährt. Je sicherer eine Person negative Sanktionen bei Gesetzesbefolgung erwartet, je härter sie diese Sanktionen einschätzt, desto höher ist laut Diekmann (1980) die Bereitschaft zu illegalem Handeln. Negative Sanktionen bei Gesetzesbefolgung werden im Falle des Luchses entweder durch den Jäger selbst, die Eigengruppe oder die Gesellschaft vollzogen und entstehen entweder durch empfundene jagdliche Einschränkungen, Konflikte mit der Eigengruppe oder aufgrund von zweifelhaften Annahmen über die Daseinsberechtigungen der Jagd.

7.3.5.1 Negative Sanktion oder Nachteile aufgrund der empfundenen Einbußen bei Anwesenheit von Luchsen

Laut Merton (1964) steigt die Bereitschaft zu abweichendem Verhalten, je größer die Unstimmigkeit zwischen dem wird, was einer Person prinzipiell zusteht (Ziele und Wünsche), und dem, was sie tatsächlich mit Hilfe von legitimen Mitteln erreichen kann (Normen und Mittel). Im Falle des Jägers sind die legitimen Wünsche und Ziele des Jägers die regelmäßige Beobachtung sowie das Erlegen von Wild. Die Mittel, welche der Jäger zur Erfüllung dieser Ziele einsetzen darf (z.B. Jagdtechniken, Hege), sind durch die gesetzliche Norm geregelt. Insofern der Luchs aus der subjektiven Sichtweise des Jägers das Erreichen seiner Ziele stark einschränkt und gleichzeitig die Jagd als Passion einen hohen Stellenwert einnimmt, kann sich auf persönlicher Ebene eine gewisse Desorientierung einstellen (vgl. Merton 1964). In vielen Befragungen zeigt sich, dass die Mehrheit der Jäger befürchtet, durch den Luchs könnte es generell zu einer Abnahme der Beutetiere und zu Verhaltensänderungen derselben kommen (Vögely 2005, Dabizzi 2006, Luchtrath 2011) und somit der eigene Jagderfolg stark beeinträchtigt werden. Wildbiologische Belege für solch generalisierte Behauptungen lassen sich nicht finden. Vielmehr gibt es Beispiele für und gegen einen solchen Zusammenhang (Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008). Wildbiologisch erwiesen ist, dass es zahlreiche Faktoren gibt, welche auf Dichte und Verhalten von Schalenwildbeständen Einfluss haben (Briedermann 1982, Jedrzejewski 2005, Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008). Schreibt der Jäger die Ursache für die Verhaltensänderung der Rehe bzw. die Abnahme der Rehpopulation dem Luchs zu und wird dies von ihm als Einschränkung empfunden, so kann es aufgrund fehlender legitimer Handlungsoptionen zu einer Desorientierung und zur psychischen Belastung kommen (Merton 1964). Diese ist wiederum umso größer, je mehr sich der betroffene Jäger bereits in anderen Aspekten der Jagd in seinem Handlungsspielraum eingeschränkt fühlt. Der Einzelne ist nun wiederum bestrebt, diesen Zustand der Handlungseinschränkung aufzuheben und bedient sich gegebenenfalls auch illegitimer Mittel, um diese Desorientierung aufzuheben (Merton 1964). Dies kann im Falle von nicht erfülltem Jagdglück der Abschuss eines Luchses sein, insofern dieser für das fehlende Jagdglück verantwortlich gemacht wird. Bezogen auf das hier angewandte Modell von Opp-Diekmann dürfte mit zunehmender Desorientierung auch die *perzipierte Kompetenz des Gesetzgebers* mehr und mehr in Frage gestellt werden, da der Jäger keine gesetzeskonforme Möglichkeit sieht, seine Interessen zu wahren. Der *Grad der normativen Abweichung* des Jägers nimmt entsprechend zu. Auch

dies erhöht die Bereitschaft zum Abschuss auf der persönlichen Ebene. Darüber hinaus kann der einzelne Jäger aufgrund von gruppenspezifischen Prozessen innerhalb seiner Eigengruppe Nachteile erfahren, wenn er sich gesetzeskonform verhält:

7.3.5.2 Negative Sanktion oder Nachteile aufgrund von Konflikten mit der Eigengruppe

Ist in der Eigengruppe der Abschuss von Luchsen als gruppeninterne Norm etabliert, so kann es für den einzelnen Jäger zu negativen Sanktionen bei gesetzeskonformem Verhalten kommen, insofern er sich dazu bekennt. Insbesondere sozialstrukturelle Bedingungen, wie sie in Subkulturen vorkommen, können einen erheblichen Handlungsdruck ausüben, dem sich das Individuum nur schwer oder gar nicht entziehen kann, wenn es nicht Gefahr laufen will, aus der Gruppe verstoßen zu werden (vgl. Lamnek 2007). Je verbindlicher die informelle Norm der Eigengruppe ist, desto sicherer erfolgt eine Sanktionierung bei Normbruch (durch Gesetzesbefolgung).

Somit steht diese Variable in unmittelbarem Zusammenhang mit dem Grad der normativen Abweichung der Eigengruppe des Delinquenten. Ist dieser hoch, und somit der Abschuss eines Luchses eine verbindliche informelle Norm, so ist mit Statusverlust bis hin zu Ausschluss aus der Gruppe zu rechnen, wenn ein Gruppenmitglied sich zu gesetzeskonformem Verhalten bekennt. Insbesondere Neulinge, die sich erst noch den Status innerhalb der Gruppe sichern müssen, achten in der Regel sehr auf die Einhaltung von gruppeninternen Normen (Raiser 2007).

Handlungsdruck kann auch für einen Jäger entstehen, der keinen Wert auf die Einbindung in eine jagdliche Gruppe legt. So wurden in der Schweiz Wildhüter, die sich zum Luchs bekannt hatten, von Jägern bedroht (Zimmermann 2011, schriftliche Mitteilung 3). Diesen Drohungen ging ein deutlicher Rückgang des Rehbestandes in den Nord-West-Alpen und einer Verschlechterung der Stimmung bei der Bevölkerung gegenüber dem Luchs voraus (Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008). Der Luchs wurde zusätzlich zum Symbol für die von der ländlichen Bevölkerung empfundene Fremdbestimmung durch die Behörden (Ceza et al. 2001). In einem solchen sozialen Kontext kann für gesetzestreue Jäger die Schonung des Luchses negative soziale Konsequenzen mit sich bringen.

Weitere negative Sanktionen bei Gesetzesbefolgung können sich aufgrund von Gruppeninteraktionen oder gruppenspezifischen Prozessen ergeben:

7.3.5.3 Negative Sanktion oder Nachteile aufgrund der abgesprochenen jagdlichen Daseinsberechtigung und einer geringen Wertschätzung der Jagd

Der mit der Jagd nicht vertraute Teil der Bevölkerung sieht die Daseinsberechtigung der Jagd vor allem darin, dass sie die ausgerotteten Großen Beutegreifer ersetzen muss, um das ökologische Gleichgewicht zu erhalten (Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008). Obwohl diese Argumentation viele Aspekte der Jagd nicht berücksichtigt, greifen auch Jäger gerne darauf zurück (Storch 2009, Hartwig-Fischer 2011: Online-Quelle 3). In der Konsequenz stellt die Anwesenheit von Großen Beutegreifern wie Luchsen die Legitimation der jagdlichen Tätigkeit in Frage (Egli et al. 2001). Dies stellt vor allem in Regionen, in denen die jagdliche Tätigkeit schon unabhängig von der Anwesenheit des Luchses auf eine geringe Wertschätzung in der Bevölkerung stößt, eine ganz erhebliche negative Sanktion für die Jäger vor Ort dar.

Bewertung: Die Eintrittswahrscheinlichkeit und die Höhe von *negativen Sanktionen bei Gesetzesbefolgung* sind insbesondere von der *wildbiologischen Fachkompetenz* sowie der *normativen Abweichung* der Eigengruppe abhängig. Ebenfalls bedeutend ist es, welche

Wertschätzung das Umfeld des Jägers der Jagd entgegenbringt und wie stark sich der Jäger durch die Anwesenheit des Luchses in seinem *Handlungsspielraum* eingeschränkt fühlt. Je geringer die *wildbiologische Fachkompetenz*, je geringer der *Handlungsspielraum der Jagd*, je indifferenzierter die öffentliche Wahrnehmung gegenüber der Jagd und je geringer deren *Wertschätzung* ist, desto größer sind Eintrittswahrscheinlichkeit und Höhe von *negativen Sanktionen bei Gesetzesbefolgung* und damit die Bereitschaft zu illegalem Abschuss.

7.3.6 Erwartung positiver Sanktionen bei Gesetzesübertretung

Zu positiven Sanktionen bei Gesetzesübertretung sind alle subjektiv als positiv erlebten Auswirkungen zu zählen, die ein Jäger im Falle einer Nichtbefolgung des Gesetzes erfährt. Je sicherer eine Person positive Sanktionen bei Gesetzesübertretung erwartet und je höher sie diese Sanktionen einschätzt, desto höher ist laut Diekmann (1980) die Bereitschaft zu illegalem Handeln. Positiv erlebt wird eine Stärkung des Zusammenhalts der Eigengruppe oder persönliche Genugtuung.

7.3.6.1 Stärkung des Zusammenhalts innerhalb der Eigengruppe und Statuszuwachs durch Abschuss

Gilt der Luchsabschuss als normkonform innerhalb der Eigengruppe des Jägers, so profitiert ein Gruppenmitglied in mehrfacher Hinsicht von einem illegalen Abschuss: Zum einen kommt es durch Taten, welche negative staatliche Sanktionen nach sich ziehen können, gruppenintern jedoch erwünscht sind, zu Statuszuwachs und zur Anerkennung innerhalb der Eigengruppe (Opp 2010), da dem Täter mutiges Verhalten bescheinigt wird. Zudem konnte in empirischen Untersuchungen beobachtet werden, dass eine erhöhte staatliche Sanktionsbereitschaft dazu führt, dass die soziale Zuwendung von Freunden gegenüber dem Delinquenten steigt (Opp & Roehl 1990). Steht die Handlung des delinquenten Gruppenmitglieds nicht im krassen Widerspruch zur gruppeninternen Norm, so kann durch das Verhalten die Solidarität und der Zusammenhalt innerhalb der Gruppe gestärkt werden (Raiser 2007), was von den Gruppenmitgliedern als positiv erlebt wird.

7.3.6.2 Persönliche Genugtuung durch einen Abschuss

Wie bereits in Kapitel 7.3.1.3 erläutert, wird der strenge gesetzliche Schutz des Luchses von einzelnen Jägern als Symbol für einen verlorenen Machtkampf zwischen Jagd und Naturschutz gesehen (vgl. Lühtrath 2011). Zusätzlich kann die Anwesenheit des Tieres beispielsweise durch ein Wiederansiedlungsprojekt als Fremdbestimmung durch die Behörden erlebt werden (ebd.). Ist die *perzipierte Kompetenz des Gesetzgebers* sowie die *Qualität der Gruppeninteraktion* zwischen Jagd und Naturschutz in einer Region ohnehin als gering einzustufen, so kann der Abschuss eines Luchses für den Täter und / oder seine Eigengruppe als persönliche Genugtuung erlebt werden, da er einerseits den Interessen des Gesetzgebers und den Naturschutzgruppen entgegen wirkt und andererseits die Interessen der Jagd mit großem Engagement und Risiko „verteidigt“.

Bewertung: In welchem Maße *positive Sanktionen bei Gesetzesübertretung* zu erwarten sind, hängt von dem *Grad der normativen Abweichung der Eigengruppe*, der *perzipierten Kompetenz des Gesetzgebers* sowie der *Qualität der Gruppeninteraktion* ab. Eine starke Ausprägung aller drei Variablen unterstützt die Bereitschaft zum illegalen Abschuss. Ebenfalls relevant ist, wie die Jägerschaft im Falle einer aktiven Ansiedlung in den Prozess eingebunden ist. In Untersuchungen konnte nachgewiesen werden, dass Menschen auf Belohnung in der Regel eher reagieren als auf Strafen (Raiser 2007). Für die Bereitschaft zum illegalen Abschuss haben die genannten positiven Sanktionen aus diesem Grund eine ernstzunehmende Relevanz.

Ob überhaupt die Gelegenheit zu einem illegalen Abschuss besteht, wird über die Variable *Häufigkeit normrelevanter Situationen* erfasst.

7.3.7 Häufigkeit normrelevanter Situationen

Ohne die Möglichkeit zur Gesetzesübertretung ist diese auch nicht vollziehbar. Die Variable *Häufigkeit normrelevanter Situationen* beschreibt, wie oft ein potentieller Täter zwischen den Optionen „normkonformes Verhalten“ und „delinquentes Verhalten“ wählen kann. Nach Diekmann (1980) steigt die Bereitschaft zu illegalem Handeln an, je häufiger sich eine Person in Situationen befindet, in denen sie zwischen den genannten Optionen wählen kann. Unabhängig von der Ausprägung der anderen Variablen steigt die Wahrscheinlichkeit, dass es zu einem illegalen Abschuss kommt, mit der Zahl der Kontakte zwischen dem einzelnen Jäger und einem Luchs. Wie häufig es dazu kommt, dass ein Jäger einem Luchs bei der Jagd begegnet, hängt von mehreren Faktoren ab:

7.3.7.1 Häufigkeit der Jagdausübung und Ehrgeiz des Jägers, den Luchs aufzuspüren

Begegnungen zwischen Jägern und Luchsen im Revier sind entgegen häufigen Meinungen nicht außergewöhnlich. Luchse nutzen insbesondere im Winter häufig das forstliche Wegenetz auf ihren Streifzügen und werden gelegentlich auf Hochsitzen angetroffen, die sie als Aussichtspunkte zu schätzen scheinen (Zimmermann et al. 2006). Entsprechend seiner bevorzugten Beute suchen Luchse ebenso wie der Jäger Konzentrationen von Schalenwild auf. Sind Kirrungen für Rehe im Jagdrevier des Jägers vorhanden und sitzt der Jäger mehrfach in der Woche an, so ist eine Begegnung zwischen Jäger und Luchs nicht unwahrscheinlich. Zudem kehren Luchse nach der Erlegung eines Beutetieres über mehrere Tage an die Beute (den *Riss*) zurück, bis diese verzehrt ist. Einmal entdeckt, bietet ein Luchsriss somit eine gute Möglichkeit zur Beobachtung der Katze. Der Ehrgeiz eines Jägers, einen Luchs aufzuspüren, muss keinesfalls mit dem Bestreben verbunden sein, den Luchs zu schießen. Letzteres Bestreben leitet sich aus den Faktoren ab, die bisher besprochen wurden. Ist ein Jäger allerdings mit der Biologie und dem Verhalten des Luchses vertraut, so kann ein territorialer Luchs ohne Weiteres aufgespürt werden. Insbesondere wenn im Winter regelmäßig eine geschlossene Schneedecke das Abfährten und das Auffinden eines Risses ermöglicht. Was gegen das häufige Zusammentreffen von Jägern und Luchs spricht, ist die Tatsache, dass die Streifgebiete der Luchse mehrere zehntausend Hektar groß sind (vgl. Kapitel 1.1) und die durchschnittliche Reviergröße eines Jägers unter 500 ha liegt. Neben der Aktivität des Jägers hat jedoch auch die Luchsdichte einen Einfluss auf die Häufigkeit einer normrelevanten Situation.

7.3.7.2 Luchsdichte

Residente Luchse tolerieren in aller Regel innerhalb ihrer großen Territorien keine gleichgeschlechtlichen Luchse. Somit kann das Jagdrevier eines Jägers von zwei territorialen Tieren (Luchsin und Kuder) genutzt werden, insofern es in geeignetem Lebensraum liegt (vgl. Kapitel 3.1.4). Finden abwandernde Jungtiere unbesetzten und geeigneten Lebensraum, so ändert sich die Dichte der Luchse in der Regel nicht. Sind jedoch alle Territorien besetzt, so kommt zu der Zahl der territorialen Tiere eine Schattenpopulation hinzu (verg. Kapitel 3.1.4). Diese wird im Schweizer Jura auf 6 bis 35 % der territorialen Tiere geschätzt (Zimmermann et al. 2007, Breitenmoser-Würsten et al. 2007b). Je größer diese ist, desto häufiger kommt es zu einem Kontakt zwischen Luchsen und Jägern und umso größer ist nach dem Modell von Opp-Diekmann die Wahrscheinlichkeit, dass es zu delinquentem Verhalten kommt.

Bewertung: Die *Häufigkeit normrelevanter Situationen* ist demnach abhängig von der jagdlichen Aktivität des Jägers, seinem Ehrgeiz, den Luchs aufzuspüren und der Anzahl an

Floatern in seinem Revier. Mit Anstieg der genannten Faktoren steigt nach Diekmann (1980) auch die Wahrscheinlichkeit der Gesetzesübertretung.

7.4 ZUSAMMENSCHAU DER WIRKUNGSMECHANISMEN

Im Folgenden werden die wesentlichen Wirkungsmechanismen noch einmal in aller Kürze zusammengetragen und neue Variablen benannt, durch welche der Erklärungsgehalt des Modells verbessert werden kann. Daraufhin werden aus dem gesamten Wirkungsgefüge diejenigen Variablen als *Entwicklungsvariablen* identifiziert, denen im Rahmen eines Wildtiermanagements ein wesentliches Potential zur Reduktion der Bereitschaft zu illegalen Abschüssen zugeschrieben werden kann (vgl. Kapitel 7.2).

Es wurde gezeigt, dass die Gesamtheit der Jägerschaft in Deutschland mit gutem Grund als Subkultur angesehen werden kann, wodurch ein entsprechender Handlungsdruck auf den Mitgliedern liegt, sich an gruppeninterne Normen zu halten. Das Zugehörigkeitsgefühl und damit der Handlungsdruck für den einzelnen Jäger scheinen umso höher,

- je eher der Jäger in einer jagdlichen Familientradition steht,
- je enger die Einbindung in die Eigengruppe von Jägern und
- je rigider die Normstruktur der Eigengruppe des Jägers ist.

Innerhalb der Subkultur „Jagd“ scheint es keine Übereinkunft über eine gruppeninterne Norm zu geben, die den Abschuss eines Luchses für die gesamte Subkultur bewertet. Von offizieller Seite der Jagdverbände ist kein Zweifel an der Gesetzeskonformität zu hegen. In der lokalen Eigengruppe des Jägers oder beim Jäger selbst kann der *Grad der normativen Abweichung* jedoch erheblich sein. Dies ist umso eher zu erwarten, je mehr eine oder mehrere der folgenden Bedingungen zutreffen:

- Die Kompetenz des Gesetzgebers wird von dem betroffenen Jäger und / oder seiner Eigengruppe stark in Frage gestellt oder abgestritten.
- Der Jäger und / oder seine Eigengruppe streitet in der Tradition seiner Vorfahren den Großen Beutegreifern die Daseinsberechtigung ab (Geringschätzung von „Raubwild“ und „Raubzeug“).
- Der Jäger und / oder seine Eigengruppe sieht den Luchs als Ursache für ein vermindertes Jagderleben an (verringerte Sichtbarkeit bzw. Rückgang des Schalenwildes).
- Der Jäger und / oder seine Eigengruppe betrachtet den Luchs als klassische Naturschutzart und sieht seine jagdlichen Interessen durch den Naturschutz gefährdet.

Demzufolge erhöhen insbesondere mangelnde *wildbiologische Fachkenntnisse* bei den Jägern, sowie eine *mangelnde Qualität der Gruppeninteraktion* zwischen Jagd und klassischem Naturschutz den *Grad der normativen Abweichung* in lokalen Jägerkreisen und / oder bei Einzeljägern. In diesem Zusammenhang ist auch die mangelnde *gesellschaftliche Wertschätzung* der jagdlichen Aufgaben als Einflussgröße zu nennen, welche die Abschottungstendenzen der Jagd und deren Charakter als Subkultur fördern. Ebenfalls kann der *Grad der normativen Abweichung* durch den *restriktiven gesetzlichen Schutz* des Luchses und durch *mangelnde Berücksichtigung von jagdlichen Interessen* durch den Gesetzgeber erhöht werden. Dies gilt umso eher, je höher die Luchsdichte ist und je mehr sich der Jäger in seinem *Handlungsspielraum* eingeschränkt fühlt. Mit der damit verbundenen abnehmenden *perzipierten Kompetenz des Gesetzgebers* gewinnen die eigenen Normen und die der Eigengruppe gegenüber den gesetzlichen Normen an

Bedeutung und die *Anzeigeneigung* bei delinquentem Verhalten von Gruppenmitgliedern reduziert sich. Die Angst vor einer Aufklärung der Tat (*Aufklärungsquote*) und vor *negativen Sanktionen bei Gesetzesübertretung* nimmt demzufolge mit abnehmender *perzipierter Kompetenz des Gesetzgebers* und mit zunehmendem *Grad der normativen Abweichung* der Eigengruppe ab.

Negative soziale Sanktionen durch die Eigengruppe bei Gesetzesübertretung sind ebenfalls vom *Grad der normativen Abweichung* der Eigengruppe abhängig: verbietet die gruppeninterne Norm den Luchsabschuss, so sind die sozialen Sanktionen als erheblich einzustufen, insofern sich die Tat in Jagdkreisen herumspricht und der gruppeninterne Status des Delinquenten nicht als außerordentlich hoch einzustufen ist und aus diesem Grund auf Sanktionen verzichtet wird. Wird die Tat in der Öffentlichkeit bekannt, so sind die *negativen sozialen Sanktionen* durch die Eigengruppe umso größer, je eher eine *soziale Stigmatisierung der Jägerschaft* durch die Öffentlichkeit droht, da eine Gruppe dazu neigt, durch Sanktionierung von Einzelpersonen Schaden von der Gruppe abzuwenden.

Relativiert werden nahezu alle genannten *negativen Sanktionen bei Gesetzesübertretung* durch die *hohe Privatheit der Tat*, die es letztlich einem jeden Jäger ermöglicht, einen Luchs zu schießen ohne negative Sanktionen von außen befürchten zu müssen. Eine wichtige Ausnahme bilden die *negativen Sanktionen bei Gesetzesübertretung auf kognitiver Ebene*, die auch wirksam werden können, wenn niemand von der Tat erfährt. Sie treffen den Täter in dem speziellen Fall, dass die Eigengruppe den Luchsabschuss ablehnt und er die kognitive Diskrepanz durch den Normverstoß nicht anhand von Neutralisationstechniken auflösen kann. Dies ist am ehesten bei einer rigiden Normstruktur der Eigengruppe zu erwarten, da hier wenig Spielraum für abweichende Wertvorstellungen vorhanden ist. Auch wenn eine solche Tat nicht kommuniziert wird, kann der Täter selbst durch seine Tat eine Entfremdung von der Gruppe erleben, die als negative Sanktion erlebt wird.

Ebenfalls abhängig vom Grad der normativen Abweichung der Eigengruppe sind einige *positive Sanktionen bei Gesetzesübertretung*: Fordert die gruppeninterne Norm den Abschuss eines Luchses, so sind für den Täter positive Auswirkungen in Form von Stuserhöhung in der Eigengruppe zu erwarten. Delinquentes Verhalten kann sich zudem unabhängig von der gruppeninternen Norm positiv auf den Gruppenzusammenhalt und die soziale Zuwendung gegenüber dem Täter auswirken, wenn der einzelne Jäger oder die Eigengruppe, in einem Konflikt mit den Luchsbefürwortern steht und die gesellschaftliche Wertschätzung der Jagd gering ist. Von besonderer Bedeutung scheint demzufolge wiederum die Qualität der Gruppeninteraktion zu sein: eine schlechte Qualität erhöht die Tendenz zu delinquentem Verhalten.

Wird hingegen der Luchs verschont und wird der Schutz des Luchses von den Jägern deutlich kommuniziert, so kann sich dadurch die Qualität der Gruppeninteraktion verbessern und damit eine *positive Sanktion bei Gesetzesbefolgung* bedeuten. Zusätzlich erhöht die Schonung des Luchses die der Jagd zugeschriebenen Kompetenzen beim Management von Großen Beutegreifern und kann zu einer Image-Aufwertung der Jagd führen. Wird diese Image-Aufwertung durch die Jagdverbände gewünscht, so kann sie zu einer starken Motivation für die Jagdverbände werden, gesetzeskonformes Verhalten gruppenintern zu fordern und zu kultivieren. Ob der einzelne Jäger unmittelbar *positive Sanktionen bei Gesetzesbefolgung* zu erwarten hat, hängt jedoch eher davon ab, ob er es als persönliche Bereicherung des Jagderlebens empfindet, den Luchs im Revier zu haben. Bei einem Jäger, der den strengen Schutz des Luchses als Verfehlung des Gesetzgebers ansieht und bereit ist, Luchse zu schießen, werden hingegen die genannten *positiven Sanktionen bei Gesetzesbefolgung* kaum eine Verhaltensänderung bewirken und die *negativen Sanktionen bei Gesetzesbefolgung* in den Vordergrund rücken. Aufgrund mangelnder wildbiologischer

Fachkenntnis kann der Luchs vorschnell für eine verringerte Sichtbarkeit des Schalenwildes sowie angenommene Bestandesreduktion verantwortlich gemacht werden. Der Mangel an legitimen Mitteln zur Abhilfe und die dadurch empfundene Diskrepanz können letztlich für den einzelnen Jäger den Abschuss eines Luchses als gerechtfertigt erscheinen lassen. Dies trifft umso eher zu, je mehr sich der Jäger subjektiv durch staatliche Vorgaben in seinem jagdlichen Handlungsspielraum eingeschränkt fühlt und je höher die Luchsdichte ist.

Die Rückkehr von Luchsen kann auch dann negative Konsequenzen für die Identität des Jägers haben, wenn er bis dato seine jagdliche Tätigkeit gegenüber der Gesellschaft mit dem Fehlen der Großen Beutegreifer rechtfertigte und somit seine Daseinsberechtigung als Jäger durch den Luchs in Frage gestellt wird. Dieser Mechanismus wirkt dort verstärkt, wo jagdkritische Kreise aufgrund fehlender Kenntnisse die Jagd ihrerseits als Ersatz für die Großen Beutegreifer darstellen und demnach mit ansteigender Luchsdichte die Daseinsberechtigung der Jagd zunehmend in Frage stellen.

Weitgehend unabhängig von den bisher genannten Faktoren ist die ursprüngliche Bedeutung der Variable *Häufigkeit der normrelevanten Situationen*, sprich, der Begegnung zwischen Jäger und Luchs. Ihr kommt als erklärende Variable für die Bereitschaft zum illegalen Abschuss im Vergleich zu den anderen hier diskutierten Einflussgrößen eine relativ unbedeutende Rolle zu. Die Variable ist vielmehr selbst von der Bereitschaft zum illegalen Handeln abhängig: In Regionen, in denen regelmäßig eine geschlossene Schneedecke liegt, sind Luchse äußerst gut zu fährten. Somit kann durch aktives Nachstellen und Ansitzen am Riss ohne weiteres eine Begegnung provoziert werden.

Die Luchsdichte hingegen beeinflusst nicht nur die *Häufigkeit der normrelevanten Situation*, sondern wirkt zusätzlich auf die bedeutsamen Variablen *perzipierte Kompetenz des Gesetzgebers*, *Grad der normativen Abweichung* und *Erwartung von negativen Sanktionen bei Gesetzesbefolgung* ein. Aus diesem Grund ist der Luchsdichte eine hohe Bedeutung in Bezug auf die Bereitschaft zu illegalem Handeln zuzusprechen.

Der *Grad der Informiertheit* ist aufgrund der verhältnismäßig hohen Rechtskenntnis der Jägerschaft und aufgrund der drohenden *sozialen Stigmatisierung* durch einen Luchsabschuss als äußerst hoch einzuschätzen. Auch wenn das Vertrauen in den Gesetzgeber bezüglich der jagdlichen Gesetzgebung von Seiten der Jägerschaft gering sein dürfte, ist mit Sicherheit ein jeder Jäger über die ganzjährige Schonzeit von Luchsen informiert. Wie erläutert, scheint diese Tatsache jedoch einen äußerst geringen Einfluss auf die Bereitschaft zum illegalen Abschuss zu haben.

7.4.1 Ergänzende Variablen

Die aufgezeigten Zusammenhänge machen deutlich, dass der Erklärungsgrad des Modells von Opp und Diekmann im Hinblick auf die Bereitschaft zum illegalen Luchsabschuss erhöht werden kann, wenn zusätzliche Variablen der zweiten Ordnung in das Modell integriert werden. Hierfür werden folgende Variablen vorgeschlagen:

- *Der Grad der normativen Abweichung der Eigengruppe*
- *Die Wertschätzung der Beutegreifer*
- *Der Handlungsspielraum der Jäger*
- *Die wildbiologische Fachkompetenz der Jägerschaft sowie der Luchsbefürworter*
- *Die Luchsdichte*
- *Die Qualität der Gruppeninteraktion zwischen Jägerschaft und Naturschützern*
- *Die gesellschaftliche Wertschätzung der Jagd*

Die Richtung, in der diese und die bereits im ursprünglichen Modell enthaltenen Variablen auf die Bereitschaft zum illegalen Abschuss wirken sowie das Zusammenspiel dieser Variablen ist der Abbildung 26 zu entnehmen. Auffallend ist die zentrale Bedeutung der Variable *Grad der normativen Abweichung der Eigengruppe*. Dies kommt in der Anzahl der Verknüpfungen zum Ausdruck, die zwischen dieser und anderen Variablen bestehen. Im Gegensatz zum ursprünglichen Opp-Diekmann-Modell liefert die *normative Abweichung der Eigengruppe* einen Erklärungsansatz für eine Vielzahl von Sanktionen, die mit einer Handlung verbunden sind. Das liegt darin begründet, dass die Jägerschaft als Subkultur einen hohen Wert auf die Einhaltung der gruppeninternen Normen legt.

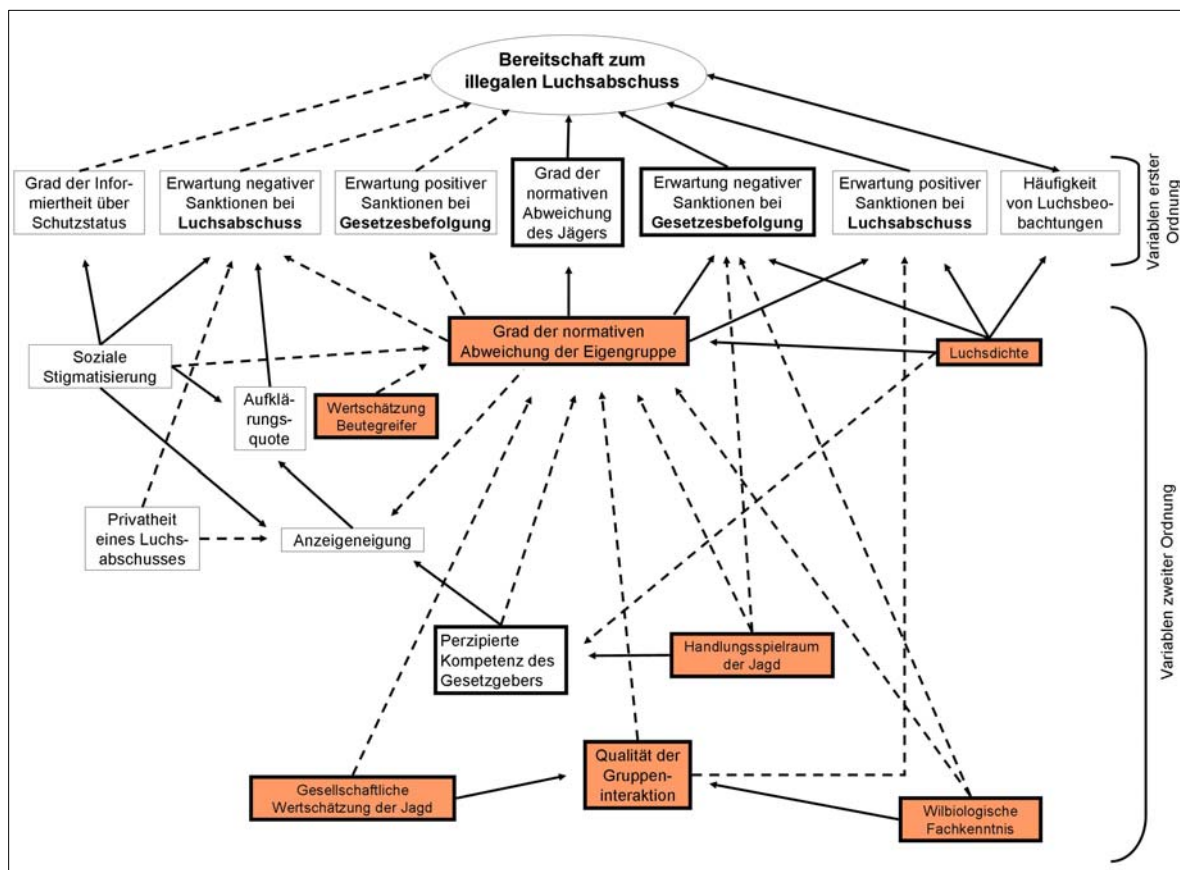


Abbildung 26: Erweitertes und auf die Bereitschaft zum illegalen Abschuss von Luchsen angepasstes Modell (nach Opp und Diekmann). Orange hinterlegt sind Variablen, die neu hinzugefügt wurden. Fett umrandet sind *Entwicklungsvariablen*, die durch entsprechende Maßnahmen in Richtung einer Verringerung der Bereitschaft zum illegalen Abschuss verändert werden können. Durchgezogene Pfeile bezeichnen positive Beziehungen (je größer..., desto größer...), gestrichelte Pfeile stehen für negative Beziehungen (je größer..., desto kleiner ...).

Die hier vorgestellte sozialwissenschaftliche Analyse muss als ein erster Versuch angesehen werden, die Hintergründe für illegale Abschüsse durch die Jägerschaft zu erfassen. Hinter einigen der beschriebenen Variablen sind wiederum ganze Systeme von Wirkungsmechanismen zu vermuten. Die Analyse zeigt somit die hohe Komplexität des Wirkungsgefüges und wesentliche Faktoren auf, welche die Bereitschaft für illegale Abschüsse beeinflussen. Insbesondere wurde deutlich, dass monokausale Erklärungen für den Abschuss eines Luchses deutlich zu kurz greifen. Am Ende dieses Kapitels wird nun ein Ausblick gegeben, an welcher Stelle ein zielorientiertes Management ansetzen könnte um die Bereitschaft zu illegalen Abschüssen zu reduzieren.

7.4.2 Entwicklungsvariablen mit hoher Relevanz für die Reduktion der Bereitschaft zum illegalen Abschuss

Die *Entwicklungsvariablen* werden dadurch definiert, dass im Falle der Anwesenheit von Luchsen auf sie in einer Art und Weise eingewirkt werden kann, dass die Bereitschaft zu illegalen Abschüssen zurückgeht. Dies sind auf der ersten Ebene

- *der Grad der normativen Abweichung des Jägers*
- *erwartete negative Sanktionen bei Gesetzesbefolgung.*

Auf der zweiten Ebene sind es die Variablen

- *Grad der normativen Abweichung der Eigengruppe,*
- *Luchsdichte*
- *Wertschätzung der Beutegreifer,*
- *Perzipierte Kompetenz des Gesetzgebers,*
- *Handlungsspielraum der Jagd,*
- *Gesellschaftliche Wertschätzung der Jagd,*
- *Qualität der Gruppeninteraktion zwischen Jägerschaft und Naturschützer und*
- *Wildbiologische Fachkompetenz der Jägerschaft sowie der Luchsbefürworter* (vgl. auch Abbildung 26)

Die Veränderung der genannten Variablen in eine Richtung, welche die Bereitschaft zum illegalen Abschuss verringert, ist durch entsprechende Managementmaßnahmen entweder direkt (z.B. *Handlungsspielraum der Jagd*) oder indirekt (z.B. *normative Abweichung der Eigengruppe*) zu beeinflussen (vgl. auch Kapitel 9). Den übrigen Variablen wird aufgrund ihrer derzeitigen Ausprägung und/ oder den mit einem Luchsabschuss verbundenen Umständen (z.B. hohe Privatheit) kein oder nur ein geringes Entwicklungspotential in Richtung einer verminderten Abschussbereitschaft zugesprochen. Die Identifizierung der handlungsrelevanten *Entwicklungsvariablen* erlaubt nun die abschließende Synthese der in dieser Arbeit geleisteten natur- und sozialwissenschaftlichen Untersuchungen, um letztlich die Forschungsfrage aus Kapitel 1.3 beantworten zu können.

8 SYNTHESE UND DISKUSSION

»Erstens: Der Gegenstand steht ganz vor uns, aber verworren und ineinander fließend. Zweitens: Wir trennen einzelne Merkmale und unterscheiden. Unsere Erkenntnis ist deutlich, aber vereinzelt und borniert. Drittens: Wir verbinden das Getrennte, und das Ganze steht abermals vor uns, aber jetzt nicht mehr verworren, sondern von allen Seiten beleuchtet. In der ersten Periode waren die Griechen, in der zweiten stehen wir. Die dritte ist also noch zu hoffen, und dann wird man die Griechen auch nicht mehr zurückwünschen.«

(Friedrich Schiller, 1793)

8.1 THEORETISCHES FUNDAMENT

Die übergeordnete Frage der Arbeit lautete:

Welches sind die Schlüsselfaktoren für ein langfristig erfolgreiches Management des Luchses in der Kulturlandschaft Mitteleuropas, die sich durch eine Integration von natur- und sozialwissenschaftlichen Analysen ergeben?

Zur Beantwortung dieser Frage war ein interdisziplinärer Forschungsansatz notwendig. Für diesen wird zunächst das theoretische Fundament der interdisziplinären Forschung näher beschrieben. Lange Zeit wurden die Herausforderungen an die Wissenschaft disziplinintern in ihrer Komplexität bis zu einer disziplin konformen Erklärbarkeit reduziert (Defila et al. 1996). Wissenschaftler innerhalb der einzelnen Fachrichtungen verständigten sich auf zu Grunde liegende Wertesysteme, erkenntnistheoretische Ansätze sowie eine eigene sprachliche Basis, die eine Kommunikation zwischen den Fachrichtungen zunehmend erschwert (Lorenzen 1974, Evely et al. 2008). Die Herausforderungen, die insbesondere komplexe und nicht disziplinenkonforme Umweltprobleme mit sich brachten, waren jedoch auf diesem Weg nicht zu meistern (Lorenzen 1974, Evely et al. 2008). Die Herausbildung der Ökologie als disziplinenübergreifende Wissenschaft kann als erster Schritt einer erkenntnisgeleiteten Weiterentwicklung eines Wissenschaftssystems angesehen werden, das bis dato lediglich die zunehmende Spezialisierung verfolgte. Interdisziplinäre Forschung wird von Hentig (1987) definiert als „Verknüpfung von Theorien [und] Methoden unterschiedlicher Disziplinen“. In der Regel wird im Wissenschaftssystem zwischen den Disziplinen / Fachkulturen ‚Geisteswissenschaften‘, ‚Sozialwissenschaften‘, ‚Naturwissenschaften‘, ‚Ingenieurwissenschaften‘ und ‚formale Wissenschaften‘ differenziert (Defila et al. 1996). Wohl aufgrund der nach wie vor fortschreitenden Untergliederung der Fachkulturen (Laudel 1999) besteht jedoch auch in akademischen Kreisen noch Uneinigkeit darüber, was interdisziplinäre Forschung ist, wie sie umgesetzt wird, wie sie evaluiert wird und was ihre Vorteile gegenüber disziplininterner Forschung sowohl für Wissenschaftskreise wie auch für Anwender sind (Tress et al. 2005a). Eine gewisse Einigkeit scheint darin zu bestehen, dass interdisziplinäre Forschung sich unterschiedlicher Methodengebiete bedient, um komplexe Probleme eines Kerngebietes zu bearbeiten (Laudel 1999). Sie geht dabei über eine bloße Akkumulation von Erkenntnissen aus unterschiedlichen Disziplinen hinaus, indem sie eine Integration dieser Erkenntnisse zu einer Gesamtsicht vollzieht (Defila et al. 1996,

Evely et al. 2008). Interdisziplinäre Forschung kann unter anderem dazu beitragen, komplexe und dynamische Probleme aus verschiedenen Perspektiven zu betrachten (Bammer 2005, Tress et al. 2005a, Tress et al. 2005b), eine eher ganzheitliche Betrachtung eines Problems und somit ein besseres Verständnis der zugrunde liegenden Prozesse zu erreichen (Tress et al. 2005a, Tress et al. 2005b) sowie Erkenntnisse zu erlangen, die innerhalb der einzelnen Disziplinen nicht ersichtlich sind (Miller et al. 2008).

Regelmäßig wird interdisziplinärer Forschung eine große Praxisrelevanz bescheinigt (Defila et al. 1996, O'Fallon & Dearry 2002, Evely et al. 2010). Dies dürfte in erster Linie darauf zurückzuführen sein, dass praxisrelevante Fragen, welche die Gesellschaft an die Wissenschaft stellt, aufgrund der komplexen Wirkungsmechanismen in denen sie beheimatet sind, häufig nicht zufriedenstellend innerhalb einer Disziplin beantwortet werden können, sondern interdisziplinäre Ansätze erfordern. Somit wäre die Praxisrelevanz eher in der jeweiligen Fragestellung als in den angewandten Methoden begründet. Ebenfalls ist die Einbindung von nicht-akademischen Praktikern in interdisziplinäre Forschungsprojekte häufig zu beobachten (Evely et al. 2010) wodurch der Erkenntnisgewinn direkt in die Praxis übergeht. Und schlussendlich ist die Suche, der Bezug und das Studium von unterschiedlichen Publikationen für die Praktiker zeitaufwändig (Pullin et al. 2004) und Arbeiten, welche eine Synthese von interdisziplinären Ansätzen beinhalten, dürften entsprechend bevorzugt gelesen werden.

Eine interdisziplinäre Herangehensweise erfordert die Kompetenz des oder der Wissenschaftler(s), Methoden aus unterschiedlichen Disziplinen zum einen anzuwenden, und zum anderen die Ergebnisse der fachinternen Analysen in einer Art und Weise aufzubereiten, dass sie für eine interdisziplinäre Synthese genutzt werden können. Aufgrund der unterschiedlichen Wissenschaftstheorien, Terminologien und Weltanschauungen der einzelnen Disziplinen stellt dies eine erhebliche Herausforderung dar (Evely et al. 2008, Evely et al. 2010).

8.2 INTERDISZIPLINARITÄT IN DER WILDÖKOLOGISCHEN FORSCHUNG

8.2.1 Disziplinenübergreifende Forschung

Wissenschaftler mit dem Themenschwerpunkt Artenschutz fordern regelmäßig disziplinenübergreifende Forschung (Soulé 1985, Kates et al. 2001, Evely et al. 2008). Die Zahl der Veröffentlichungen, die den Anspruch auf Interdisziplinarität erheben, steigt entsprechend an (Tress et al. 2005a, Tress et al. 2005b, Evely et al. 2010). Evely et al. (2010) klassifizierten anhand unterschiedlicher Indikatoren den Grad der Interdisziplinarität von wissenschaftlichen Veröffentlichungen im Bereich der Naturschutzbiologie zwischen 1990 und 2007. Als ein Indikator wurde der Grad der Integration von Methoden aus unterschiedlichen Disziplinen herangezogen. Sie kamen zu dem Ergebnis, dass in 53 % der Arbeiten keine, in 47 % eine minimale bis moderate und in keiner der Arbeiten eine hohe Integration von Methoden aus unterschiedlichen Disziplinen vollzogen wurde (Evely et al. 2010). Eine eigens durchgeführte Abfrage der online-Datenbank *web of science*SM am 15. Februar 2012 erbrachte, dass von 16.297 Artikeln mit dem Stichwort „wildlife“ (Abfragesyntax: *TS=(wildlife)*) zwischen den Jahren 2000 und 2012 lediglich 123 Artikel (0,8 %) explizit den Anspruch auf Interdisziplinarität erheben. (Abfragesyntax: *TS=((interdisciplinar* OR multidisciplinar* OR crossdisciplinar* OR transdisciplinar*) AND wildlife)*). Im Artenschutz scheint die naturwissenschaftliche Weltanschauung nach wie vor zu dominieren (Barry & Oelschlaeger 1996, Shepherd & Bowler 1997, Lélé & Norgaard 2005, Sawa 2005). Die Wahrscheinlichkeit einer disziplinenübergreifenden Zusammenarbeit scheint umso geringer, je größer die Unterschiede in den angewandten Methoden und Terminologien der Disziplinen sind, was das Verständnis vor allem für die Integration

sozialwissenschaftlicher Ansätze in naturwissenschaftliche Arbeiten erschwert. Die Hemmnisse einer solchen Zusammenarbeit wiegen offensichtlich schwerer als die Chance echter interdisziplinärer Forschung. Als zukunftsweisende Chance ist der disziplinenübergreifende und praxisrelevante Erkenntnisgewinn durch die Integration eben solcher unterschiedlichen Ansätze anzusehen (Evely et al. 2010).

8.2.2 Interdisziplinarität beim Schutz von Großen Beutegreifern

Lange Zeit wurde die Bedeutung der interdisziplinären Forschung beim Schutz von Großen Beutegreifern und anderen Wildtieren unterschätzt und die Berücksichtigung der *human dimensions* vernachlässigt (Bruskotter & Shelby 2010). Der Ansatz zum Schutz der Großen Beutegreifer konzentrierte sich in erster Linie auf ökologische und ethologische Aspekte und vernachlässigte die sozialen, politischen und kulturellen Umstände, die in vielen Fällen für den Rückgang der Arten verantwortlich waren (ebd., sowie Clark et al. 1996, Bruskotter et al. 2010). Auch heute noch dominiert zwar diese „traditionelle“ Sichtweise, welche den Schutz von Großen Beutegreifern auf Biologie und Ökologie beschränkt (Bruskotter & Shelby 2010), den *human dimensions* werden jedoch für die praxisrelevante Forschung sowie die Planung und Durchführung des Managements zunehmend eine große Bedeutung zugeschrieben (Clark et al. 1996, Clark et al. 2001, Skogen & Kränge 2003, Treves & Karanth 2003, Skogen et al. 2006, Treves et al. 2006, Baruch-Mordo et al. 2009, Bull et al. 2009, Persson et al. 2009, Bruskotter & Shelby 2010, Davenport et al. 2010, Glikman et al. 2010). Als ein Forschungsgegenstand der Sozialwissenschaften definiert Manfredo (1996) *human dimensions* als

„an area of investigation which attempts to describe, predict, understand, and affect human thought and action...“.

Auch wenn die Zahl der Veröffentlichungen über die *human dimensions* im Artenschutz kontinuierlich ansteigt (Dickman 2010), erfolgt die Erforschung dieser Dimension überwiegend getrennt von der Erforschung ökologischer Fragestellungen und somit nicht interdisziplinär. Eine Abfrage der online-Datenbank *web of science*SM ergab, dass von 452 Artikeln zu Großen Beutegreifern (Abfragesyntax: *TS=(„large carnivore“)*) zwischen den Jahren 2000 bis 2012 lediglich 4 Artikel (0,1 %) explizit den Anspruch auf Interdisziplinarität erheben (Abfragesyntax: *TS=((interdisciplinar* OR multidisciplinar* OR crossdisciplinar* OR transdisciplinar*) AND „large carnivore“)*). Die Integration der natur- und sozialwissenschaftlichen Forschungsergebnisse wird demnach in der Regel den Verantwortlichen im Management der Arten überlassen, auch wenn die Relevanz von interdisziplinären angelegten Untersuchungen für die Praktiker vor Ort nachweislich höher ist (Evely et al. 2010). Als ein Grund für diese nach wie vor stark ausgeprägte Trennung zwischen natur- und sozialwissenschaftlichen Untersuchungen ist die oben erwähnte Schwierigkeit bei der wissenschaftlichen Synthese der Forschungsergebnisse aus den beiden Disziplinen zu vermuten. Insbesondere qualitative Ergebnisse aus den Sozialwissenschaften lassen sich nur schwer mit den quantitativ ausgelegten naturwissenschaftlichen Studien verbinden (Evely et al. 2008). Unterschiede in den Anschauungen können zu Missverständnissen (Steffy & Grimes 1986, Lélé & Norgaard 2005), und zu einer verringerten Bereitschaft zur Kooperation führen (Evely et al. 2008). Dabei erscheinen gerade Erkenntnisse aus qualitativen Untersuchungen für den Umgang mit Großen Beutegreifern eine wesentliche Rolle zu spielen (vgl. Lühtrath 2011).

Die Ansprüche, die eine äußerst intensiv genutzte und durch unterschiedliche Nutzungsformen und Akteursgruppen gezeichnete Kulturlandschaft an die Forschung und das Management von Großen Beutegreifern stellt, werden zunehmend komplexer und erlauben es umso weniger, bei der Entwicklung von Managementkonzepten auf

Erkenntnisse zu verzichten, die durch interdisziplinäre Untersuchungen gewonnen wurden. Dies gilt insbesondere für den Fall, dass die Überlebensfähigkeit einer Population der betreffenden Art durch unmittelbare menschliche Aktivitäten, wie z.B. illegale Abschüsse, gefährdet wird. Die Trennung von natur- und sozialwissenschaftlichen Untersuchungen birgt gerade dann die Gefahr, dass entscheidende Erkenntnisse aus der einen Disziplin von der anderen Disziplin nicht oder nur unzureichend aufgegriffen werden, obwohl der Schlüssel für einen effektiven Schutz der Population oder deren Aufbau genau in einem solchen Wissenstransfer und der sich daraus ergebenden interdisziplinären Forschungsansätze und Handlungsempfehlungen für das Management liegt.

8.3 DIE UNTERSUCHUNGSERGEBNISSE IN DER INTERDISZIPLINÄREN ZUSAMMENSCHAU

Inwiefern in der vorliegenden Arbeit die Integration von natur- und sozialwissenschaftlichen Untersuchungen zu einem Erkenntnisgewinn im Sinne der untersuchten Fragestellung beitragen kann, wird nun in den abschließenden Kapiteln der Arbeit diskutiert. Auf detaillierte Ergebnisse aus den Kapiteln der Arbeit wird an dieser Stelle nur insofern eingegangen als sie für eine interdisziplinäre Zusammenschau von Bedeutung sind. Konkrete Schlussfolgerungen für ein Management von Luchsen in Baden-Württemberg werden in Kapitel 9 diskutiert.

Der Schlüsselfaktor für ein langfristig erfolgreiches Luchsmanagement liegt darin, mit Informationen über die Relevanz von Regionen für die Überlebensfähigkeit von Luchsen (naturwissenschaftliche Methoden) mit Informationen über die Hintergründe von illegalen Abschüssen zu kombinieren, um entsprechend gezielte und effektive Managementmaßnahmen einzusetzen.

Das System „Habitat-Luchs-Mensch“ wurde vor der Untersuchung stets zweigeteilt betrachtet: Die Naturwissenschaften widmeten sich dem System „Habitat-Luchs“, sozialwissenschaftliche Methoden wurden angewandt, um das System „Luchs-Mensch“ zu untersuchen, wobei überwiegend Methoden der quantitativen Sozialforschung zur Abschätzung der Akzeptanz gegenüber dem Luchs eingesetzt wurden. Bisher wurde weder in naturwissenschaftlichen noch in sozialwissenschaftlichen Untersuchungen über den Luchs erforscht, ob handlungsrelevante Variablen existieren, welche die Bereitschaft zu illegalen Abschüssen verändern und somit einen Einfluss auf die Überlebensfähigkeit der Population haben. Trotz zahlreicher vorliegender Arbeiten über die Ökologie des Luchses und die Akzeptanz der Bevölkerung gegenüber dieser Art, wurde bislang eine Verknüpfung zwischen natur- und sozialwissenschaftlichen Untersuchungen in wissenschaftlichen Arbeiten nicht versucht. So war zwar die illegale Mortalität als wichtiger Einflussfaktor für die Überlebensfähigkeit der Populationen bekannt, die Hintergründe für die illegalen Abschüsse wurden jedoch bislang nicht untersucht und dementsprechend häufig in ihrer Komplexität unterschätzt. Als mögliche Ursachen kommen eine gewisse Skepsis der Naturwissenschaftler gegenüber sozialwissenschaftlichen Ansätzen (vgl. Barry & Oelschlaeger 1996, Shepherd & Bowler 1997, Lélé & Norgaard 2005, Sawa 2005) sowie die wenigen Berührungspunkte zwischen diesen Disziplinen in der Forschungspraxis in Frage. Dies hat insbesondere Auswirkungen auf die Fragestellungen, mit denen sich wissenschaftliche Arbeiten der einzelnen Disziplinen beschäftigen. Auch für die in der Wissenschaft tätigen Personen gilt, dass die Fragestellungen bearbeitet werden, für die eine eigene Motivation oder ein entsprechender Forschungsauftrag vorliegt. Für Sozialwissenschaftler gab es bislang schlicht keinen Anlass, die Hintergründe von illegalen Abschüssen von Luchsen durch Jäger zu erforschen, da die Naturwissenschaftler versäumt haben, die entsprechenden Fragen an die sozialwissenschaftliche Disziplin zu stellen. Die

gesellschaftliche Wahrnehmung der Großen Beutegreifer nimmt nun in dem Maße zu, indem Luchse, Wölfe und Bären in dicht besiedelte oder intensiv touristisch genutzte Regionen zurückkehren und mit ihrer Rückkehr reale Schäden und insbesondere Ängste verbunden sind. Mit dieser zunehmenden Wahrnehmung gehen größere Meinungsunterschiede und stärkere Konflikte einher. Auch die illegale Tötung rückt dadurch stärker in das Blickfeld der öffentlichen Wahrnehmung. Herausforderungen für eine enge Einbindung der Sozialwissenschaften in die Erarbeitung von Fragestellungen und deren wissenschaftliche Untersuchungen sind damit genügend gegeben. Luchtrath (2011) hat mit der Übertragung von Theorien aus der Konfliktforschung auf den Umgang des Menschen mit dem Luchs einen ersten Schritt in eine qualitative Erforschung dieses Themenfeldes getan, der mit der vorliegenden Arbeit für illegale Abschüsse konkretisiert und durch eine interdisziplinäre Sichtweise erweitert wurde.

Die Überlebensfähigkeit der in dieser Arbeit berücksichtigten Luchspopulationen hängt in ganz entscheidender Weise davon ab, wie häufig und in welchen Regionen Luchse illegal getötet werden. Für eine räumliche Vorgabe liefert die Habitatanalyse eine wichtige Grundlage (Kapitel 3). Anhand der Simulationen der Luchspopulation in Kapitel 5.2.4 konnte gezeigt werden, dass die Reduktion der illegalen Abschüsse signifikante Vorteile bringt, wenn die Flächen anhand der Habitateignungskarte oder der simulierten Nutzungshäufigkeit ausgewählt werden, gegenüber einer Reduktion der illegalen Abschüsse auf Flächen mit geringerer Eignung, und sich die akzeptanzfördernden Maßnahmen somit auf die für das Überleben besonders wichtigen Regionen konzentrieren. Die *räumliche Vorgabe* für den effizienten Einsatz der Ressourcen zur Reduktion der illegalen Abschüsse lieferte dementsprechend das Habitat- bzw. das Populationsmodell.

Aufgrund der Ergebnisse der sozialwissenschaftlichen Analysen können die Ursachen für die Verluste durch illegale Tötungen eingeschätzt werden (*inhaltliche Vorgabe*). Dies ist eine wichtige Grundlage dafür, diese Verluste zu reduzieren. Eine solche Reduktion ist möglich, wenn das Luchsmanagement auf die handlungsrelevanten Entwicklungsvariablen einwirkt. Als wichtigste Variablen haben sich dabei herausgestellt: der *Grad der normativen Abweichung der Eigengruppe* und die *des Jägers*, die *Luchsdichte*, die *Wertschätzung der Beutegreifer*, die *Jägerschaft*, die durch die Jäger *perzipierte Kompetenz des Gesetzgebers*, der *Handlungsspielraum der Jagd*, die *gesellschaftliche Wertschätzung der Jagd*, die *Qualität der Gruppeninteraktion zwischen Jägerschaft und Naturschützer* und die *wildbiologische Fachkompetenz der Jägerschaft sowie der Luchsbefürworter* (Kapitel 7.4.2).

Den im Management tätigen Personen müssen ganz konkrete räumliche wie auch inhaltliche Vorgaben gemacht werden, wie die Überlebensfähigkeit der Luchspopulation gesteigert werden kann, wenn das Management optimiert werden soll. Dies bezieht sich zum einen auf die Auswahl von Straßenabschnitten, die bezüglich ihres Risikopotentials beispielsweise durch Querungshilfen entschärft werden müssen, um eine Vernetzung von Subpopulationen zu gewährleisten und zum anderen auf Maßnahmen, welche auf die Bereitschaft zu illegalen Abschüssen reduzierend einwirken. Solch konkrete und anhand von wissenschaftlichen Methoden hergeleitete Maßnahmenempfehlungen stellen eine hohe Effektivität des Luchsmanagements sicher. Da das Management von Großen Beutegreifern häufig mit äußerst limitierten finanziellen und personellen Ressourcen ausgestattet ist (Dickman et al. 2011) und dies im Gegensatz zu dem hohen Raumanspruch der Tiere steht, ergibt sich die Notwendigkeit, die Ressourcen für den Schutz der Population effizient einzusetzen. Die Erkenntnisse dieser interdisziplinären Arbeit ermöglichen es, für unterschiedliche Regionen jeweils solche Managementempfehlungen zu entwickeln, die sich bezüglich einer Kosten-Nutzen-Analyse maximal (und positiv) auf die Überlebenswahrscheinlichkeit der Luchspopulation auswirken (vgl. Kapitel 9). Durch das Populationsmodell kann, aufbauend auf den Ergebnissen dieser Arbeit eingeschätzt werden, an welchem Punkt der

Populationsentwicklung welches Maß an illegaler Mortalität welche Auswirkungen hat. Die Verknüpfung mit den sozialwissenschaftlichen Erkenntnissen kann dazu genutzt werden, präventiv und äußerst zielgerichtet auf die Bereitschaft zum illegalen Abschuss einzuwirken.

Die Verknüpfung der Ergebnisse aus den beiden Disziplinen zeigt zudem Wechselwirkungen zwischen der Bereitschaft zum illegalen Abschuss und Faktoren auf, welche im Sinne einer rein naturwissenschaftlichen Betrachtung förderlich für die Sicherung der Population erscheinen. Dies betrifft die Zahl der Luchse, die in einer Region leben und / oder ausgesetzt werden. Aus populationsökologischer Sicht ist es von Nachteil, auf die Luchsdichte reduzierend einzuwirken. Jedoch zeigt die sozialwissenschaftliche Analyse auf, dass bei einer Zunahme der Variablen *Luchsdichte* sich die Bereitschaft zum illegalen Abschuss erhöht. Aufgrund der Wechselwirkungen mit weiteren Variablen (*Grad der normativen Abweichung der Eigengruppe, perzipierte Kompetenz des Gesetzgebers, Erwartung positiver Sanktionen bei Luchsabschuss*) und der zu berücksichtigenden zeitlichen Verzögerung mancher Wirkungsmechanismen ist nicht auszuschließen, dass eine Zunahme der Luchsdichte die Bereitschaft zum illegalen Abschuss derart erhöht, dass die Population daraufhin gefährdet wird. Solche Wechselwirkungen wären durch eine rein naturwissenschaftliche Sichtweise nicht zu erkennen. Das Systemverständnis „Habitat-Luchs-Mensch“ konnte durch diese interdisziplinär angelegte Untersuchung somit wesentlich erweitert werden. Dies entspricht den Aussagen von Tress et al. (2005a und 2005b), wonach interdisziplinäre Forschung eine ganzheitliche Betrachtung eines Problems und ein besseres Verständnis der zugrunde liegenden Prozesse fördern kann.

Die unterschiedlichen Disziplinen der Untersuchung brachten es mit sich, dass der untersuchte Gegenstand während des Forschungsprozesses aus unterschiedlichen Perspektiven betrachtet wurde. Der Forschende war angehalten, stets nach Verknüpfungspunkten zu suchen und zu hinterfragen, inwiefern Ansprüche, welche die eine Disziplin an die andere stellt, von dieser tatsächlich erfüllt werden konnten. Als Beispiel hierfür sei die Prognostizierung von illegalen Abschüssen als Konsequenz von ausgewählten Managementmaßnahmen genannt. Aus Sicht der Naturwissenschaften wäre eine solche Prognose wünschenswert, um die Auswirkungen von verschiedenen Managementszenarien auf die Population vorhersagen zu können. Die Quantifizierung von illegalen Abschüssen als Reaktion auf Managementmaßnahmen stellt sich aufgrund des aufgezeigten äußerst komplexen Wirkungsgefüges jedoch als unrealistisch heraus. Zum einen erscheint die Operationalisierung der meisten Variablen wenig sinnvoll (z.B. *Privatheit eines Luchsabschusses*), zum anderen ist deren Quantifizierung häufig kaum möglich (z.B. *Häufigkeit einer Luchsbeobachtung*), die zudem für jeden einzelnen Jäger im betrachteten Gebiet notwendig wäre, für den die Möglichkeit zu einem illegalen Abschuss bestünde. Somit muss der Artenschutz ohne quantitative Prognosen der illegalen Tötung als Reaktion auf Managementmaßnahmen auskommen. Der interdisziplinäre Ansatz zeigt folglich neben den Möglichkeiten auch die Grenzen der einzelnen Disziplinen auf.

Aus Sicht eines erfolgreichen Luchsmanagements ist es jedoch nicht notwendig, eine absolute Prognose über das Ausmaß der Abschüsse zu treffen. Vielmehr ist von Bedeutung, mit welchen Maßnahmen reduzierend auf die Bereitschaft zum illegalen Abschuss eingewirkt werden kann. Hierfür liefert die Arbeit wichtige Antworten (vgl. Kapitel 9).

Die vorliegende Arbeit kann nicht den Anspruch erheben, das System „Habitat-Luchs-Mensch“ in seiner ganzen Komplexität zu fassen. Sie liefert jedoch einen ersten Ansatz, um die ansonsten voneinander getrennt betrachteten Systeme „Habitat-Luchs“ und „Luchs-Mensch“ zu verbinden. Eine große Herausforderung von interdisziplinären Arbeiten ist es, zwischen den unterschiedlichen Disziplinen Verknüpfungspunkte herzustellen, die einen Erkenntnisgewinn ermöglichen, der über eine auflistende Darstellung der Ergebnisse aus

beiden Disziplinen hinaus geht. Der Mehrwert einer solchen Arbeit, die ihren Schwerpunkt in der angewandten Forschung sieht, wird insbesondere ersichtlich, wenn man die Ergebnisse auf praxisrelevante Themen – in diesem Fall auf das Management von Luchsen – überträgt.

Wildtier-Management beinhaltet die umfassende Berücksichtigung und Steuerung aller Einflussgrößen, die das Vorkommen, das Raum-Zeit-Verhalten und die Populationsentwicklung von Wildtieren beeinflussen (Suchant 2011). Auch für das Luchs-Management sind dementsprechend nicht nur naturwissenschaftliche Einflussgrößen zu berücksichtigen, sondern auch die direkt mit den Menschen verbundenen Managementmaßnahmen. Eine aktive Wiederansiedlung von Luchsen ist auch aus Sicht des Artenschutzes nicht sinnvoll, wenn das Maß illegaler Abschüsse die Überlebensfähigkeit der Population stark gefährdet. Ob und wie das Management so gestaltet werden kann, dass der Umgang mit dem Luchs als langfristig erfolgreich eingestuft werden kann, ist auf der Basis der Ergebnisse dieser Arbeit möglich (vgl. Kapitel 9). Nur wenn alle hier erarbeiteten Einflussgrößen im System „Habitat-Luchs-Mensch“ zusammen betrachtet, und die Verknüpfungen zwischen den Einflussfaktoren hergestellt werden, ist von einem Luchs-Management im oben definierten Sinn auszugehen. Die integrative Behandlung aller Steuerungsgrößen in einer wissenschaftlichen Arbeit ermöglicht den im Management tätigen Personen, aber auch politischen Entscheidungsträgern, sich ganz gezielt über wesentliche Faktoren sowohl aus Natur- als auch Sozialwissenschaft zu informieren und ein Verständnis dafür zu fördern, wie Schlüsselfaktoren der einen mit Schlüsselfaktoren der anderen Disziplin zusammenhängen.

9 SCHLUSSFOLGERUNGEN FÜR EINE POTENTIELLE AKTIVE WIEDERANSIEDLUNG VON LUCHSEN IN BADEN-WÜRTTEMBERG

In diesem abschließenden Kapitel wird auf Grundlage der in dieser Arbeit durchgeführten Untersuchungen diskutiert, welche Schlussfolgerungen sich aus dem gewählten interdisziplinären Ansatz für ein effektives Management von Luchsen in Baden-Württemberg ergeben. Dabei werden verschiedene Handlungsoptionen für eine mögliche Wiederansiedlung von Luchsen sowie Managementmaßnahmen nach Aufbau einer Luchspopulation diskutiert.

Die Wiederbesiedlung von geeigneten Flächen in Mitteleuropa durch den Luchs und die Vernetzung der Subpopulationen wird für die Sicherung der mitteleuropäischen Luchspopulation von der Large Carnivore Initiative for Europe (LACI) gefordert (Linnell et al. 2007). Der Luchs ist dementsprechend im Zielartenkonzept des Landes Baden-Württemberg als „Zielorientierte Indikatorart“ (ILPÖ 2006) enthalten, deren Verbreitungsgebiet auszudehnen ist. Für den Fall, dass die Rückkehr des Luchses in eine Region wie Baden-Württemberg zum erklärten politischen Ziel wird, werden von der Wissenschaft konkrete Handlungsempfehlungen erwartet. Der Aufbau einer Luchspopulation in Baden-Württemberg innerhalb der nächsten 50 Jahre durch eine natürliche Zuwanderung aus dem Schweizer Jura ist entsprechend Kapitel 5.2.4 als gering einzuschätzen (Wahrscheinlichkeit der Besiedlung von 36 % bei Annahme einer moderaten illegalen Mortalität, 1,5 % bei Annahme einer erhöhten illegalen Mortalität, vgl. Kapitel 5.2.4). Eine höhere Besiedlungsrate Baden-Württembergs setzt ein zusätzliches Aussetzen von Luchsen voraus.

Für eine solche aktive Wiederansiedlung des Luchses ergeben sich durch den interdisziplinären Ansatz wichtige Schlussfolgerungen: Entsprechend den Ergebnissen des Populationsmodells (Kapitel 5.2) erhöht sich mit der Anzahl der in Baden-Württemberg ausgesetzten Tiere die Erfolgchance für eine Wiederbesiedlung. Darüber hinaus kann der illegale Abschuss von Luchsen durch eine höhere Zahl an ausgesetzten Tieren kompensiert werden, ohne dass der Erfolg der Wiederansiedlung gefährdet scheint. Es stehen sich somit scheinbar gleichwertige Handlungsoptionen gegenüber, die sich darin unterscheiden, wie hoch die Zahl der ausgesetzten Tiere ist und mit welcher Intensität Maßnahmen zur Reduktion der illegalen Abschüsse durchgeführt werden. Ohne das Wissen über die Wirkungsmechanismen, welche die Bereitschaft zu illegalen Abschüssen beeinflussen, scheinen sich die Handlungsoptionen lediglich unter ethischen Gesichtspunkten jedoch nicht hinsichtlich der Erfolgsrate zu unterscheiden.

Die im Folgenden ganz konkret angewandte Synthese der natur- und sozialwissenschaftlichen Analysen erlaubt es jedoch, die Konsequenzen der unterschiedlichen Optionen für die potentielle Luchspopulation und ein zukünftiges Luchsmanagement deutlich umfassender zu beleuchten und hinsichtlich des Zieles einer langfristig stabilen Luchspopulation zu vergleichen. Als handlungsrelevante *Einflussvariablen* für die Bereitschaft zum illegalen Abschuss durch einzelne Jäger wurden der *Grad der normativen Abweichung der Eigengruppe* und *des Jägers*, die *Luchsdichte*, die *Wertschätzung der Beutegreifer*, die *perzipierte Kompetenz des Gesetzgebers*, der *Handlungsspielraum der Jagd*, die *gesellschaftliche Wertschätzung der Jagd*, die *Qualität der Gruppeninteraktion zwischen Jägerschaft und Naturschützer* und die *wildbiologische Fachkompetenz der Jägerschaft* sowie der *Luchsbefürworter* identifiziert (Kapitel 7.4.2). Nahezu all diese Faktoren werden durch die Art der Entscheidungsfindung in Fragen der Wiederansiedlung beeinflusst:

- Wer entscheidet mit wem auf welcher Ebene?
- Wer plant und führt die Wiederansiedlung durch?
- Wer sind die „Träger“ eines Wiederansiedlungsprogramms?

Je nachdem wie diese Fragen beantwortet werden, sind deutliche Unterschiede im Erfolg einer Wiederansiedlung zu erwarten.

9.1 ENTSCHEIDUNGSFINDUNG ÜBER DIE WIEDERANSIEDLUNG

Gegenüber einer aktiven Wiederansiedlung ist aufgrund der empfundenen Fremdbestimmung eine weitaus größere Ablehnung der Jägerschaft zu beobachten, als diese gegenüber einer natürlichen Rückkehr des Luchses oder einer bestandesstützenden Maßnahme zum Ausdruck gebracht wird (Lüchtrath 2011). Demgegenüber steht der Wunsch der Naturschutzverbände nach einer aktiven Wiederansiedlung, die auch von der LACI gefordert wird. Die Interaktion zwischen Jägern und Luchsbefürwortern aus den klassischen Naturschutzkreisen ist bislang häufig durch Kompetenzstreitigkeiten sowie eine mangelnden Wertschätzung geprägt (vgl. Kapitel 7.3.1.). Ebenfalls ist die gesellschaftliche Wertschätzung der Jagd als gering einzustufen (ebd.). Gleichzeitig hat ein Großteil (65 %) der Bevölkerung in Baden-Württemberg eine positive bis sehr positive Einstellung gegenüber dem Luchs (Lüchtrath & Schraml 2011). Wird die Wiederansiedlung des Luchses durch politischen Druck der Naturschutzverbände oder aufgrund des Stimmungsbildes in der Bevölkerung durchgeführt, so ist aufgrund der derzeit symbolischen Bedeutung des Luchses als Naturschutzart (vgl. Lüchtrath 2011) und der mangelnden Wertschätzung zwischen den Gruppenmitgliedern von einer spürbaren *Verschlechterung der Gruppeninteraktion* zwischen Jägern und Naturschützern auszugehen. Je weniger diejenigen Jäger, die sich von der Maßnahme betroffen fühlen, bei der Entscheidungsfindung über eine Wiederansiedlung beteiligt werden, desto eher unterstützt ein solches Vorhaben die Tendenz der Jägerschaft, sich im Sinne einer Subkultur von den gesellschaftlichen Prozessen und Normen abzugrenzen. Der illegale Abschuss erfüllt umso mehr die Funktion einer positiven Sanktion für den einzelnen Jäger, je mehr eine Wiederansiedlung unter Druck der Naturschutzverbände oder der breiten Bevölkerung durchgeführt wird und je eher die Maßnahme von Seiten der Naturschützer als Sieg über die Jägerschaft zelebriert wird. Dies hat eine zunehmende Bereitschaft zu illegalen Abschüssen zur Folge. Die Bereitschaft zu einem solchen Handeln ist gemäß der Untersuchung deutlich geringer, wenn die Jagdverbände und im Idealfall die Jäger in den betroffenen Gebieten in den Entscheidungsprozess eingebunden sind und offen über das Für und Wider sowie die Motivation / Ablehnung einer Wiederansiedlung diskutiert wird. Ein solches Vorgehen kann bei adäquaten Rahmenbedingungen (kleine Gruppengröße) und professioneller Begleitung (Moderation und Fachexpertise) die *Qualität der Gruppeninteraktion* erheblich verbessern und trägt darüber hinaus dazu bei, die *wildbiologische Fachkompetenz* der Teilnehmer zu verbessern. Eine Entscheidung, die in einem solchen partizipativen Verfahren getroffen wird, wirkt sich in ganz erheblichem und nachhaltigem Maße reduzierend auf die Bereitschaft zu illegalen Abschüssen aus und kann darüber hinaus die Gruppeninteraktion deutlich verbessern, wie auch ein Zitat von Clark (2001) bestätigt: "Decision process can be [...] managed for the benefit of carnivores as well as humans".

Neben der Art und Weise der Entscheidungsfindung hat auch die *Aufteilung der Aufgaben und Verantwortlichkeiten* bei einer möglichen Wiederansiedlung eine entscheidende Rolle auf die handlungsrelevanten *Entwicklungsvariablen*.

9.2 AUFTEILUNG DER AUFGABEN UND VERANTWORTLICHKEITEN

Im Vorfeld einer möglichen Wiederansiedlung sowie nach Beginn der Maßnahme selbst sind eine Vielzahl von Entscheidungen zu treffen und zahlreiche Aufgaben zu bewältigen. Dies beginnt bei der Auswahl der Freilassungsorte und geht über die vorbereitende Information der Betroffenen und der Öffentlichkeit, die Auswahl und Anzahl der Tiere, den Freilassungsmodus, das Monitoring bis hin zu der Entwicklung von Managementmaßnahmen (vgl. Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008). Um die Bereitschaft zu illegalen Abschüssen zu minimieren, reicht es entsprechend der Analyse aus Kapitel 7 bei weitem nicht aus, die betroffenen Jäger in den Entscheidungsfindungsprozess über eine mögliche Wiederansiedlung einzubinden. Vielmehr muss auch bei der Aufteilung der Aufgaben und Verantwortlichkeiten auf die handlungsrelevanten *Entwicklungsvariablen* eingewirkt werden.

Eine hohe *wildbiologische Fachkompetenz* der beteiligten Akteure trägt wesentlich zu einer Verbesserung der Gruppeninteraktionen bei, da weniger Raum für Spekulationen und die Verbreitung von wissenschaftlich nicht belegten Aussagen bleibt, die zu einer Rückkehr in alte Konfliktmuster zwischen Jagd und Naturschutz führen können. Der Wissenstransfer an die Basis der betroffenen Akteure ist demnach eine entscheidende Aufgabe, die im Optimalfall gemeinsam von Jagd- und Naturschutzverbänden durchgeführt wird, um die *Qualität der Gruppeninteraktion* zu verbessern.

Damit die *Qualität der Gruppeninteraktion* langfristig verbessert wird, muss es neben der Erhöhung der fachlichen Kompetenz gelingen, Jäger und Naturschützer auf lokaler Ebene gemeinsam in den Prozess der Wiederansiedlung einzubinden und dabei der unterschiedlichen Betroffenheit der Akteure unabhängig ihrer Lobby gerecht zu werden. Das Vertrauen der Bevölkerung in die Managementfähigkeiten der Naturschützer ist laut einer repräsentativen Umfrage nahezu dreifach so hoch, als in diesbezügliche Fähigkeiten der Jäger (Lüchtrath & Schraml 2011). Eine entsprechende Verteilung der Aufgaben und Verantwortlichkeiten mag politisch attraktiv sein, würde die Qualität der Gruppeninteraktion allerdings negativ beeinträchtigen, da in ihr ein mangelndes Vertrauen in die Jägerschaft zum Ausdruck käme (mangelnde *gesellschaftliche Wertschätzung*) und die subjektiv als groß empfundene Betroffenheit der Jäger nicht berücksichtigt wäre. Auch eine andersartige Verteilung der Aufgaben und Verantwortlichkeiten auf der lokalen Ebene wäre wenig zielführend, wenn sie von den zuständigen Behörden vorgegeben würde. Da sich die lokalen Gegebenheiten deutlich voneinander unterscheiden können, müssen die an dem Prozess beteiligten Akteure vor Ort vielmehr gemeinsam darüber entscheiden, wie eine solche Aufteilung aussehen muss, damit sie zu einer Verbesserung der Gruppeninteraktion beitragen kann. Anhand der Analysen dieser Arbeit ist davon auszugehen, dass eine subjektiv empfundene Benachteiligung der Jägerschaft gegenüber dem Naturschutz langfristig zu einer Erhöhung der illegalen Abschüsse beitragen würde – eine Konstellation, die es im Sinne einer erfolgreichen Wiederansiedlung zu vermeiden gilt. Kommt es während des partizipativen Prozesses zu einer durch die Jägerschaft subjektiv empfundenen Benachteiligung, so sollte diese durch eine Vergrößerung des *Handlungsspielraumes der Jagd* in anderen Belangen kompensiert werden. Solche „Paketlösungen“ finden sich häufig bei politischen Aushandlungsprozessen.

Fazit: Bei der Aufteilung von Aufgaben und Verantwortlichkeiten sind im Sinne einer erfolgreichen Wiederansiedlung Methoden anzuwenden, welche dazu beitragen, dass die Qualität der Gruppeninteraktionen sowie die wildbiologische Fachkompetenz verbessert werden. Von besonderer Relevanz werden aufgrund der Untersuchung zu den Hintergründen von illegalen Abschüssen in Kapitel 7 die Anzahl der ausgesetzten Tiere, das Monitoring sowie die Entwicklung von Managementmaßnahmen betrachtet.

9.2.1 Anzahl der ausgesetzten Tiere als erfolgsrelevanter Faktor

Entsprechend (Kapitel 5.2) steigert sich durch eine höhere Zahl an ausgesetzten Tieren die Erfolgchance für eine Wiederbesiedlung Baden-Württembergs. Zwischen der Zahl an ausgesetzten Tieren und der Bereitschaft zum illegalen Abschuss ist gleichzeitig ein Zusammenhang festzustellen, der in quantitativ nicht erfasst werden konnte, der jedoch für den Erfolg der Maßnahme von hoher Bedeutung sein dürfte:

Viele Jäger erwarten mit der Rückkehr eines Großen Beutegreifers wie dem Luchs eine Verhaltensänderung der Beutetiere und sind der Ansicht, dass eine langsamen Gewöhnung an die Rückkehr des Luchses wichtig sei, um die Anpassung der Beutetiere aber auch der eigenen Jagdstrategien zu ermöglichen (Lüchtrath 2011). Je größer die Zahl der ausgesetzten Tiere, desto geringer ist dementsprechend die zu erwartende Zustimmung der Jägerschaft. Die Option „Aussetzen einer hohen Zahl von Tieren bei hohem Einsatz zur Reduktion der illegalen Abschüsse“ ist dementsprechend nicht als Konsensentscheidung zwischen Jagd und Naturschutz zu erwarten – mit allen oben aufgezeigten Folgen. Wird auf Druck der Naturschutzverbände diese Option gewählt, so ist davon auszugehen, dass mit zunehmender Zahl der ausgesetzten Luchse die Jäger objektiv weder überprüf- noch einer Ursache zuweisbare Verhaltensänderungen der Beutetiere und deren Bestandsgrößen vermehrt dem Luchs zuweisen werden. Sind diese Veränderungen unerwünscht, so steigen der *Grad der normativen Abweichung* sowie die erwarteten *negativen Sanktionen bei Gesetzesbefolgung* bei den betroffenen Jägern an. Gleichzeitig verringert sich die *perzipierte Kompetenz des Gesetzgebers*, wodurch sich die Bereitschaft zu illegalen Abschüssen erhöht. Durch eine größere Zahl an ausgesetzten Luchsen erhöht sich ebenfalls mit der *Häufigkeit von Luchsbeobachtungen* die Gelegenheit zum Abschuss. Steigen sowohl Gelegenheit wie auch Bereitschaft zu illegalen Abschüssen, ist von einer überproportionalen Zunahme der illegalen Abschüsse mit zunehmender Zahl an ausgesetzten Tieren zu rechnen. Geht man von einer Rate der illegalen Abschüsse aus, wie sie für den Schweizer Jura (inklusive der angenommenen Dunkelziffer) geschätzt wird, so sind laut Populationsmodell bereits 30 Tiere notwendig, um eine Besiedlungsrate von mehr als 90 % zu gewährleisten (vgl. Kapitel 5.2.4). Eine solch hohe Zahl an Luchsen wurde bislang lediglich in einem Ansiedlungsprojekt in Polen (1992 bis 1999) ausgesetzt, dessen Erfolg auch heute noch äußerst zweifelhaft ist (Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008). Für die Luchspopulation in Polen wird die illegale Mortalität mit 71 % angegeben (Jedrzejewski et al. 1996). Es ist somit äußerst fraglich, ob in Baden-Württemberg durch eine große Anzahl von ausgesetzten Tieren die damit verbundene erhöhte Bereitschaft zum illegalen Abschuss kompensiert werden kann, auch wenn dies von dem Populationsmodell prognostiziert wird. Entscheidend ist, wie tiefgreifend und anhaltend die Bereitschaft zum illegalen Abschuss durch eine hohe Zahl an ausgesetzten Luchsen erhöht wird. Die aufgezeigten Zusammenhänge sprechen dafür, dass eine hohe Anzahl von ausgesetzten Tieren das Verhältnis zwischen den Gruppen und demzufolge die Luchspopulation langfristig stark belasten würde, weswegen vor dem Hintergrund der vorliegenden Untersuchung eine geringe Zahl an ausgesetzten Luchsen bei gleichzeitig hohem Einsatz zur Reduktion der illegalen Abschüsse eher erfolgsversprechend erscheint.

9.2.2 Monitoring

Gute Daten über den Zustand einer sich aufbauenden oder bereits etablierten Luchspopulation sind äußerst wichtig, um rechtzeitig mit entsprechenden Managementmaßnahmen reagieren zu können, falls unerwünschte Entwicklungen zu beobachten sind. Für das Monitoring gelten die Erfassung und Kontrolle von Luchshinweisen (Sichtungen, Fährten, Risse, Totfunde etc.) als Standards für die Abgrenzung der vom Luchs besiedelten Fläche (Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008, Kaczensky et al. 2009). Der Einsatz eines systematischen Fotofallenmonitorings etabliert sich zunehmend als

Methode für eine Dichteschätzung der Population und / oder Beschreibung der Streifgebiete und die Telemetrie von einzelnen Individuen liefert insbesondere zu Beginn einer Wiederansiedlung wichtige Erkenntnisse über die Raumnutzung, den Nahrungsbedarf, das Beutetierspektrum und die Überlebensrate der Tiere (ebd. sowie Kaczensky et al. 2009, Zimmermann et al. 2010, Garrote et al. 2011, Gil-Sanchez et al. 2011, Mendoza et al. 2011). Bei all diesen Maßnahmen beeinflusst die gewählte Vorgehensweise einige der handlungsrelevanten Faktoren aus Kapitel 7.4. und damit die Bereitschaft zum illegalen Abschuss.

Die Ausrüstung der freigelassenen Luchse mit einem Halsbandsender oder auch die Besenderung von in Freiheit geborenen Luchsen kann in ganz außerordentlichem Maß dazu beitragen, die *wildbiologischen Fachkompetenz* der betroffenen Akteure zu verbessern, da ein anderer Bezug zu den Tieren und deren Verhalten vor Ort hergestellt werden kann, als dies bei besenderten Luchsen aus anderen Regionen der Fall ist und regional gewonnene Erkenntnis in aller Regel auf eine größere Akzeptanz stößt.

Im Idealfall gelingt eine Einbindung von Jägern und Naturschützern in die Erfassung und Kontrolle von Luchshinweisen, das Fotofallenmonitoring oder die Telemetrie von Luchsen. Die Übernahme dieser Monitoringaufgaben setzt die Schulung der Beteiligten voraus, welche wiederum im Rahmen eines professionellen Luchsmanagement genutzt werden kann, neben den *wildbiologische Fachkenntnis* auch die *Qualität der Gruppeninteraktion* zu verbessern. Gelingt es zusätzlich, die Teilnehmer als Multiplikatoren für einen wertschätzenden und konfliktmindernden Umgang zwischen den Akteuren zu schulen, so sinkt die Bereitschaft zu illegalem Abschuss deutlich. Die *Qualität der Gruppeninteraktion* wird auch durch die Art und Weise der Planung und Durchführung von Monitoring-Aktivitäten auf der Fläche stark beeinflusst. Selbst wenn beispielsweise die Voraussetzungen für eine rechtmäßige Kontrolle eines Luchshinweises innerhalb eines Jagdrevieres oder eines Naturschutzgebietes gegeben sind, wird das Gruppenverhältnis belastet, wenn die lokalen Akteure nicht in den Vorgang einbezogen werden.

9.2.3 Managementmaßnahmen

Das Management von Luchsen umfasst eine ganze Reihe von Maßnahmen unterschiedlichster Art. Unmittelbar auf die Population wirken sich das Einfangen, das Umsiedeln, der (legale) Abschuss sowie ein Aussetzen von Tieren zur Bestandesstützung sowie Maßnahmen zur Reduktion der verkehrsbedingten Mortalität (Querungshilfen, luchssichere Zäune) aus. Bis auf den legalen Abschuss im Falle einer Spezialisierung von Luchsen auf Nutztiere unterscheiden sich davon Maßnahmen zur Schadensprävention oder zum Ausgleich von Schäden. Dabei handelt es sich in der Regel um finanzielle Unterstützung von Nutztierhaltern. Des Weiteren sind die Öffentlichkeitsarbeit, eine mögliche Anpassung des Managements anderer Wildtiere sowie eine länderübergreifende Abstimmung wichtige Managementmaßnahmen. Viele dieser Maßnahmen zielen letztlich darauf ab, die Akzeptanz des Luchses unter den Betroffenen zu erhöhen und beziehen sich somit auf die *human dimensions* des Luchsmanagements. Dementsprechend treffen auf viele dieser Maßnahmen die in Kapitel 7 aufgezeigten Wirkungsmechanismen zu und sie müssen hinsichtlich ihrer Wirkung auf die Bereitschaft zum illegalen Abschuss diskutiert werden.

Das Entfernen eines Luchses aus der Wildbahn durch Abschuss oder Fang kann notwendig werden, wenn ein Individuum gegenüber Menschen regelmäßig ein ungewöhnliches Verhalten zeigt. In diesem Fall ist ein schnelles und unbürokratisches Eingreifen wichtig, um die Bevölkerung nicht zu verunsichern oder zu gefährden. Ein rasches Entfernen des Tieres – sei es durch Fang oder Abschuss – dürfte sich förderlich auf die von den betroffenen Jägern *perzipierte Kompetenz des Gesetzgebers* auswirken und die Bereitschaft zu illegalen Abschüssen verringern. Ebenfalls kann es sinnvoll sein, ein Tier zu entfernen, das sich trotz

installierter Präventionsmaßnahmen auf das Töten von Nutztieren spezialisiert hat, da dies die Akzeptanz gegenüber der Art gefährden kann (vgl. Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008). Werden die Kriterien, welche zu einer Entnahme eines solchen Tieres erfüllt werden müssen, in einem partizipativen Prozess gemeinsam mit den Akteuren aus Jagd, Naturschutz (und in diesem speziellen Fall auch: Landwirtschaft) entwickelt, so ist ebenfalls von einer Erhöhung der *perzipierten Kompetenz des Gesetzgebers* sowie einer Verbesserung der *Qualität der Gruppeninteraktionen* auszugehen, was wiederum die Bereitschaft zum illegalen Abschuss verringert.

Deutlich umstrittener sind Managementmaßnahmen, welche die Limitierung einer Luchsdichte betreffen. Hierzu zählen der Fang und die Umsiedlung bzw. der Abschuss von Luchsen in Regionen, in denen die Luchsdichte einen gewissen Schwellenwert überschreitet. Solche Maßnahmen sind von hoher Bedeutung für die Bereitschaft zum illegalen Abschuss, da die positive Korrelation der Luchsdichte mit der Bereitschaft eines Jägers zum illegalen Abschuss nicht als linearer Zusammenhang anzunehmen ist. Vielmehr ist zu erwarten, dass ab einem gewissen Schwellenwert der Luchsdichte die Bereitschaft zum Abschuss überproportional ansteigt (so geschehen im Berner Oberland, Schweiz, vgl. Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008). Diese These stützt sich auf die Tatsache, dass die Luchsdichte neben der Entwicklungsvariablen *Häufigkeit von Luchsbeobachtungen* auch auf die Entwicklungsvariablen *perzipierte Kompetenz des Gesetzgebers*, *Grad der normativen Abweichung der Eigengruppe* sowie auf die *erwarteten negativen Sanktionen bei Gesetzesbefolgung* einwirkt. Die Zunahme der Luchsdichte verändert dementsprechend die Bereitschaft und die Gelegenheit zum illegalen Abschuss, was eine überproportionale illegale Bejagung bei ansteigender Luchsdichte erwarten lässt. Gemäß dieser Argumentation wird die Überlebensfähigkeit einer Luchspopulation für den Fall reduziert, dass der Luchsbestand diese kritische Schwelle überschreitet und sich die Zahl der illegalen Abschüsse überproportional zur zunehmenden Luchsdichte erhöht. Die durch illegale Abschüsse bewirkte Reduktion der Luchsdichte führt zwar ihrerseits wieder zu einer verringerten Bereitschaft der illegalen Bejagung, aufgrund einer anzunehmenden zeitlich verzögerten Wirkung auf die Variablen *perzipierte Kompetenz des Gesetzgebers*, *Grad der normativen Abweichung der Eigengruppe* und *des Jägers* sowie erwartete *negative Sanktionen bei Gesetzesbefolgung* leidet jedoch die Luchspopulation auch dann noch unter einer erhöhten Bereitschaft zum illegalen Abschuss, wenn die Luchsdichte bereits im Rückgang begriffen ist. Hinweise auf eine solche verzögerte Reaktion finden sich in der nach einer Wiederansiedlung zunächst stark anwachsenden Luchspopulation in Slowenien, wo die ansteigende Zahl der illegalen Abschüsse als einer der Hauptfaktoren für einen plötzlich einsetzenden starken Rückgang der Luchspopulation diskutiert wird (Krofel 2008). Vor diesem Hintergrund kann es für die Population von Vorteil sein, wenn das Management eine Bestandeskontrolle durch legale Bejagung vorsieht. Dies wird auch von Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten (2008) diskutiert und als plausibel eingeschätzt. Um durch eine solche Maßnahme die Population nicht zu gefährden, sind verlässliche Daten über die Bestandessituation der Luchse sowie die Habitategnung unabdingbare Voraussetzungen. Die maximale Dichte an residenten Tieren lässt sich auf Grundlage der Habitategnung einer Region und dem Raumnutzungsverhalten der Tiere gut vorhersagen (vgl. Kapitel 3.1.4). Sind alle Reviere von Luchsen besetzt, so variiert die Luchsdichte mit der Anzahl der Disperser sowie Floater (vgl. Kapitel 3.1.4). Wird die Luchsdichte mit entsprechenden Monitoringmethoden überwacht, und liegt diese oberhalb der Dichte von residenten Tieren, so ist von einem positiven Einfluss einer Bestandesreduktion im Rahmen eines professionellen Luchsmanagements auf die Überlebensfähigkeit der Luchspopulation auszugehen, da sich hierdurch die Bereitschaft für illegale Abschüsse überproportional reduziert. Dass die Reduktion von Luchsen unter bestimmten Voraussetzungen von hoher Relevanz für die Akzeptanz des Luchses ist, wurde auch in dem „Konzept Luchs Schweiz“ (BUWAL 2004) aufgegriffen. Zu Beginn einer Wiederansiedlung scheint die Festschreibung

einer solchen Managementmaßnahme zunächst als irrelevant, da alle Disperser ein exklusives Streifgebiet etablieren können und somit über einen längeren Zeitraum die Kriterien für eine Bestandesreduktion nicht gegeben sein dürften. Für die Bereitschaft zu illegalen Abschüssen ist es jedoch entscheidend, schon im Vorfeld der Ansiedlung eine solche Handlungsoption als Managementmaßnahme definiert zu haben, da ansonsten die Jäger ihren *Handlungsspielraum* als stark eingeschränkt wahrnehmen und die *perzipierte Kompetenz des Gesetzgebers* abwerten.

Als letzte Managementmaßnahme wird im Folgenden die Öffentlichkeitsarbeit vor dem Hintergrund der illegalen Abschüsse diskutiert. Öffentlichkeitsarbeit kann zu einer verringerten Bereitschaft von illegalen Abschüssen führen, wenn sie entsprechend auf die handlungsrelevanten Entwicklungsvariablen einwirkt. Neben der *wildbiologischen Fachkompetenz* sind hierbei insbesondere die *gesellschaftliche Wertschätzung der Jagd* sowie die damit verbundene *Qualität der Gruppeninteraktionen* zu nennen. Die von der Gesellschaft erwünschten und von der Jägerschaft übernommenen Aufgaben (z.B. Biotopaufwertung, Wildschadensprävention, Bestandesregulation, Beschaffung von Wildbret) sollten durch eine kompetente Öffentlichkeitsarbeit zum Luchs thematisiert und wertgeschätzt, der scheinbare Widerspruch zwischen Naturschutz und Jagd aufgehoben werden. In Gesprächen zwischen Jägern und Naturschützern sollen die gemeinsamen Motivationen und Ziele aufgezeigt, und eventuelle Unterschiede in den angewandten Methoden auf sachlicher Ebene diskutiert werden. Entsprechend der Arbeit von Lüchtrath (2011) liegt die große Herausforderung darin, durch ein Konfliktmanagement die Voraussetzungen für eine sachliche Diskussion zwischen den traditionell konfliktbeladenen Parteien Jagd und Naturschutz zu schaffen. Dazu eignen sich ergänzend zu der nötigen Öffentlichkeitsarbeit auch Veranstaltungen und Verfahren, die Moderationstechniken für Konsultation, Partizipation und Mediation im öffentlichen Bereich nutzen. Kontraproduktiv für die Qualität der Gruppeninteraktionen sind hingegen Formen der Öffentlichkeitsarbeit, welche die legitimen Interessen der einen Gruppe gut heißt und die der anderen in Frage stellt. Diese Tatsache stellt insbesondere die Verbände vor eine große Herausforderung, die sich ihrer eigenen Klientel verpflichtet fühlen und dementsprechend dazu neigen, die Interessen der anderen Gruppe nicht als gleichwertig zu betrachten. Ist es jedoch das gemeinsame Ziel der Verbände, die Bereitschaft zum illegalen Abschuss zu verringern, so erfordert dies einen Verzicht auf die verbandspolitische Instrumentalisierung der Großen Beutegreifer.

Dieses Ergebnis hat eine ausgesprochen hohe Relevanz für die Erstellung von Managementplänen: Entsprechend ist zu empfehlen, illegale Tötungen durch Aufklärungsarbeit in den Verwaltungseinheiten gezielt zu verringern, die über die genannte Methode als sensible Gebiete für die Tiere identifiziert wurden. In andere Verwaltungseinheiten, die auch von Luchsen besiedelt sind, jedoch weniger intensiv von diesen genutzt werden, trägt eine Reduktion des illegalen Abschusses nicht in vergleichbarem Ausmaß zur Sicherung der Population bei. Diese Ergebnisse stimmen mit denen von Ferreras et al. (2001) überein, die anhand eines Populationsmodell für den Pardelluchs ebenfalls die große Bedeutung der gezielten räumlichen Auswahl bei der räumlich expliziten Reduktion von Mortalitätsfaktoren nachweisen konnten.

Gelingt es, die Aufgaben und Verantwortlichkeiten bei einer Wiederansiedlung des Luchses und beim Luchsmanagement unter Berücksichtigung der aufgezeigten Mechanismen zu verteilen und die räumlichen Vorgaben des Populationsmodells zu berücksichtigen, so ist mit einem deutlichen Rückgang der Bereitschaft zu illegalen Abschüssen durch die Jägerschaft in den besonders relevanten Gebieten zu rechnen, wodurch sich die Erfolgsrate einer Wiederansiedlung sowie beim Management einer etablierten Population erheblich erhöht.

Eine bloße Kenntnis des aufgezeigten Wirkungsgefüges „Habitat-Luchs-Mensch“ reicht jedoch für eine erfolgreiche Umsetzung einer Ansiedlungsmaßnahme nicht aus. Es braucht darüber hinaus die Bereitschaft und die Kompetenz der für ein solches Projekt verantwortlichen Personen, sich neben den naturwissenschaftlichen Grundlagen auch mit den gesellschaftlichen Prozessen zu befassen, welche die illegalen Abschüsse beeinflussen. Ebenso ist es auf der Ebene der politischen Entscheidungsträger erforderlich, im Artenschutz neue Wege zu gehen. Unter Umständen müssen neue Schutzziele definiert werden aber insbesondere ist die Einbindung der Betroffenen in den Prozess der Entscheidungsfindung sowie in das Management sehr zu empfehlen. Auch wenn ein solches Vorgehen auf den ersten Blick als langwieriger und kostenintensiver als das Durchsetzen von autoritär getroffenen Entscheidungen erscheinen mag, kann am Ende dieser Arbeit mit guten Grund davon ausgegangen werden, dass mögliche kurzfristige Nachteile durch den langfristigen Erfolg mehr als kompensiert werden.

10 ZUSAMMENFASSUNG

Die Rückkehr Großer Beutegreifer in die dicht besiedelte Kulturlandschaft Mitteleuropas stellt eine große Herausforderung für das Wildtier-Management dar. Vor allem beim Aufbau neuer Populationen über Zuwanderung oder aktive Wiederansiedelung spielen anthropogen bedingte Mortalitätsfaktoren wie z.B. Wildunfälle oder illegale Abschüsse eine große Rolle. In dieser interdisziplinär angelegten Arbeit wurde untersucht, welches die Schlüsselfaktoren für ein langfristig erfolgreiches Management des Luchses (*Lynx lynx*) in der Kulturlandschaft Mitteleuropas sind, die sich durch eine Integration von natur- und sozialwissenschaftlichen Analysen ergeben. Naturwissenschaftliche Analysen wurden am Beispiel des Luchserwartungslandes Baden-Württemberg (BW) und der grenznahen Luchspopulation im Schweizer Jura durchgeführt. Sozialwissenschaftliche Analysen bezogen sich auf ganz Deutschland.

Durch eine logistische Regression von Telemetriedaten aus dem Schweizer Jura, konnten 11 habitatbezogene Variablen identifiziert werden, die einen signifikanten Einfluss auf die bevorzugte Raumnutzung der Tiere haben. Neben der Hangneigung und der anthropogenen Landnutzung leisten insbesondere die Exposition sowie der Abstand zu Straßen einen besonders wichtigen Erklärungsbeitrag. Die Übertragung der Ergebnisse auf BW ergab, dass 10 % der Landesfläche mit den geeigneten Flächen im Schweizer Jura vergleichbar sind, die Raum für insgesamt 108 residente Tiere bieten. Schwerpunkte liegen im Schwarzwald (71 Tiere) und auf der Schwäbischen Alb (27 Tiere). Zur Untersuchung des Risikopotentials von Straßenabschnitten wurde die Lage von 39 Verkehrskollisionen mit Luchsen in der Schweiz mittels einer logistischen Regression ausgewertet. Signifikante Erklärungsbeiträge lieferten die Straßenkategorie, die Habitateignung für Luchse im Umfeld von 400 Metern sowie die Distanz des Straßenabschnittes zu Siedlungen. Aufbauend auf diesen erarbeiteten Grundlagen wurden anhand eines räumlich expliziten, individuenbasierten Populationsmodells für BW die Wahrscheinlichkeit einer Besiedlung durch natürliche Zuwanderung unter verschiedenen Annahmen der illegalen Mortalität von Luchsen simuliert. Die Wahrscheinlichkeit, dass sich durch natürliche Zuwanderung aus dem Schweizer Jura in den nächsten 50 Jahren eine Population in Baden-Württemberg etabliert, lag unter der Annahme einer moderaten illegalen Mortalität bei 36 %. Unter der Annahme einer vierfach erhöhten illegalen Mortalität lag sie bei 1,5 %. In weiteren Szenarien wurde für eine potentiell etablierte Population in Baden-Württemberg untersucht, wie sich die Reduktion der illegalen Mortalität um den Faktor 0,5 auf die Überlebensfähigkeit der Population auswirkt. Es zeigten sich signifikante Unterschiede in Abhängigkeit der Raumkulisse auf der die Reduktion stattfand. Die höchste Überlebensrate wurde bei Reduktion der illegalen Mortalität in Regionen erreicht, die eine besonders hohe Habitateignung aufwiesen bzw. häufig von Modell-Luchsen frequentiert wurden.

Für die sozialwissenschaftliche Analyse der Hintergründe für illegale Abschüsse von Luchsen durch einzelne Jäger in Deutschland wurde auf ein Erklärungsmodell aus der Rechtssoziologie zurückgegriffen, welches die Bereitschaft zu illegalen Handlungen in Abhängigkeit von verschiedenen handlungsrelevanten Variablen prognostiziert. Die postulierten Zusammenhänge wurden unter Berücksichtigung der Theorie des rationalen Handelns auf den Fall des illegalen Abschusses eines Luchses auf Plausibilität geprüft und das Modell durch zusätzliche Variablen ergänzt, welche den Erklärungsgehalt des Modells erhöhten. Grundlage hierfür lieferten eine zielorientierte Literaturanalyse und Presserecherche sowie eigene Beobachtungen des Autors aus der Zusammenarbeit mit den betroffenen Akteuren aus Jagd, Landwirtschaft und Naturschutz. Anhand der Analyse konnte ein komplexes Wirkungsgefüge von Faktoren definiert werden, welche die Bereitschaft zu illegalen Abschüssen beeinflussen. Als besonders relevant für eine mögliche Reduktion der Bereitschaft zu illegalen Abschüssen wurden als sog. Entwicklungsvariablen der Grad der

normativen Abweichung der Eigengruppe der Jäger, die Luchsdichte, die Wertschätzung der Beutegreifer durch die Jäger, die von den Jägern perzipierte Kompetenz des Gesetzgebers, der Handlungsspielraum der Jagd, die gesellschaftliche Wertschätzung der Jagd, die Qualität der Gruppeninteraktion zwischen Jagd und Naturschutz sowie die wildbiologische Fachkenntnis von Jägern und Naturschützern identifiziert.

Die Zusammenführung der natur- und sozialwissenschaftlichen Analysen zeigte die hohe Relevanz des gewählten interdisziplinären Forschungsansatzes für die Sicherung der Überlebensfähigkeit einer Luchspopulation auf. Einerseits kann auf Grundlage der Habitateignung und des Populationsmodells die Priorisierung von Flächen vorgenommen werden, welche für die Überlebensfähigkeit der Luchse von besonderer Relevanz sind. Andererseits können anhand der Entwicklungsvariablen konkrete Maßnahmen definiert werden, durch welche die Bereitschaft zum illegalen Abschuss wesentlich reduziert werden kann. Dadurch ist eine ökologische und ökonomische Optimierung des Luchsmanagement möglich, die auch im Vorfeld einer aktiven Wiederansiedlung von Bedeutung ist, um die Chance auf Erfolg der Ansiedlung zu erhöhen.

11 SUMMARY

The return of large carnivores to the densely populated cultural landscapes of Central Europe represents a major challenge for conservation management. Particularly for the establishment of new populations - through immigration or active reintroduction - human-induced mortality like vehicle collisions or poaching are factors of major concern. This interdisciplinary thesis investigates the key factors for long-term survival and a successful management of lynx (*Lynx lynx*) by integrating natural scientific and social scientific analyses. The natural scientific part encompassed the analysis of habitat suitability, road mortality and population survival. Models were calibrated using data from the lynx population in the Swiss Jura Mountains and were extrapolated to Baden-Württemberg (BW), Germany, with no current presence of lynx. The social scientific part of the analysis addressed the motivation of hunters for poaching, and was carried out for Germany.

Using a logistic regression of telemetry data from lynx in the Swiss Jura Mountains 11 habitat-related variables could be identified which significantly influence the animals' spatial distribution pattern. Besides slope and human land use, particularly aspect and the distance to roads had the greatest impact on the habitat selection of lynx. Applying the model to BW it could be shown that 10 % of the area is suitable for lynx, which would give room to a population of 108 resident individuals. The most important regions for the establishment of a population are the Black Forest (71 animals) and the Swabian Alb (27 animals).

To investigate the specific risk of road sections for lynx, the location of 39 road kills in Switzerland were analysed using logistic regression. Road category, habitat suitability for lynx within 400 meters to both sides of the roads and the distance to urban areas were shown to have a significant effect on the risk of road kills.

The results and population dynamic data from the Jura population were integrated in a spatially explicit and individual based population model which was used to simulate population survival and to investigate the probability of lynx establishing a population by immigrating from the Swiss Jura Mountains to BW. In addition to the effects of natural mortality and road-kill, the effect of poaching was investigated by comparing different poaching rates. The probability of establishing a population within the next 50 years in BW was 36 % for a moderate poaching rate and 1,5 % for a rate four times higher. In addition, assuming an established lynx population in BW, scenarios were used to analyse how spatially targeted vs. randomly distributed measures for reducing poaching rates would affect the extinction risk. Depending on the location where the reduction was undertaken significant differences could be discovered: The lowest extinction risk was given when reducing poaching in regions that offered a high habitat-suitability for lynx or were used most frequently by the species.

The social scientific analysis of causal connections for poaching of lynx by single hunters was based on an explanatory model originated from the sociology of law. This model predicts the willingness to illegal behaviour due to different social variables. The model was applied on the act of poaching lynx and tested for plausibility considering the rational choice theory. Further variables could be added to the model which improved its predictive capability. On the basis of an analysis derived from scientific literature, press articles and dialogues with affected or concerned actors, such as hunters, farmers and conservationists, a complex of interacting factors could be identified that influence the willingness to poach lynx. The group of so-called 'progress variables' showed to be most important for the reduction of illegal mortality of lynx, namely the degree of normative deviance of the hunter's peer group, the density of lynx, the valuation of carnivores by the hunter, the perceived competence of the legislative authority, the freedom of action for the hunters, the valuation of hunting by the

society, the quality of group interactions between hunters and conservationists, and the ecological knowledge of both, hunters and conservationists.

The combination of natural scientific and social scientific analyses revealed a complex system of interacting factors affecting lynx population survival which underlines the high practical relevance of interdisciplinary research for the conservation of large carnivores. Habitat suitability maps and population modelling offer the spatial specification, the analysis of 'progress variables' identifies concrete management options that would have a major influence on the willingness to commit poaching. With this it is possible to ecologically and economically optimise the management of large carnivores in order to improve the chance of success of future species re-introduction programmes.

12 LITERATURVERZEICHNIS

- Akaike, H. (1987): Factor-Analyses and AIC. *Psychometrika* 52(3): 317-332
- Andrén, H.; Ahlqvist, P.; Andersen, R.; Kvam, T.; Liberg, O.; Lindén, M.; Odden, J.; Overskaug, K.; Linnell, J. & Segerstrom, P. (1998): The Scandinavian lynx projects - Annual report 1997, NINA Oppdragsmelding 518: 1-11
- Andrén, H.; Linnell, J. D. C.; Liberg, O.; Andersen, R.; Danell, A.; Karlsson, J.; Odden, J.; Moa, P. F.; Ahlqvist, P.; Kvam, T.; Franzen, R. & Segerstrom, P. (2006): Survival rates and causes of mortality in Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in multi-use landscapes. *Biological Conservation* 131(1): 23-32
- Backhaus, K.; Erichson, B.; Plinke, W. & Weiber, R. (2008): *Multivariate Analysemethoden: eine anwendungsorientierte Einführung*. Springer Verlag. Berlin, Heidelberg
- Baker, P. J.; Dowding, C. V.; Molony, S. E.; White, P. C. L. & Harris, S. (2007): Activity patterns of urban red foxes (*Vulpes vulpes*) reduce the risk of traffic-induced mortality. *Behavioral Ecology* 18(4): 716-724
- Balbontin, J. (2005): Identifying suitable habitat for dispersal in Bonelli's eagle: An important issue in halting its decline in Europe. *Biological Conservation* 126(1): 74-83
- Balčiauskas, L.; Kazlauskas, M. & Randveer, T. (2010): Lynx acceptance in Poland, Lithuania and Estonia. *Estonian Journal of Ecology* 59(1): 52-61
- Balle, F. (2009): Die Auswirkungen illegaler Tötungen auf große Raubtiere in Deutschland. Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften, Institut für Forstzoologie. Freiburg, Albert-Ludwig-Universität. Bachelorarbeit: 108
- Bammer, G. (2005): Integration and implementation sciences: Building a new specialization. *Ecology and Society* 10(2): 6
- Barry, D. & Oelschlaeger, M. (1996): A science for survival: Values and conservation biology. *Conservation Biology* 10(3): 905-911
- Barton, K. (2011): MuMIn: Multi-model inference. R package version 1.2.3
- Baruch-Mordo, S.; Breck, S. W.; Wilson, K. R. & Broderick, J. (2009): A Tool Box Half Full: How Social Science can help solve Human-Wildlife conflict. *Human Dimensions of Wildlife: An International Journal* 14(3): 219 - 223
- Bates, D.; Maechler, M. & Bolker, B. (2011): lme4: Linear mixed-effects models using S4 classes. R package version 0.999375 - 39
- Bath, A. J. (1989): The public and wolf reintroduction in Yellowstone National Park. *Society & Natural Resources* 2(4): 297-306
- Bayrischer Oberster Rechnungshof (1992): Auszug aus dem Jahresbericht 1992: Einzelplan 08, Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten
- Beier, P. (1993): Determining minimum habitat areas and habitat corridors for cougars. *Conservation Biology* 7(1): 94-108
- Beier, P. (1995): Dispersal of juvenile cougars in fragmented habitat. *Journal of Wildlife Management* 59(2): 228-237
- Bell, S.; Hampshire, K. & Topalidou, S. (2007): The political culture of poaching: a case study from Northern Greece. *Biodiversity and Conservation* 16(2): 399-418
- Bijlsma, R.; Bundgaard, J.; Boerema, A. & Van Putten, W. (1997): Genetic and environmental stress and the persistence of populations. In: *Environmental stress, adaption and evolution*. Bijlsma, R. and Loeschcke, V. (Hrsg.). Birkhäuser Verlag Basel: 193-207
- Bittner, R.; Smrcka, P.; Vysoký, P.; Hána, K.; Poušek, L. & Schreib, P. (2000): Detecting of fatigue states of a car driver. In: *Medical Data Analysis, Proceedings*. Brause, R. W. and Hanisch, E. (Hrsg.). 1933: 260-273
- Bjerke, T.; Vittersø, J. & Kaltenborn, B. P. (2000): Locus of control and attitudes toward large carnivores. *Psychological Reports* 86(1): 37-46
- Bolker, B. M.; E., B. M.; Clark, C. J.; Geange, S. W.; Poulsen, J. R.; Stevens, M. H. H. & White, J. S. (2009): Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in Ecology & Evolution* 24(3): 127-135
- Braunisch, V. & Suchant, R. (2010): Predicting species distributions based on incomplete survey data: the trade-off between precision and scale. *Ecography* 33(5): 826-840

- Breitenmoser-Würsten, C. & Obexer-Ruff, G. (2003): Population and conservation genetics of two re-introduced lynx (*Lynx lynx*) populations in Switzerland – a molecular evaluation 30 years after translocation. Tagung: 2nd conference on the Status and Conservation of the Alpine Lynx Population. Amden, Switzerland
- Breitenmoser-Würsten, C.; Vandel, J. M.; Zimmermann, F. & Breitenmoser, U. (2007a): Demography of lynx (*Lynx lynx*) in the Jura Mountains. *Wildlife Biology* 13(4): 381-392
- Breitenmoser-Würsten, C.; Zimmermann, F.; Ryser, A.; Capt, S.; Laass, S.; Siegenthaler, A. & Breitenmoser, U. (2001): Untersuchungen zur Luchspopulation in den Nordwestalpen der Schweiz 1997-2000. KORA-Bericht. Muri, KORA. 9
- Breitenmoser-Würsten, C.; Zimmermann, F.; Stahl, P.; Vandel, J. M.; Molinari-Jobin, A.; Molinari, P.; Capt, S. & 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(4): 365-380
- Breitenmoser, U. & Breitenmoser-Würsten, C. (2008): Der Luchs. Ein Großraubtier in der Kulturlandschaft. Salm Verlag.
- Breitenmoser, U.; Breitenmoser-Würsten, C.; Capt, S.; Molinari-Jobin, A.; Molinari, P. & Zimmermann, F. (2007): Conservation of the lynx (*Lynx lynx*) in the Swiss Jura Mountains. *Wildlife Biology* 13(4): 340-355
- Breitenmoser, U.; Capt, S.; Breitenmoser-Würsten, C.; Angst, C.; Zimmermann, F. & Molinari-Jobin, A. (2002): Der Luchs im Jura - Eine Übersicht zum aktuellen Kenntnisstand. KORA-Bericht. Breitenmoser, U. Muri, KORA. 11
- Breitenmoser, U. & Haller, H. (1993): Patterns of predation by reintroduced European Lynx in the Swiss Alps. *Journal of Wildlife Management* 57(1): 135-144
- Breitenmoser, U.; Kaczensky, P.; Dotterer, M.; Breitenmoserwürsten, C.; Capt, S.; Bernhart, F. & Liberek, M. (1993): Spatial-organization and recruitment of lynx (*Lynx lynx*) in a re-introduced population in the Swiss Jura mountains. *Journal of Zoology* 231: 449-464
- Brewer, G. & DeLeon, P. (1983): The foundations of policy analysis. Brooks/Cole Pub. Co., 1983.
- Briedermann, L. (1982): Der Wildbestand - die große Unbekannte. Deutscher Landwirtschaftsverlag. Berlin
- Bruskotter, J. T. & Shelby, L. B. (2010): Human Dimensions of Large Carnivore Conservation and Management: Introduction to the Special Issue. *Human Dimensions of Wildlife: An International Journal* 15(5): 311 - 314
- Bruskotter, J. T.; Toman, E.; Enzler, S. A. & Schmidt, R. H. (2010): Are Gray wolves endangered in the Northern Rocky Mountains? A Role for Social Science in listing determinations. *Bioscience* 60(11): 941-948
- Bufka, L. & Cerveny, J. (2004): Status and conservation of Eurasian Lynx (*Lynx lynx*) in Europe in 2001 - Czech Republic. Kora-Bericht. von Arx, M.; Breitenmoser-Würsten, C.; Zimmermann, F. and Breitenmoser, U. Muri, KORA. 19e: 64-70
- Bull, J.; Nilsen, E. B.; Mysterud, A. & Milner-Gulland, E. J. (2009): Survival on the border: a population model to evaluate management options for Norway's wolves *Canis lupus*. *Wildlife Biology* 15(4): 412-424
- Burgin, S. & Brainwood, M. (2008): Comparison of road kills in peri-urban and regional areas of New South Wales (Australia) and factors influencing deaths. Royal Zoological Society of New South Wales.
- Burnham, K. P. & Anderson, D. R. (2002): Model Selection and Multi-Model Inference: a practical information theoretic approach Springer Verlag. New York, Berlin, Heidelberg
- BUWAL (2004): Konzept Luchs Schweiz, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Schweiz
- Capt, S. (2007): Monitoring and distribution of the lynx (*Lynx lynx*) in the Swiss Jura Mountains. *Wildlife Biology* 13(4): 356-364
- Cerveny, J.; Koubek, P. & Bufka, L. (2002): Eurasian lynx (*Lynx lynx*) and its chance for survival in Central Europe: the case of the Czech Republic. *Acta Zoologica Lituanica* 12: 362-366
- Ceza, B.; Kessler, R.; Marti, K.; Nathalie, R. & Tester, U. (2001): Wer tötet den Luchs? Tatsachen, Hintergründe und Indizien zu illegalen Luchstötungen in der Schweiz. Beiträge zum Naturschutz in der Schweiz. Basel, Pro Natura
- Chambers, B. K.; Dawson, R.; Wann, J. & Bencini, R. (2006): Speed limit, verge width and day length: major factors in road-kills of tammar wallabies on Garden Island, Western Australia.

- Chambers, B. K.; Dawson, R.; Wann, J. & Bencini, R. (2010): Speed limit, verge width and day length: major factors in road-kills of tamar wallabies on Garden Island, Western Australia. CSIRO Publishing.
- Ciucci, P. & Boitani, L. (2008): The Apennine brown bear: A critical review of its status and conservation problems. *Ursus* 19(2): 130-145
- Clark, J. D.; Hayes, S. G. & Pledger, J. M. (1998): A female black bear denning habitat model using a geographic information system. *Ursus* 10: 181-185
- Clark, T. W.; Curlee, P. & Reading, R. P. (1996): Crafting effective solutions to the large carnivore conservation problem. *Conservation Biology* 10(4): 940-948
- Clark, T. W.; Mattson, D. J.; Reading, R. P. & Miller, B. J. (2001): Interdisciplinary problem solving in carnivore conservation: an introduction. In: *Carnivore Conservation*. Gittleman, J. L.; Funk, S. M.; Macdonald, D. W. and Wayne, R. K. (Hrsg.). 5: 223-240
- Clevenger, A. P. & Waltho, N. (2000): Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada. *Conservation Biology* 14(1): 47-56
- Colchero, F.; Conde, D. A.; Manterola, C.; Chavez, C.; Rivera, A. & Ceballos, G. (2011): Jaguars on the move: modeling movement to mitigate fragmentation from road expansion in the Mayan Forest. *Animal Conservation* 14(2): 158-166
- Coleman, J. W. (1994): *The criminal elite: The sociology of white collar crime*. St. Martin's Press. New York
- Colino-Rabanal, V. J.; Lizana, M. & Peris, S. J. (2011): Factors influencing wolf *Canis lupus* roadkills in Northwest Spain. *European Journal of Wildlife Research* 57(3): 399-409
- Cop, J. & Frkovic, A. (1998): The re-introduction of the lynx in Slovenia and its present status in Slovenia and Croatia. *Hystrix* 10(1): 65-76
- Cramer, P. C. & Portier, K. M. (2001): Modeling Florida panther movements in response to human attributes of the landscape and ecological settings. *Ecological Modelling* 140(1-2): 51-80
- Dabizzi, D. (2006): *Der Luchs im Schwarzwald - Meinungsbild auf der Basis einer Befragung betroffener Berufs- und Interessengruppen*, Hochschule für Forstwirtschaft Rottenburg. Diplomarbeit
- Davenport, M. A.; Nielsen, C. K. & Mangun, J. C. (2010): Attitudes toward Mountain Lion management in the Midwest: Implications for a potentially recolonizing large predator. *Human Dimensions of Wildlife: An International Journal* 15(5): 373 - 388
- Defila, R.; Balsinger, P. W. & Di Giulio, A. (1996): Einführung. In: *Ökologie und Interdisziplinarität - eine Beziehung mit Zukunft? Wissenschaftsforschung zur Verbesserung der fachübergreifenden Zusammenarbeit*. Balsinger, P. W.; Defilia, R. and Di Giulio, A. (Hrsg.). Birkhäuser Basel: 2-26
- Dickman, A. J. (2010): Complexities of conflict: the importance of considering social factors for effectively resolving human-wildlife conflict. *Animal Conservation* 13(5): 458-466
- Dickman, A. J.; Macdonald, E. A. & Macdonald, D. W. (2011): A review of financial instruments to pay for predator conservation and encourage human-carnivore coexistence. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108(49)
- Diekmann, A. (1980): *Die Befolgung von Gesetzen*. Schriftenreihe zur Rechtssoziologie und Rechtstaatsachenforschung. Berlin, Duncker & Humblot / Berlin. 47: 181
- Ebenhard, T. (2000): Population viability analysis in endangered species management: the wolf, otter and peregrine falcon in Sweden. *Ecological Bulletins* 48: 143-163
- Egli, E.; Lüthi, B. & Hunziker, M. (2001): Die Akzeptanz des Luchses - Ergebnisse einer Fallstudie im Berner Oberland. *Forest Snow And Landscape Research* 76(1/2): 213-228
- Eliason, S. L. (2003): Illegal hunting and angling: The neutralization of wildlife law violations. *Society & Animals* 11(3): 225-243
- Eliason, S. L. & Dodder, R. A. (1999): Techniques of neutralization used by deer poachers in the Western United States: A research note. *Deviant Behavior* 20(3): 233-252
- Endres, K. (2007): *Lebenswelt der deutschen Jäger. Zwischen Tradition und Moderne: Sozialstruktur, gesellschaftlicher Kontext, Alltagsorientierungen und Verhalten im Revier*. Lit Verlag Dr. W.Hopf. Berlin
- Evely, A. C.; Fazey, I.; Lambin, X.; Lambert, E.; Allen, S. & Pinard, M. (2010): Defining and evaluating the impact of cross-disciplinary conservation research. *Environmental Conservation* 37(4): 442-450

- Evely, A. C.; Fazey, I.; Pinard, M. & Lambin, X. (2008): The influence of philosophical perspectives in integrative research: a conservation case study in the Cairngorms National Park. *Ecology and Society* 13(2)
- Fernandez, N.; Delibes, M. & Palomares, F. (2003): Identifying breeding habitat for the Iberian lynx: Inferences from a fine-scale spatial analysis. *Ecological Applications* 13: 1310-1324
- Fernandez, N.; Delibes, M. & Palomares, F. (2006): Landscape evaluation in conservation: Molecular sampling and habitat modeling for the Iberian lynx. *Ecological Applications* 16(3): 1037-1049
- Ferreras, P.; Aldama, J. J.; Beltran, J. F. & Delibes, M. (1992): Rates and causes of mortality in a fragmented population of Iberian lynx *Felis pardina* Temminck, 1824. *Biological Conservation* 61(3): 197-202
- Ferreras, P.; Gaona, P.; Palomares, F. & Delibes, M. (2001): Restore habitat or reduce mortality? Implications from a population viability analysis of the Iberian lynx. *Animal Conservation* 4: 265-274
- Ferrier, S. & Watson, G. (1996): An evaluation of the effectiveness of environmental surrogates and modelling techniques in predicting the distribution of biological diversity - Consultancy report prepared by the New South Wales National Parks and Wildlife Service for the Department of Environment, Sport and Territories.: 184
- Fielding, A. H. & Haworth, P. F. (1995): Testing the generality of bird-habitat models. *Conservation Biology* 9(6): 1466-1481
- Forman, R. T. T. & Alexander, L. E. (1998): Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 207-231
- Forsyth, C. J. & Evans, R. D. (1998): Dogmen: The rationalization of deviance. *Society & Animals* 6(3): 203-218
- Foster, M. L. & Humphrey, S. R. (1995): Use of Highway underpasses by Florida panthers and other wildlife. *Wildlife Society Bulletin* 23(1): 95-100
- Frankel, O. & Soulé, M. (1981): *Conservation and Evolution*. Cambridge University Press, Cambridge, MA
- Freund, N. (2011): Jäger wollen neues Jagdgesetz verhindern. Artikel in der Saarbrücker Zeitung vom 14.05.2011
- Garrote, G.; de Ayala, R. P.; Pereira, P.; Robles, F.; Guzman, N.; Garcia, F. J.; Iglesias, M. C.; Hervás, J.; Fajardo, I.; Simón, M. & Barroso, J. L. (2011): Estimation of the Iberian lynx (*Lynx pardinus*) population in the Doñana area, SW Spain, using capture-recapture analysis of camera-trapping data. *European Journal of Wildlife Research* 57(2): 355-362
- Gehrt, S. D.; Anchor, C. & White, L. A. (2009): Home Range and Landscape Use of Coyotes in a Metropolitan Landscape: Conflict or Coexistence? *Journal of Mammalogy* 90(5): 1045-1057
- Gil-Sanchez, J. M. & McCain, E. B. (2011): Former range and decline of the Iberian lynx (*Lynx pardinus*) reconstructed using verified records. *Journal of Mammalogy* 92(5): 1081-1090
- Gil-Sanchez, J. M.; Moral, M.; Bueno, J.; Rodriguez-Siles, J.; Lillo, S.; Perez, J.; Martin, J. M.; Valenzuela, G.; Garrote, G.; Torralba, B. & Simon-Mata, M. A. (2011): The use of camera trapping for estimating Iberian lynx (*Lynx pardinus*) home ranges. *European Journal of Wildlife Research* 57(6): 1203-1211
- Gillies, C. S.; Hebblewhite, M.; Nielsen, S. E.; Krawchuk, M. A.; Aldridge, C. L.; Frair, J. L.; Saher, D. J.; Stevens, C. E. & Jerde, C. L. (2006): Application of random effects to the study of resource selection by animals. *Journal of Animal Ecology* 75(4): 887-898
- Glikman, J. A.; Bath, A. J. & Vaske, J. J. (2010): Segmenting Normative Beliefs Regarding Wolf Management in Central Italy. *Human Dimensions of Wildlife: An International Journal* 15(5): 347 - 358
- Gloor, S.; Bontadina, F.; Hegglin, D.; Deplazes, P. & Breitenmoser, U. (2001): The rise of urban fox populations in Switzerland. *Mammalian Biology* 66(3): 155-164
- Goßmann-Köllner, S. & Einfeld, D. (1989): Zur Eignung des Schwarzwaldes als Lebensraum für den Luchs (*Lynx lynx*, L. 1758). Forstzoologisches Institut der Universität Freiburg, Arbeitsbereich Wildökologie und Jagdwirtschaft. Freiburg, Albert-Ludwig-Universität
- Grimm, V.; Revilla, I.; Berger, U.; Jeltsch, F.; Mooij, W.; Railsback, S.; Thulke, H.-H.; Weiner, J.; Wiegand, T. & DeAngelis, D. (2005): Pattern-oriented modeling of agent-based complex systems: lessons from ecology. *Science* 310: 987-991

- Gunson, K. E.; Clevenger, A. P.; Ford, A. T.; Bissonette, J. A. & Hardy, A. (2009): A comparison of data sets varying in spatial accuracy used to predict the occurrence of wildlife-vehicle collisions. *Environmental Management* 44(2): 268-277
- Gusian, A.; Weiss, S. B. & Weiss, A. D. (1999): GLM versus CCA spatial modeling of plant species distribution. *Plant Ecology* 143(1): 107-122
- Güthlin, D.; Knauer, F.; Kneib, T.; Kuchenhoff, H.; Kaczensky, P.; Rauer, G.; Jonozovic, M.; Mustoni, A. & Jerina, K. (2011): Estimating habitat suitability and potential population size for brown bears in the Eastern Alps. *Biological Conservation* 144(5): 1733-1741
- Haferkamp, H. (1980): Herrschaft und Strafrecht. Theorien der Normentstehung und Strafrechtsetzung. Westdeutscher Verlag GmbH. Opladen
- Haller, H. & Breitenmoser, U. (1986): Spatial-organisation of the reintroduced population of the lynx (*Lynx lynx*) in the Swiss Alps. *Zeitschrift für Säugetierkunde - International Journal of Mammalian Biology* 51(5): 289-311
- Hentig, H. v. (1987): Polyphem oder Argos? . In: Interdisziplinarität. Praxis - Herausforderung - Ideologie. Kocka, J. (Hrsg.). Suhrkamp Frankfurt a.M.: 34-59
- Herrmann, B. (2011): "...mein Acker ist die Zeit" - Aufsätze zur Umweltgeschichte. Universitätsverlag Göttingen.
- Hooge, P. N. & Eichenlaub, B. (2000): Animal Movement extension to ArcView ver. 2.04. Alaska Science Center - Biological Science Office, U. S. G. S. Anchorage, AK, USA
- Hosmer, D. W. & Lemeshow, S. (2000): Applied Logistic Regression. John Wiley & Sons, Inc. New York
- Huber, T.; Kusak, J. & Gomercic, T. (2004): Croatia. In: Status and conservation of Eurasian Lynx (*Lynx lynx*) in Europa in 2001. KORA-Bericht Nr. 19e. von Arx, M.; Breitenmoser-Würsten, C.; Zimmermann, F. and Breitenmoser, U. (Hrsg.). KORA Bern: 57-63
- Hunziker, M.; Hoffmann, C. W. & Wild-Eck, S. (2001): Die Akzeptanz von Wolf, Luchs und "Stadtfuchs" - Ergebnisse einer gesamtschweizerisch-repräsentativen Umfrage. *Forest Snow and Landscape Research* 76(1/2): 302-326
- ILPÖ (2006): Informationssystem Zielarten-Konzept Baden-Württemberg. LUBW Landesanstalt für Umwelt, M. u. N. B.-W. Stuttgart, Ministerium für Ernährung und Ländlicher Raum Baden-Württemberg (MLR)
- IUCN (1998): Guidelines for Re-introductions. Prepared by the IUCN / SSC Re-Introduction Specialist Group. Gland, IUCN: 11
- Jackson, R. (1990): Capture and immobilisation of wild snow leopards. In: Int. Ped. Book of Snow Leopards(Hrsg.)
- Jackson, R. & Ahlborn, G. (1989): Snow leopards (*Panthera uncia*) in Nepal - Home range and movements. *National Geographic Research* 5(2): 161-175
- Jäger, J.; Grau, S. & Haber, W. (2005): Landschaftszerschneidung und die Folgen. *GAIA* 14(2): 98-100
- Janet, W. N.; Nielson, C. & St. Clair, C. C. (2008): Landscape and traffic factors influencing deer-vehicle collisions in an urban environment. *Human-Wildlife Conflicts* 2(1): 34-37
- Jedrzejewski, W. (2005): Impact of wolf predation, hunting harvest, and food resources on red deer population dynamics. *Tagung: Conservation and management of wildlife in protected areas: the case of red deer. Nationalpark Stifserjoch*
- 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 Białowieża Primeval Forest (Poland and Belarus). *Ecography* 19(2): 122-138
- Jeness, J. (2007): Random point generator (randpts.avx) extension for ArcView 3.x, v. 1.3 Enterprises, J.
- Jerina, K. & Adamic, M. (2008): Fifty years of brown bear population expansion: effects of sex-biased dispersal on rate of expansion and population structure. *Journal of Mammalogy* 89(6): 1491-1501
- Jobin, A.; Molinari, P. & Breitenmoser, U. (2000): Prey spectrum, prey preference and consumption rates of Eurasian lynx in the Swiss Jura Mountains. *Acta Theriologica* 45(2): 243-252
- Johnson, D. H. (1980): The Comparison of Usage and Availability Measurements for Evaluating Resource Preference. *Ecology* 61(1): 65-71
- Johnson, J. B. & Omland, K. S. (2004): Model selection in ecology and evolution. *Trends in Ecology & Evolution* 19(2): 101-108

- Kaczensky, P.; Jerina, K.; Jonozovič, M.; Krofel, M.; Skrbinek, T.; Rauer, G.; Kos, I. & Gutleb, B. (2011): Illegal killings may hamper brown bear recovery in the Eastern Alps. *Ursus* 22(1): 37-46
- Kaczensky, P.; Kluth, G.; Knauer, F.; Rauer, G.; Rheinhardt, I. & Wotschikowsky, U. (2009): Monitoring von Großraubtieren in Deutschland. BfN-Skript. Bonn - Bad Godesberg, Bundesamt für Naturschutz
- Kaczensky, P.; Knauer, F.; Jonozovic, M.; Huber, T. & Adamic, M. (1996): The Ljubljana-Postojna Highway - a deadly barrier for brown bears in Slovenia. *Journal of Wildlife Research* 1: 263-267
- Kaczensky, P.; Knauer, F.; Krze, B.; Jonozovic, M.; Adamic, M. & Gossow, H. (2003): The impact of high speed, high volume traffic axes on brown bears in Slovenia. *Biological Conservation* 111(2): 191-204
- Kalb, R. (2007): Bär, Luchs, Wolf: Verfolgt - Ausgerottet - Zurückgekehrt. Leopold Stocker Verlag, Graz
- Kalchreuter, H. (2009): Die Sache mit der Jagd: Perspektiven für die Zukunft des Waidwerks. Kosmos (Franckh-Kosmos).
- Kaphegyi, T. A. M.; Kaphegyi, U. & Muller, U. (2006): Status of the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in the Black Forest region, South Western Germany. *Mammalian Biology* 71(3): 172-177
- Kates, R. W.; Clark, W. C.; Corell, R.; Hall, J. M.; Jaeger, C. C.; Lowe, I.; McCarthy, J. J.; Schellnhuber, H. J.; Bolin, B.; Dickson, N. M.; Faucheux, S.; Gallopin, G. C.; Grubler, A.; Huntley, B.; Jager, J.; Jodha, N. S.; Kasperson, R. E.; Mabogunje, A.; Matson, P.; Mooney, H.; Moore, B.; O'Riordan, T. & Svedin, U. (2001): Environment and development - Sustainability science. *Science* 292(5517): 641-642
- Keating, K. & Cherry, S. (2006): Use and interpretation of logistic regression in habitat-selection studies. *Journal of Wildlife Management* 68(4): 774-789
- Klar, N.; Fernandez, N.; Kramer-Schadt, S.; Herrmann, M.; Trinzen, M.; Buttner, I. & Niemitz, C. (2008): Habitat selection models for European wildcat conservation. *Biological Conservation* 141(1): 308-319
- Klauer, S. G.; Dingus, T. A.; Neale, V. L.; Sudweeks, J. & Ramsey, D. J. (2006): The impact of driver inattention on near-crash/crash risk: An analysis using the 100-car naturalistic driving study data. Springfield, Virginia
- Kleiven, J.; Bjerke, T. & Kaltenborn, B. P. (2004): Factors influencing the social acceptability of large carnivore behaviours. *Biodiversity and Conservation* 13(9): 1647-1658
- Klockars, C. B. (1974): The professional fence. The Free Press, New York
- Kolowski, J. M. & Nielsen, C. K. (2008): Using Penrose distance to identify potential risk of wildlife-vehicle collisions. *Biological Conservation* 141(4): 1119-1128
- Konold, W.; Böcker, R. & Hampicke, U. (1999): Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege. Ecomed-Verlag, Landsberg
- Kramer-Schadt, S.; Kaiser, T. S.; Frank, K. & Wiegand, T. (2011): Analyzing the effect of stepping stones on target patch colonisation in structured landscapes for Eurasian lynx. *Landscape Ecology* 26(4): 501-513
- Kramer-Schadt, S.; Revilla, E. & Wiegand, T. (2005): Lynx reintroductions in fragmented landscapes of Germany: Projects with a future or misunderstood wildlife conservation? *Biological Conservation* 125(2): 169-182
- Kramer-Schadt, S.; Revilla, E.; Wiegand, T. & Breitenmoser, U. (2004): Fragmented landscapes, road mortality and patch connectivity: modelling influences on the dispersal of Eurasian lynx. *Journal of Applied Ecology* 41(4): 711-723
- Kratochvíl, J. & al., e. (1967): Recent distribution of the lynx in Europe. *Acta Scientiarum Naturalium Academiae Scientiarum Bohemoslovacae Brno* 2(4): 1-74
- Krebs, J.; Lofroth, E. C. & Parfitt, I. (2007): Multiscale habitat use by wolverines in British Columbia, Canada. *Journal of Wildlife Management* 71(7): 2180-2192
- Krofel, M. (2008): Le lynx de Slovénie: statut et ecologie. *Lynx... le grand retour?* Orléans. Actes du symposium international
- Lamnek, S. (1997): Neue Theorien abweichenden Verhaltens. Wilhelm Fink Verlag GmbH & Co. KG, München
- Lamnek, S. (2007): Theorien abweichenden Verhaltens I. "Klassische" Ansätze. Wilhelm Fink Verlag, Paderborn
- Lancaster, T. & Imbens, G. (1996): Case-control studies with contaminated controls. *Journal of Econometrics* 71(1-2): 145-160

- Lande, R. (1988): Genetics and Demography in Biological Conservation. *Science* 241(4872): 1455-1460
- Laudel, G. (1999): Interdisziplinäre Forschungs Kooperation: Erfolgsbedingungen der Institution "Sonderforschungsbereich". Ed. Sigma. Berlin
- Lélé, S. & Norgaard, R. B. (2005): Practicing interdisciplinarity. *Bioscience* 55(11): 967-975
- Levins, R. (1969): Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America* 15: 237-240
- Liberg, O.; Sand, H.; Pedersen, H. C. & Wabakken, P. (2008): Dödlighet och illegal jakt i den skandinaviska vargstammen, Grimsö Research Station Report, Viltskade Venter, Riddarhyttan, Sweden
- Linnell, J. (2004): Focus on wolf poaching in Scandinavia. Feature Article Series, Large Carnivore Initiative for Europe. 2
- Linnell, J.; Andersen, R.; Anderson, Z.; Balciuskas, L.; Blanco, J. C.; Boitani, L.; Brainerd, S.; Breitenmoser, U.; Kojola, I.; Liberg, O.; Loe, J.; Okarma, H.; Pedersen, H. C.; Promberger, C.; Sand, H.; Solberg, E. J.; Valdmann, H. & P., W. (2002): The fear of wolves: A review of wolves attacks on humans. NINA oppdragsmelding 731: 65
- Linnell, J.; Salvatori, V. & Boitani, L. (2007): Guidelines for Population Level Management Plans for Large Carnivores. Europe, L. C. I. f. Istituto di Ecologia Applicata, Rome: 78
- Linnell, J.; Salvatori, V. & Boitani, L. (2008): Guidelines for Population Level Management Plans for Large Carnivores. Europe, L. C. I. f.: 78
- Litvaitis, J. A. & Tash, J. P. (2008): An approach toward understanding wildlife-vehicle collisions. *Environmental Management* 42(4): 688-697
- Loe, J. & Röskopf, E. (2004): Large Carnivores and Human Safety: A Review. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 33(6): 283-288
- Logan, K. A. & Irwin, L. L. (1985): Mountain lion habitats in the Big Horn Mountain, Wyoming. *Wildlife Society Bulletin* 13(3): 257-262
- Lorenzen, P. (1974): Lehrbuch der konstruktiven Wissenschaftstheorie. Suhrkamp. Frankfurt
- Lüchtrath, A. (2011): Bewertung von Bestrebungen zum Schutz großer Beutegreifer durch betroffene Bevölkerungsgruppen am Beispiel des Luchses. Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften. Freiburg, Albert-Ludwig Universität
- Lüchtrath, A. & Schraml, U. (2011): Bewertung des Luchses durch betroffene Akteursgruppen und allgemeine Bevölkerung. Sozialwissenschaftliche Studie im Luchsprojekt Baden-Württemberg. Arbeitsbericht. Freiburg, Institut für Forst- und Umweltpolitik, Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg. 2/2011
- Madsen, T.; Shine, R.; Olsson, M. & Wittzell, H. (1999): Conservation biology - Restoration of an inbred adder population. *Nature* 402(6757): 34-35
- Manfredo, J. (1996): Human dimensions of wildlife management. In: Natural resource management: the human dimension. Ewert, A. W. (Hrsg.). Westview Press Boulder, Colorado
- Manfredo, M. J.; Vaske, J. J. & Sikorowski, L. (1996): Human dimensions of wildlife management. *Social Behavior and Natural Resources; Natural resource management: The human dimension:* 53-72
- Marucco, F. & McIntire, E. J. B. (2010): Predicting spatio-temporal recolonization of large carnivore populations and livestock depredation risk: wolves in the Italian Alps. *Journal of Applied Ecology* 47(4): 789-798
- Mendoza, E.; Martineau, P. R.; Brenner, E. & Dirzo, R. (2011): A novel method to improve individual animal identification based on camera-trapping data. *Journal of Wildlife Management* 75(4): 973-979
- Merton, R. K. (1964): Anomie, Anomia, and Social Interaction: Contexts of Deviant Behavior. In: Anomie and Deviant Behavior. A Discussion and Critique. Clinard, M. B. (Hrsg.) New York: 283-313
- Meynen, E. & Schmithüsen, J. (1962): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands, 2 Bände. Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung. Bad Godesberg
- Miller, T. R.; Baird, T. D.; Littlefield, C. M.; Kofinas, G.; Chapin, F. S. & Redman, C. L. (2008): Epistemological Pluralism: Reorganizing Interdisciplinary Research. *Ecology and Society* 13(2)
- Milnergulland, E. J. & Leaderwilliams, N. (1992): A model of incentives for illegal exploitation of black rhinos and elephants - poaching pays in Luangwa-Valley, Zambia. *Journal of Applied Ecology* 29(2): 388-401

- Minor, W. W. (1981): Techniques of neutralization - a reconceptualization and empirical-examination
Journal of Research in Crime and Delinquency 18(2): 295-318
- Molinari-Jobin, A. (2003): Monitoring of the Alpine lynx population. Tagung: 2nd conference on the
Status and Conservation of the Alpine Lynx Population. Amden, Switzerland
- Molinari-Jobin, A.; Marboutin, E.; Woelfl, S.; Woelfl, M.; Molinari, P.; Fasel, M.; Kos, I.; Blazic, M.;
Breitenmoser, C.; Fuxjager, C.; Huber, T.; Koren, I. & Breitenmoser, U. (2010): Recovery of the
Alpine lynx (*Lynx lynx*) metapopulation. Oryx 44(2): 267-275
- Muth, R. M. (1998): The persistence of poaching in advanced industrial society: Meanings and
motivations - An introductory comment. Society & Natural Resources 11(1): 5-7
- Muth, R. M. & Bowe, J. F. (1998): Illegal harvest of renewable natural resources in North America:
Toward a typology of the motivations for poaching. Society & Natural Resources 11(1): 9-24
- Ng, S. J.; Dole, J. W.; Sauvajot, R. M.; Riley, S. P. D. & Valone, T. J. (2004): Use of highway
undercrossings by wildlife in southern California. Biological Conservation 115(3): 499-507
- Nielsen, C. K. & Woolf, A. (2002): Survival of unexploited bobcats in southern Illinois. Journal of
Wildlife Management 66(3): 833-838
- O'Fallon, L. R. & Dearry, A. (2002): Community-based participatory research as a tool to advance
environmental health sciences. Environmental Health Perspectives 110: 155-159
- Okarma, H. & Olszanska, A. (2004): Status and conservation of Eurasian Lynx (*Lynx lynx*) in Europa
in 2001 - Poland. KORA-Bericht von Arx, M.; Breitenmoser-Würsten, C.; Zimmermann, F. and
Breitenmoser, U. Muri, KORA: 154-160
- Opp, K.-D. (1973): Soziologie im Recht. Rowohlt Verlag. Hamburg
- Opp, K.-D. (2005): Die Theorie rationalen Handelns im Vergleich mit alternativen Theorien. In:
Paradigmen der akteurszentrierten Soziologie. Gabriel, M. (Hrsg.). VS Verlag für
Sozialwissenschaften Wiesbaden: 43-68
- Opp, K.-D. (2010): Wann befolgt man Gesetze? Entwicklung und Probleme einer Theorie. Wagner, G.
Wiesbaden, VS Verlag für Sozialwissenschaften. Springer Fachmedien: 35-64
- Opp, K.-D. & Roehl, W. (1990): Repression, Micromobilization and Political Protest. Social Forces
69(2): 521-547
- Pearce, J. L. & Boyce, M. S. (2006): Modelling distribution and abundance with presence-only data.
Journal of Applied Ecology 43(3): 405-412
- Persson, J.; Ericsson, G. & Segerstrom, P. (2009): Human caused mortality in the endangered
Scandinavian wolverine population. Biological Conservation 142(2): 325-331
- Posillico, M.; Meriggi, A.; Pagnin, E.; Lovari, S. & Russo, L. (2004): A habitat model for brown bear
conservation and land use planning in the central Apennines. Biological Conservation 118: 141-
150
- Pullin, A. S.; Knight, T. M.; Stone, D. A. & Charman, K. (2004): Do conservation managers use
scientific evidence to support their decision-making? Biological Conservation 119(2): 245-252
- Raiser, T. (1995): Das lebende Recht. Nomos. Baden-Baden
- Raiser, T. (2007): Grundlagen der Rechtssoziologie. Mohr Siebeck. Tübingen
- Rehbinder, M. (2003): Rechtssoziologie. Verlag C.H. Beck München. München
- Reinhardt, I. & Kluth, G. (2011): Pilotstudie zur Abwanderung und Ausbreitung von Wölfen in
Deutschland. Endbericht des gleichnamigen F+E Vorhabens (FKZ 80686080): 125
- Richards, S. A. (2005): Testing ecological theory using the information-theoretic approach: Examples
and cautionary results. Ecology 86(10): 2805-2814
- Riley, S. P. D.; Pollinger, J. P.; Sauvajot, R. M.; York, E. C.; Bromley, C.; Fuller, T. K. & Wayne, R. K.
(2006): A southern California freeway is a physical and social barrier to gene flow in carnivores.
Molecular Ecology 15(7): 1733-1741
- Riley, S. R.; Decker, D. J.; Carpenter, L. H.; Organ, J. F. S., W.F.; Mattfeld, G. F. & Parsons, G.
(2002): The essence of wildlife management. Wildlife Society Bulletin 30: 585-593
- Roberts, D. W. (1986): Ordination on the basis of fuzzy set-theory. Vegetatio 66(3): 123-131
- Rottleuthner, H. & Rottleuthner-Lutter, M. (2010): Effektivität von Recht. Der Beitrag der
Rechtssoziologie. Wagner, G. Wiesbaden, VS Verlag für Sozialwissenschaften. Springer
Fachmedien: 13-34
- Ryser-Degjorgis, M. P. (2001): Todesursachen und Krankheiten beim Luchs – eine Übersicht. Kora-
Bericht. Breitenmoser, U. Muri, KORA. 8

- Ryser, A. & Wattenwyl von, K. (2008): Turo - ein Luchs in der Stadt. In: Der Luchs - Ein Großraubtier in der Kulturlandschaft. Breitenmoser, U. and Breitenmoser-Würsten, C. (Hrsg.). Salm-Verlag Bern: 468-471
- Saccheri, I.; Kuussaari, M.; Kankare, M.; Vikman, P.; Fortelius, W. & Hanski, I. (1998): Inbreeding and extinction in a butterfly metapopulation. *Nature* 392(6675): 491-494
- Saether, B. E.; Engen, S.; Odden, J.; Linnell, J. D. C.; Grotan, V. & Andren, H. (2010): Sustainable harvest strategies for age-structured Eurasian lynx populations: The use of reproductive value. *Biological Conservation* 143(9): 1970-1979
- Sawa, R. J. (2005): Foundations of interdisciplinary: a Lonergan perspective. *Medicine, Health Care and Philosophy* 8: 53-61
- Sawyer, H.; Nielson, R. M.; Lindzey, F. & McDonald, L. L. (2006): Winter habitat selection of mule deer before and during development of a natural gas field. *Journal of Wildlife Management* 70(2): 396-403
- Schadt, S. (2002): Scenarios assessing the viability of a lynx population in Germany. Szenarien für eine lebensfähige Luchspopulation in Deutschland. Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt; Lehrstuhl für Landschaftsökologie. München, TU
- Schadt, S.; Revilla, E.; Wiegand, T.; Knauer, F. & al., e. (2002a): Assessing the suitability of central European landscapes for the reintroduction of Eurasian lynx. *Journal of Applied Ecology* 39: 189-203
- Schäfer; Sander & Gemmeren, v. (2008): Praxis der Strafzumessung. C.H.Beck.
- Schmidt-Posthaus, H.; Breitenmoser-Würsten, C.; Posthaus, H.; Bacciarini, L. & Breitenmoser, U. (2002): Causes of mortality in reintroduced Eurasian lynx in Switzerland. *Journal of Wildlife Diseases* 38(1): 84-92
- Schmidt, K. (1998): Maternal behaviour and juvenile dispersal in the Eurasian lynx. *Acta Theriologica* 43(4): 391-408
- Schmidt, K.; Jedrzejewski, W. & Okarma, H. (1997): Spatial organization and social relations in the Eurasian lynx population in Bialowieza Primeval Forest, Poland. *Acta Theriologica* 42(3): 289-312
- Schraml, U. (1997): Zur Effektivität jagdrechtlicher Bestimmungen. In: Jagdrecht und Verbandsklage. Balleis, K.; Schraml, U. and Wagner, S. (Hrsg.). Riwa Augsburg: 37-83
- Schraml, U. (1998): Die Normen der Jäger. Soziale Grundlagen des jagdlichen Handelns. e.V., F. F. Augsburg, RIWA Verlag. 8: 279
- Schroeder, B. (2000): Zwischen Naturschutz und theoretischer Ökologie: Modelle zur Habitateignung und räumlichen Populationsdynamik für Heuschrecken im Biedermoor. Braunschweig, TU Braunschweig
- Schwab, A. C. & Zandbergen, P. A. (2011): Vehicle-related mortality and road crossing behavior of the Florida panther. *Applied Geography* 31(2): 859-870
- Schwenner, J. (1977): Soziologische Aspekte des Komplexes Jagd, mit besonderer Berücksichtigung Österreichs, Universität Wien. Dissertation
- Seiler, A. (2005): Predicting locations of moose-vehicle collisions in Sweden. *Journal of Applied Ecology* 42(2): 371-382
- Sharma, R. K.; Jhala, Y.; Qureshi, Q.; Vattakaven, J.; Gopal, R. & Nayak, K. (2010): Evaluating capture-recapture population and density estimation of tigers in a population with known parameters. *Animal Conservation* 13(1): 94-103
- Shepherd, A. & Bowler, C. (1997): Beyond the requirements: improving public participation in EIA. *Environmental Planning and Management* 40: 775-738
- Skogen, K. & Krange, O. (2003): A wolf at the gate: The anti-carnivore alliance and the symbolic construction of community. *Sociologia Ruralis* 43(3): 309-325
- Skogen, K.; Mauz, I. & Krange, O. (2006): Wolves and eco-power - A French-Norwegian analysis of the narratives on the return of large carnivores. *Revue De Géographie Alpine-Journal of Alpine Research* 94(4): 78-87
- Sommer, F. (2008): Die Steuerungswirkung der Abschussplanung für Rehwild. Ergebnisse einer Befragung von Jagdpächtern in Baden-Württemberg. Freiburg, Institut für Forst- und Umweltpolitik, Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg. 02/2008
- Soulé, M. E. (1985): What is Conservation Biology. *Bioscience* 35(11): 727-734

- Stahl, P. & Vandel, J. M. (1999): Death and captures of lynx (*Lynx lynx*) in France (1974-1998). *Mammalia* 63(1): 49-59
- Stanisa, C. (2004): Status and conservation of Eurasian Lynx (*Lynx lynx*) in Europa in 2001 - Slovenia. KORA-Bericht von Arx, M.; Breitenmoser-Würsten, C.; Zimmermann, F. and Breitenmoser, U. Muri, KORA. 19e: 184-190
- Stanley, T. R. & Richards, J. D. (2004): CloseTest Version 3.0, a program for testing capture-recapture data for closure, US Geological Survey, Fort Collins Science Center, Colorado, USA
- Steffy, B. D. & Grimes, A. J. (1986): A critical theory of organization science. *Academy of Management Review* 11(2): 322-336
- Storch, I. (2009): Die Rolle des Hirsches im Ökosystem: Ist der Mensch des Hirschen Wolf? Tagung: 2. Denzlinger Wildtierforum. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg
- Suchant, R. (2011): Rothirsche und Menschen - Die Jagd als Teil des Ganzen. Tagung: Rotwildtagung am 10. September 2011 in Steinfurt. Steinfurt. Burgenländischer Landesjagdverband
- Suchant, R.; Braunisch, V. & Krämer, A. (2004): Der Schwarzwald als Wildtierlebensraum. Projektabschlussbericht Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg
- Sunde, P.; Stener, S. & Kvam, T. (1998): Tolerance to humans of resting lynxes *Lynx lynx* in a hunted population. *Wildlife Biology* 4(3): 177-183
- Sykes, G. M. & Matza, D. (1957): Techniques of neutralization: A theory of delinquency. *American Sociological Review* 22: 664-670
- Thiffault, P. & Bergeron, J. (2003): Monotony of road environment and driver fatigue: a simulator study. *Accident Analysis and Prevention* 35(3): 381-391
- Thor, G. & Pegel, M. (1992): Zur Wiedereinbürgerung des Luchses in Baden-Württemberg. Schriftenreihe: Wildforschung in Baden-Württemberg, Wildforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg. Band 2
- Tress, B.; Tress, G. & Fry, G. (2005b): Researchers' experiences, positive and negative, in integrative landscape projects. *Environmental Management* 36(6): 792-807
- Tress, G.; Tress, B. & Fry, G. (2005a): Clarifying integrative research concepts in landscape ecology. *Landscape Ecology* 20(4): 479-493
- Treves, A. & Karanth, K. U. (2003): Human-carnivore conflict and perspectives on carnivore management worldwide. *Conservation Biology* 17(6): 1491-1499
- Treves, A.; Wallace, R. B.; Naughton-Treves, L. & Morales, A. (2006): Co-Managing Human-Wildlife Conflicts: A Review. *Human Dimensions of Wildlife* 11(6): 383 - 396
- Trombulak, S. C. & Frissell, C. A. (2000): Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* 14(1): 18-30
- Tschudi, F. v. (1868): Das Tierleben der Alpenwelt. Weber. Leipzig
- Vitterso, J.; Kaltenborn, B. P. & Bjerke, T. (1998): Attachment to livestock and attitudes towards large predators. *Anthrozoos* 11(4): 210-217
- Vögely, V. (2005): Reintegration und Akzeptanzanalyse vom Eurasischen Luchs (*Lynx lynx L.*) im Biosphärenreservat Pfälzer Wald. Fachbereich VI - Geographie / Geowissenschaften. Trier, Universität Trier. Diplomarbeit: 106
- von Arx, M.; Breitenmoser-Würsten, C.; Zimmermann, B. & Breitenmoser, U. (2004): Status and conservation of the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in Europe in 2001. KORA-Bericht. Muri. 19: 330
- Wabakken, P.; Sand, H.; Liberg, O. & Bjarvall, A. (2001): The recovery, distribution, and population dynamics of wolves on the Scandinavian peninsula, 1978-1998. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie* 79(4): 710-725
- Wangchuk, R. (2004): A community-based approach to mitigating livestock depredation by snow leopards. *Human Dimensions of Wildlife* 9: 307-315
- Weber, J.-M. (2008): Wolf monitoring in Switzerland, 2006 - 5th Alpine Wolf Workshop. KORA-Bericht Weber, J.-M. and Fattebert, J. La Fouly, KORA. 41
- Wechselberger, M. & Leizinger, D. (2005): Die Akzeptanz von Bär, Wolf und Luchs in Österreich, WWF
- Wechselberger, M.; Rigg, R. & Betková, S. (2005): An investigation of public opinion about the three species of large carnivores in Slovakia: brown bear (*Ursos arctos*), wolf (*Canis lupus*) and lynx (*Lynx lynx*). Slovak Wildlife Society: Liptovský Hrádok
- Weigl, S. (1993): Zur Habitatnutzung des Eurasischen Luchses (*Lynx Lynx L.*) in der Kulturlandschaft des Schweizer Jura München, Universität München

- Weiss, J. (1989): The powers of problem definition: The case of government paperwork. *Policy Sciences* 22: 97-121
- Westemeier, R. L.; Brawn, J. D.; Simpson, S. A.; Esker, T. L.; Jansen, R. W.; Walk, J. W.; Kershner, E. L.; Bouzat, J. L. & Paige, K. N. (1998): Tracking the long-term decline and recovery of an isolated population. *Science* 282(5394): 1695-1698
- White, G. C. & Burnham, K. P. (1999): Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46: 120-139
- Wiegand, T.; Knauer, F.; Kaczensky, P. & Naves, J. (2004a): Expansion of brown bears (*Ursus arctos*) into the eastern Alps: a spatially explicit population model. *Biodiversity and Conservation* 13(1): 79-114
- Williams, C. K.; Ericsson, G. & Heberlein, T. A. (2002): A quantitative summary of attitudes toward wolves and their reintroduction (1972-2000). *Wildlife Society Bulletin* 30(2): 575-584
- Wiswede, G. (1998): *Soziologie: Grundlagen und Perspektiven für den wirtschafts- und sozialwissenschaftlichen Bereich* Verlag Moderne Industrie. Landsberg am Lech
- Wotschikowsky, U.; Kaczensky, P. & Knauer, F. (2001): Wiederansiedlung des Luchses im Harz. Eine kritische Stellungnahme aus wildbiologischer Sicht. *Natur und Landschaft: Zeitschrift für Naturschutz und Landschaftspflege* 33: 259-261
- Zar, J. H. (1999): *Biostatistical Analyses*. Prentice Hall. New Jersey
- Zimmermann, F. (2004): Conservation of the Eurasian Lynx (*lynx lynx*) in a fragmented landscape - habitat models, dispersal and potential distribution. *Faculté de Biologie et de Médecine, Département d'Ecologie et Evolution*. Lausanne: 1 -193
- 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.; Breitenmoser-Würsten, C. & Breitenmoser, U. (2007): Importance of dispersal for the expansion of a Eurasian lynx (*Lynx lynx*) population in a fragmented landscape. *Oryx* 41(3): 358-368
- Zimmermann, F.; Breitenmoser-Würsten, C. & Breitenmoser, U. (2007): Importance of dispersal for the expansion of a Eurasian lynx *Lynx lynx* population in a fragmented landscape. *Oryx* 41(3): 358-368
- Zimmermann, F. & Breitenmoser, U. (2002): A distribution model for the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in the Jura Mountains, Switzerland.
- Zimmermann, F. & Breitenmoser, U. (2007): Potential distribution and population size of the Eurasian lynx *Lynx lynx* in the Jura Mountains and possible corridors to adjacent ranges. *Wildlife Biology* 13(4): 406-416
- Zimmermann, F.; Weber, J.-M.; Dirac, C.; Ryser, A.; Breitenmoser-Würsten, C.; Capt, S. & Breitenmoser, U. (2010): Monitoring der Raubtiere in der Schweiz 2009. KORA-Bericht. Muri, KORA. 53
- Zimmermann, F.; Weber, J.-M.; Fattebert, J.; Ryser, A.; Caviezel, S.; Hebeisen, C.; Breitenmoser-Würsten, C.; Molinari-Jobin, A.; Capt, S. & Breitenmoser, U. (2008): Monitoring der Raubtiere in der Schweiz 2007. KORA-Bericht. Muri, KORA. 45
- Zimmermann, F.; Weber, J.-M.; Fattebert, J.; Ryser, A.; Hebeisen, C.; Breitenmoser-Würsten, C.; Capt, S. & Breitenmoser, U. (2009): Monitoring der Raubtiere in der Schweiz 2008 KORA-Bericht. Muri, KORA. 48
- Zimmermann, F.; Weber, J.-M.; Molinari-Jobin, A.; Ryser, A.; Fattebert, J.; Breitenmoser-Würsten, C.; Capt, S. & Breitenmoser, U. (2007): Monitoring der Raubtiere in der Schweiz 2006. KORA-Bericht. Muri, KORA. 40
- Zimmermann, F.; Weber, J.-M.; Molinari-Jobin, A.; Ryser, A.; Wattenwyl von, K.; Siegenthaler, A.; Molinari, P.; Angst, C.; Breitenmoser-Würsten, C.; Capt, S. & Breitenmoser, U. (2006): Monitoring der Raubtiere in der Schweiz 2005. KORA-Bericht. Muri, KORA. 35

Online-Quellen

Online-Quelle 1: BAFU 2012, <http://www.wild.uzh.ch/jagdst/> - Zugriff am 4. Januar 2012

Online-Quelle 2: BFS 2011, <http://www.bfs.admin.ch> - Zugriff: 18. März 2011

Online-Quelle 3: Hartwig-Fischer 2011, <http://jaeger-im-dialog.de/2011/10/27/jaeger-schaffen-okologisches-gleichgewicht-in-der-kulturlandschaft/> - Zugriff am 21. Februar 2011

Online-Quelle 4: DJV 2012a, http://medienjagd.test.newsroom.de/201011_jagdschieninhaber_dtl2.pdf - Zugriff am 16.2.2012

Online-Quelle 5: DJV 2012b, http://www.jagd-online.de/datenfakten/zahlenzurjagd/?meta_id=247 – Zugriff am 16.2.2012

Online-Quelle 6: BJV 2012, http://www.jagd-online.de/datenfakten/?meta_id=116 - Zugriff am 16.2.2012

Online Quelle 7: NABU 2011, <http://www.nabu.de/presse/pressemitteilungen/index.php?popup=true&show=1962&db=presseservice> – Zugriff am 13.2.2012

Online-Quelle8: Schmitd 2009, http://www.ljv-hessen.de/news_09_07.html - Zugriff am 13. Juni 2011

Online-Quelle 9: DJV 2009, http://www.jagd-online.de/news/?meta_id=1550 - Zugriff am 20.2.2012

Online-Quelle 10: DJV 2011, http://www.jagd-online.de/news/2011?meta_id=2540 - Zugriff am 17.7. 2011

Online-Quelle 11: Landesjagdverband Sachsen-Anhalt 2009, <http://www.jaegerschaft-d-me.de/aktuelle-meldungen/117-der-abschuss-eines-wolfes-stellt-eine-straftat-dar.html>. Zugriff am 17.2.2012

Schriftliche Mitteilungen:

Schriftliche Mitteilung 1: Wildforschungsstelle Baden-Württemberg 2011, vom 1.02.2012

Schriftliche Mitteilung 2: Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg 2012, vom 20.01.2012

Schriftliche Mitteilung 3: Zimmermann 2011, vom 25.7.2011

ANHANG

Anhang 1:

Auflistung der von KORA (Koordinierte Forschungsprojekte zur Erhaltung und zum Management von Großraubtieren in der Schweiz) für die Untersuchung zu Verfügung gestellten Luchsdaten. Abweichungen in den Flächenangaben sind rundungsbedingt. Blatt 1

Individuum F: weiblich; M: männlich	Datum der Besenderung	Datum des Verlustes	genutzt für die Habitatregression; x: Nutzung	Gesamtzahl der Peilungen (Schweiz + Frankreich)	Anzahl für die Habitatregression genutzter Peilungen (nur innerhalb der Schweiz; Genauig- keit von mind. 100m, nur eine Peilung pro Tag) / Gesamtzahl Peilungen	Größe des gesamten 95 %-MCP (Frankreich + Schweiz) in km ² .	Anteil des 95 %-MCP in der Schweiz in %	genutzt für Bedarfsberechnung an geeigneten Zellen im 95%- MCP; x: Nutzung; 1) weniger als 80% des 95%-MCP in der Schweiz; 2) <i>shift</i> in Raumnutz- ung 3) weniger als 365 Tage besendert	Anzahl der als geeignet klassifizierten Rasterzellen (100x100m) im 95%-MCP in der Schweiz	Bedarf an geeignet klassifizierten Rasterzellen (100x100m) bezogen auf das gesamte 95%- MCP	Bedarf an geeignet klassifizierten Rasterzellen (1000x1000m) bezogen auf das gesamte 95%- MCP
Aida / F18	4.12.90	22.04.97	x	1.016	571	347	87	x	7.012	8.093	100
Amba / F21	2.3.92	14.08.97	x	611	315	161	100	x	3.791	3.791	51
AMOS / M11	30.01.95	23.02.97	x	377	122	317	92	x	8.513	9.228	-
Aron / M14	31.12.95	26.02.98	x	246	108	858	100	x	19.924	19.924	-
Elsa / F24	26.03.93	21.09.96	x	497	83	242	31	1)	-	-	-
Kali / F25	20.12.95	02.07.96		59	0	zu kurz am Sender					
Kira / F11	30.03.88	07.02.90	x	900	729	228	100	x	6.606	6.606	77
Lora / F15	8.02.90	18.01.93	x	741	443	93	82	x	2.449	2.994	35
Luca / M15	10.02.96	02.10.96	x	132	42	104	100	2)	-	-	
Luna / F?	08.03.90	19.06.90	x	99	89	192	100	3)	-	-	-
Mara / F14	08.07.89	01.11.91	x	472	315	219	82	x	3.672	4.485	71
Maya / F26	17.02.96	16.12.97	x	422	227	104	100	x	2.399	2.405	29
MIRO / M07	21.03.88	25.09.91	x	730	402	229	94	x	6.347	6.769	-
Momo / M12	11.02.95	27.06.89	x	834	300	267	100	x	7.013	7.027	-
Mona / F17	25.03.90	23.05.90		33	0	zu kurz am Sender					
Nada / F20	16.03.91	31.12.93	x	399	34	106	100	2)	-	-	-
NINA / F29	05.03.96	17.10.97	x	244	91	185	100	x	6.466	6.466	77
NINO / M13	15.03.95	27.06.95	x	51	11	253	100	3)	-	-	-

Auflistung der von KORA (Koordinierte Forschungsprojekte zur Erhaltung und zum Management von Großraubtieren in der Schweiz) für die Untersuchung zu Verfügung gestellten Luchsdaten. Abweichungen in den Flächenangaben sind rundungsbedingt. Blatt 2

Individuum F.: weiblich; M.: männlich	Datum der Besenderung	Datum des Verlustes	genutzt für die Habitatregression; x: Nutzung	Gesamtzahl der Peilungen (Schweiz + Frankreich)	Gesamtzahl Peilungen	Anzahl für die Habitatregression genutzter Peilungen (nur innerhalb der Schweiz, Genauigkeit von mind. 100m, nur eine Peilung pro Tag) / Gesamtzahl Peilungen	Größe des gesamten 95 %-MCP (Frankreich + Schweiz) in km ² .	Anteil des 95 %-MCP in der Schweiz in %	genutzt für Bedarfsberechnung an geeigneten Zellen im 95%- MCP; x: Nutzung; 1) weniger als 80% des 95%-MCP in der Schweiz; 2) <i>shift</i> in Raumnutzung 3) weniger als 365 Tage besendert	Anzahl der als geeignet klassifizierten Rasterzellen (100x100m) im 95%-MCP in der Schweiz	Bedarf an geeignet klassifizierten Rasterzellen (100x100m) bezogen auf das gesamte 95%- MCP	Bedarf an geeignet klassifizierten Rasterzellen (1000x1000m) bezogen auf das gesamte 95%- MCP
Nuka / F13	23.03.89	17.08.89	x	64	38	247	100	3)	-	-	-	
Paco / M08	10.04.88	23.10.89	x	267	138	272	81	x	4.426	5.464	-	
RICO / M17	19.03.96	22.05.97	x	108	15	210	43	1)	-	-	-	
Roya / F23	13.03.92	15.02.95	x	480	258	239	95	x	6.521	6.864	82	
Sara / F19	04.03.91	05.05.91	x	32	23	67	100	3)	-	-	-	
Sela / F12	20.04.88	20.12.88	x	112	77	804	100	3)	-	-	-	
Taro / M10	20.02.89	25.06.98	x	1.101	300	1.333	29	1) und 2)	-	-	-	
Wina / F22	03.03.92	25.11.94	x	332	30	97	20	1) und 2)	-	-	-	
Zaya / F36	04.03.97	25.06.98	x	205	40	1.043	53	1)	-	-	-	
Zora / F27	26.02.96	21.05.96	x	39	13	75	52	1) und 3)	-	-	-	

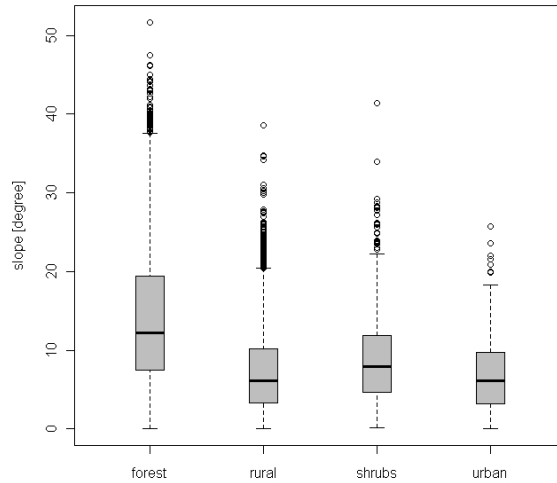
Anhang 2:

Klassifizierung der Landnutzungskategorien für die Habitatanalyse sowie der Bewertung des Risikopotentials von Straßen. Schweizer Klassifizierung nach As97, Baden-Württemberger Klassifizierung nach ATKIS.

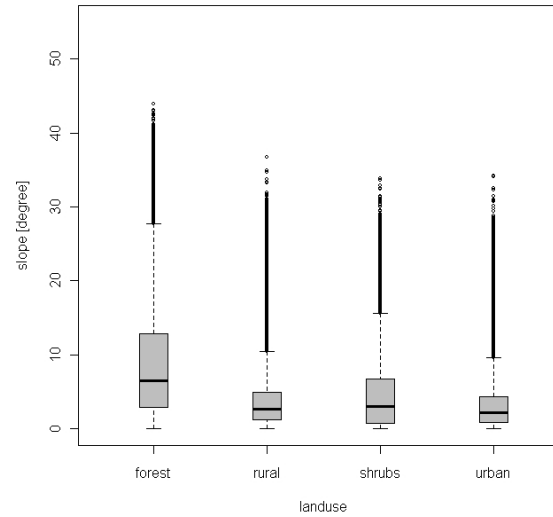
Schweiz			aggregierte Klassen für die Analysen	Baden-Württemberg			
As97; Klassen nach NOAS92_25	As97; Grundkategorien			ATKIS; Klassenbezeichnung	ATKIS; Objektart_ID		
Geschlossener Wald	divers	→	forest	←	Wald/Forst 4107		
Aufgelöster Wald	divers	→					
Gebüschwald	Gebüschwald	→	shrubs	←	Gehölz 4108		
Gehölze	divers	→					
Unproduktive Vegetation	Gebüsch, Strauchvegetation	→					
	divers	→	NoData				
			shrubs	←	Moor/Moos 4105		
					Sumpf/Ried 4106		
Heimweiden	verbuschte Wiesen und Heimweiden	→	rural	←	Nasser Boden 4111		
	Heimweiden	→					
Rebbauflächen	divers	→			Ackerland 4101		
Obstbauflächen	divers	→			Grünland 4102		
Gartenbauflächen	Gartenbauflächen	→			Gartenland 4103		
Wies- und Ackerland	divers	→			Sonderkultur 4109		
Maiensässe, Heualpen, Bergwiesen	Maiensässe, Heualpen, Bergwiesen	→					
Alp- und Juraweiden	divers	→					
Gebäudeflächen	divers	→			urban	←	Diverse Siedlungsflächen 2100 bis 3514
Gebäudeumschwung	divers	→					
Industriegebäude	divers	→					
Industrieumschwung	divers	→					
Besondere Siedlungsflächen	divers	→					
Erholungs- und Grünanlagen	divers	→					
Strassenareal	divers	→					
Bahnareal	divers	→					
Flugplatzareal	divers	→					
Stehende Gewässer	Stehende Gewässer	→	NoData	←	Binnensee/ Stausee/ Teich 5112		
Fliessgewässer	divers	→	NoData	←	Strom/ Fluss/ Bach 5101		
		→	NoData	←	Graben/ Kanal 5102		
Fels, Sand, Geröll	Fels, Sand, Geröll	→	NoData				
Gletscher, Firn	Gletscher, Firn	→	NoData	←	vegetationslose Fläche 4120		

Anhang 3: Ausprägung der Hangneigung („slope“) über die Landnutzungskategorien Wald („forest“), Grünland/Ackerland („rural“), Gebüschland („shrubs“) und Siedlung („urban“) für den Schweizer Jura (Jura Mountain) und Baden-Württemberg (BW) mit den unterschiedlichen Naturräumen. Blatt 1

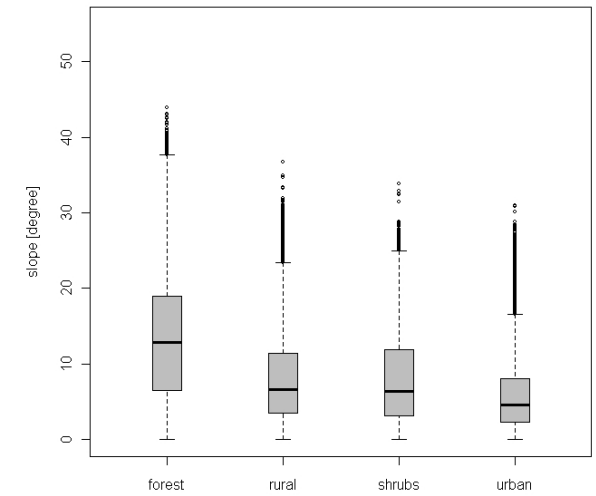
Distribution of slope over landuse in Jura



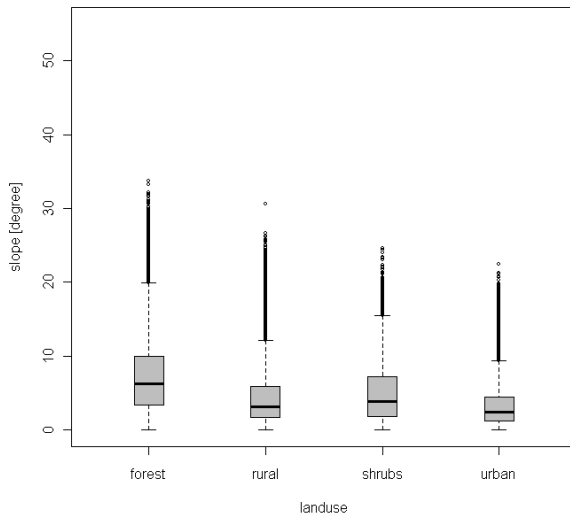
Distribution of slope over landuse in BW



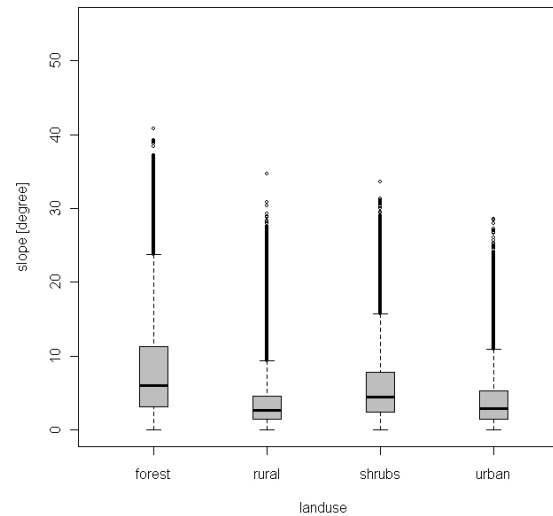
Distribution of slope over landuse, Black Forest



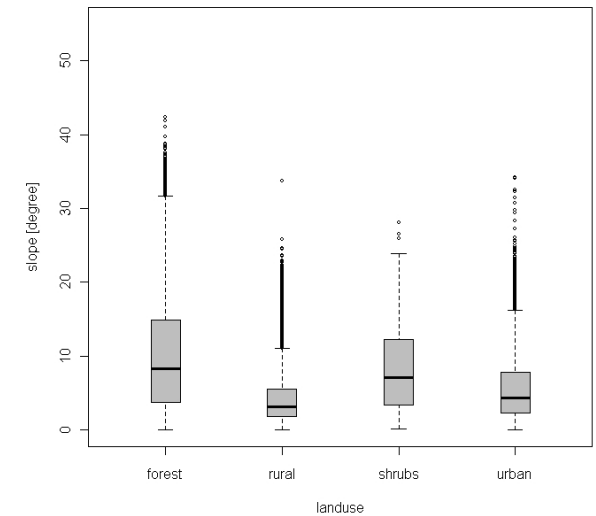
Distribution of slope over landuse, Schwäbisches Keuper-Lias-Land



Distribution of slope over landuse, Swabian Alb

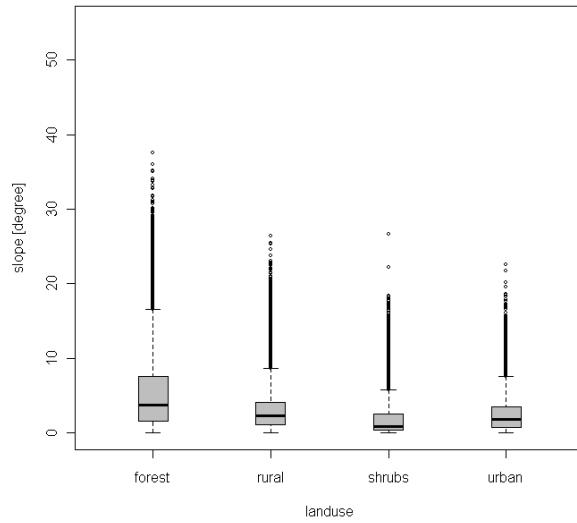


Distribution of slope over landuse, Odenwald

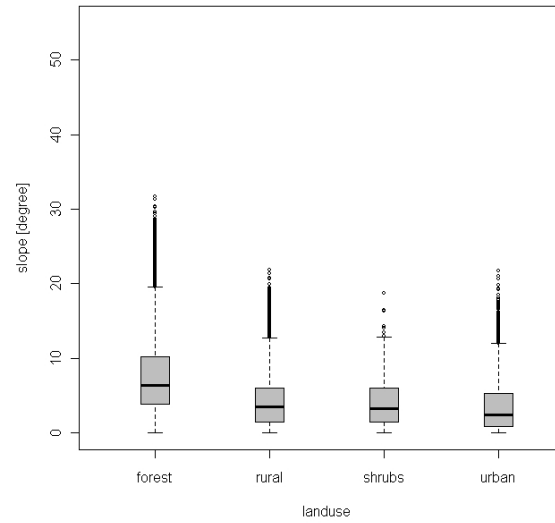


Ausprägung der Hangneigung („slope“) über die Landnutzungskategorien Wald („forest“), Grünland/Ackerland („rural“), Gebüschland („shrubs“) und Siedlung („urban“) für den Schweizer Jura (Jura Mountain) und Baden-Württemberg (BW) mit den unterschiedlichen Naturräumen. Blatt 2

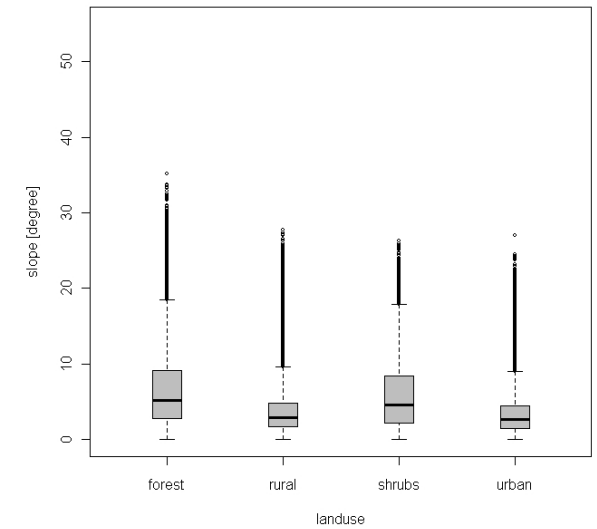
Distribution of slope over landuse, Voralpines Huegel- & Moorland



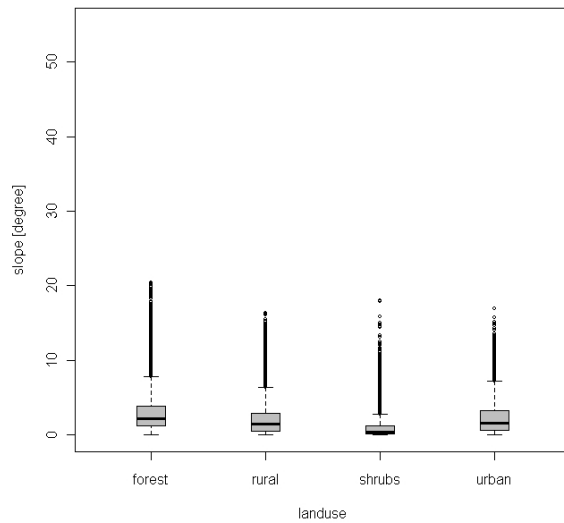
Distribution of slope over landuse, Hochrheingebiet



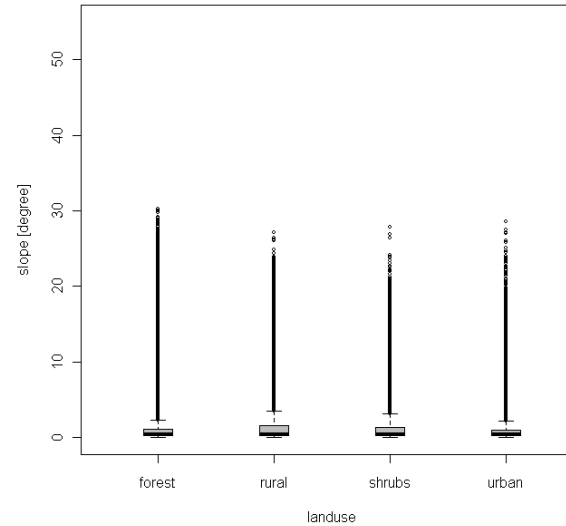
Distribution of slope over landuse, Neckar- und Tauber Gaeuplatten



Distribution of slope over landuse, Donau-Iller-Lech-Platte



Distribution of slope over landuse, Oberrhein



DANKSAGUNG

Die Dissertation ist in den Jahren 2008 bis 2012 im Rahmen eines Forschungsprojektes an der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg entstanden, das in Kooperation mit der Universität Freiburg durchgeführt und von der AG Luchs begleitet wurde. Zahlreiche Personen haben mich in dieser Zeit unterstützt. Ganz speziell danken möchte ich....

...zuallererst meinem Doktorvater Ulrich Schraml für die wertvollen Ratschläge und Denkanstöße sowie die nicht ganz unerhebliche Flexibilität bei der Betreuung meiner Arbeit.

...Rudi Suchant von der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg für den ausdauernden Rückhalt und die vielen inspirierenden Gespräche ohne die meine Arbeit niemals gelungen wäre.

...meiner Kollegin Sabrina Streif für ihre großartige Unterstützung sowie für ihre äußerst wertvolle kritische Begleitung.

...allen anderen Kolleginnen und Kollegen aus der Abteilung Wald und Gesellschaft, insbesondere aus dem Arbeitsbereich Wildtierökologie für die Unterstützung und für all die Nerven, die ich sie hin und wieder gekostet habe. Ganz besonders gilt das für Vero Braunisch, Robert Hagen, Falko Brieger und Martin Strein.

...Felix Knauer von der Veterinärmedizinischen Universität Wien für die geduldige und konstruktive Begleitung meiner teilweise amüsanten Irrwege.

...Stephanie Kramer-Schadt vom Institut für Zoo- und Wildtierforschung in Berlin für die grandiose Modellvorlage und die fleißige Fragenbeantwortung.

...Christine Breitenmoser-Würsten, Urs Breitenmoser, Fridolin Zimmermann von KORA für die Bereitstellung von Daten, den Gedankenaustausch und die wichtigen Tage in Bern.

... allen Kolleginnen und Kollegen aus dem Institut für Forst- und Umweltpolitik sowie dem Arbeitsbereich für Wildtierökologie und Wildtiermanagement der Universität Freiburg. Insbesondere Angela Lühtrath und Ilse Storch für die immer offenen Türen und wichtigen Ratschläge.

...Ekkehard Köllner und Helge von Gilsa stellvertretend für all diejenigen, die sich für die Finanzierung dieser Arbeit eingesetzt haben.

...dem Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg, der Stiftung Naturschutzfonds Baden-Württemberg, der Luchsinitiative Baden-Württemberg sowie der Landesbank Baden-Württemberg für die Finanzierung meiner Arbeit.

Ganz besonders möchte ich den Menschen danken, die die letzten Jahre so lebenswert gemacht haben: Fraens, Kaj, Chris, Markus, Martina, Vero, Rudi, Robert, Martin, Klaus, Barbara, Falko, Stéphan, Juliane, Rahel, Gustaf, Achim, Wiebke, Valentin, Wenzel, Olivia, Sylvi, Silke, Wanda und ‚Spontan Brutal‘ – schön, Euch alle zu kennen.

Meiner Familie danke ich für den keinesfalls selbstverständlichen bedingungslosen Rückhalt – ich weiß ihn sehr zu schätzen.