

Endbericht zum Forschungsprojekt

Interaktion von Luchs und Reh im Pfälzerwald

finanziert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)



Quelle: C. Arens

Projektzeitraum 2015 - 2018

Projekt-Nummer: 32740 /01-33/2

Dipl. Biologin Carolin Tröger , Dr. Ulf Hohmann

Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft

IN KOOPERATION MIT:

aerosense Dipl.-Ing. U. Franke

Stiftung Natur-und Umwelt Rheinland-Pfalz (SNU-RLP)



Danksagung

Dieses mit Mitteln der DBU – Deutsche Bundesstiftung Umwelt – und des Ministerium für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten Rheinland-Pfalz (MUEEF) geförderte Forschungsprojekt wurde von der FAWF durchgeführt. Das Projekt entstand in Anbindung an das EU LIFE+ Projektes zur „Wiederansiedlung des Luchses (*Lynx lynx*) im Biosphärenreservat Pfälzerwald / Nordvogesen“ der Stiftung Natur und Umwelt Rheinland-Pfalz (SNU). Ziel des Life Luchs Projektes ist die Wiederansiedlung der Luchse im Pfälzerwald und somit die Etablierung einer eigenständigen, überlebensfähigen Luchspopulation. Wir möchten uns für die gute Zusammenarbeit und den damit verbundenen Datenaustausch in den letzten 3 Jahren bei der SNU bedanken.

Ebenfalls bedanken möchten wir uns bei den Helfern, Studenten, Unterstützern, Diskussionspartnern und Wissenschaftlern, welche stets an dem maximalen Erfolg des Projektes interessiert waren. Ohne den Einsatz dieser vielen Menschen, wäre die Realisierung des Projektes nicht möglich gewesen. Ein besonderer Dank gilt den Forstämtern und den zuständigen Revierleitern, welche uns stets bei der Befahrungsplanung, Auswahl der Wildwiesen, Weiterleitung von Informationen an die betroffenen Jäger vor Ort und spontan auftretenden Problemen unterstützt haben. Wir danken der Jägerschaft im Pfälzerwald für ihr reges Interesse und die Akzeptanz dieses Projektes.

Im Rahmes des Projektes sind drei Bachelor-Arbeiten und zwei Masterarbeiten mit direktem Bezug zur Thematik entstanden. Für die tatkräftige Unterstützung und Bearbeitung von Datensätzen möchten wir uns bei Lea Wirk (BOKU Wien, Masterarbeit), Simon Steiner (Universität Koblenz-Landau, Masterarbeit), Stefanie Kneer (Hochschule für angewandte Wissenschaft und Kunst, Bachelorarbeit), Robin Schukraft (Hochschule für Wirtschaft und Umwelt Nürtingen-Geislingen, Bachelorarbeit) und Raphael Gaß (Hochschule für Forstwirtschaft Rottenburg, Bachelorarbeit) herzlichst bedanken. Ebenso bedanken wir uns bei Dr. Diress Tsegaye und Dr. Moritz Mercker für die Unterstützung in statistischen Auswertungsfragen. Bei Ulf Hettich (FAWF) und Cornelia Ebert (wildlifemonitoring.eu) bedanken wir uns für die regelmäßige Unterstützung und zahlreichen Diskussionen hinsichtlich der nächtliche Datenerhebungen, -auswertungen und Manuskripterstellung.

Kontakt:

Carolin Tröger

Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft (FAWF) Landesforsten,

Bereich Wildökologie

Diplom-Biologin

[carolin.troeger\(at\)wald-rlp.de](mailto:carolin.troeger(at)wald-rlp.de)

Tel.: +49-6306-911-163

Dr. Ulf Hohmann

Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft (FAWF) Landesforsten,

Bereich Wildökologie

Diplom-Biologe

[ulf.hohmann\(at\)wald-rlp.de](mailto:ulf.hohmann(at)wald-rlp.de)

Tel. +49-6306-911-148

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	1
1 Hintergrund	3
2 Projektziel.....	5
3 Aktueller Stand: Wiederansiedlung der Luchse im Pfälzerwald.....	6
4 Untersuchungsgebiet	8
5 Angewandte Methoden	10
5.1 IR-Erfassung von Rehwild nach Distance Sampling Methode	10
5.2 Entwicklung der Rehwild-Jagdstrecken	17
5.3 Fotofallenmonitoring (nicht DBU finanziert).....	17
5.4. Habitatkartierung der Luchsrise im Pfälzerwald (nicht DBU finanziert)	18
5.5 Interaktion: Verschneidung von GPS-Daten der Luchse mit erfassten Rehwilddaten...	23
6 Ergebnisse	26
6.1 IR-Erfassung von Rehwild nach Distance Sampling Methode	26
6.2 Entwicklung der Rehwild-Jagdstrecken	29
6.3 Fotofallenmonitoring (nicht DBU finanziert).....	30
6.4 Habitatkartierung der Luchsrise im Pfälzerwald (nicht DBU finanziert)	31
6.5 Interaktion: Verschneidung von GPS-Daten der Luchse mit erfassten Rehwilddaten...	35
7 Diskussion	44
8 Öffentlichkeitsarbeit.....	51
9 Literatur	57
10 Anhang	60

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Aktuelle Verbreitungskarten der GPS-besenderten Luchse im Pfälzerwald und in Frankreich. Herausgegeben von der SNU RLP. Stand: November 2018.	7
Abb. 2: Räumliche Lage des Untersuchungsgebietes Pfälzerwald. Dargestellt sind die zwei Waldbesitzkategorien (staatlich, nicht staatlich) des Pfälzerwaldes und die im Projekt befahrenen Transekte zur Erfassung von Rehwild. state owned = Staatswaldfläche, not stated owned = Privat-, Kommunal-, oder übrige Besitzarten, Transect = Transekt / Befahrungsrouten	9
Abb. 3: Ausblick über den Pfälzerwald vom Luitpoldturm, 2017, © C. Tröger	10
Abb. 4: Wegbasierte Erfassung von Individuen nach der Distance Sampling Methode. Darstellung der effektiven Zählstreifenbreite. Grün gekennzeichnete Individuen werden gezählt, rote Individuen werden übersehen. © Meißner-Hylanova V. & Stier N. 2015 (Meißner-Hylanova and Stier 2015)	11
Abb. 5: Linientransektverfahren mit einer zufällig ausgewählten Linie (Transekt) und einer Länge von y km. Abgebildet sind sechs detektierte Objekte mit einer Distanz von x_1, x_2, \dots, x_6 . Die Distanzen werden im rechten Winkel zum Transekt aufgenommen (Bildquelle: Buckland (2004)).	12
Abb. 6: Aufnahme eines gesichteten Objektes. Der Beobachter bewegt sich entlang des Transektes („Transect line L “), entdeckt das Objekt in einer Distanz von r mit einem Winkel von θ . Mit Hilfe dieser Werte kann die rechtwinklige Distanz x berechnet werden. (Bildquelle: Buckland (2004)).	12
Abb. 7: Dargestellt ist eine Detektionsfunktion (rote Linie), diese basiert auf der rechtwinkligen Distanz in Relation zur Entdeckungswahrscheinlichkeit. Die blauen Balken stellen die Anzahl der Beobachtungen in den Entfernungsklassen dar.	14
Abb. 8: Die Wärmebildkameras werden auf beiden Seiten des PKWs angebracht. Im Inneren des Autos sind Laptops zur Wiedergabe der Kamerabilder installiert.	15
Abb. 9: Typische Wärmebildsignaturen verschiedener Warmblüter im Untersuchungsgebiet. Oben: Rehwild in unterschiedlichen Habitaten. Unten: Links: Feldhase, Mitte: Wildschwein mit Frischlingen, Rechts: Fuchs.	16
Abb. 10: Die Abbildung zeigt die für die Datenaufnahme erstellte Access-Datenbank,	16
Abb. 11: Fotofallen Standorte im Untersuchungsgebiet Pfälzerwald. 31 Fotofallen wurden an Wildwiesen im Jahr 2016 für den Zeitraum von Februar – Juni und August – Oktober angebracht.	18
Abb. 12: Rissverortungen im Pfälzerwald und Umgebung. Insgesamt sind 100 Risse dargestellt, darunter 76 Rehwildrisse innerhalb des Pfälzerwaldes. Sommer und Wintererfassung sind unterschiedlich gekennzeichnet und umfassen alle Schalenwildarten. Datengrundlage basierend auf Informationen der SNU-RLP.	19
Abb. 13: Verteilung der Beutetierarten, ermittelt anhand der gefundenen Risse im Pfälzerwald (Gesamtanzahl = 84 Individuen). Erfassungszeitraum ist von Juli 2016 bis Februar 2018. Überprüfung der Luchsrisse erfolgte größtenteils durch die SNU RLP. (RoeDeer = Reh, RedDeer=Rotwild, Fox=Fuchs, Wildboar=Wildschwein, Bird=Vogel).	19
Abb. 14: Veränderte Version der Cover Pole Methode Pierce et al. (2004) nach Belotti et al. (2012). Am Rissort wird ein 2m Stab mit 10 Unterteilungssegmenten positioniert und aus einer Entfernung von 20 m in allen Himmelsrichtungen (Nord, Ost, Süd und West) auf einer Beobachtungshöhe von 1 m die Anzahl der > 50 % verdeckten Segmente des Stabs erfasst.	21
Abb. 15: Lage der 78 Zufallspunkte und 73 Rissorte im Pfälzerwald. Mit Hilfe der im Pfälzerwald liegenden Luchsrisse (Beutetier Rehwild) wurde ein 100 % MCP (minimale Begrenzungsgeometrie) berechnet. Es dient als Begrenzungsfläche zur Erstellung von Zufallspunkten. Diese Zufallspunkte wurden mit den Außengrenzen des Naturparks / Biosphärenreservats Pfälzerwald verschnitten.	22
Abb. 16: Vergleich von Rehdetektionen im Jahr X mit Luchsanwesenheit zu Rehdetektionen im Jahr $X-1$ ohne Luchsanwesenheit im selben Habitat begrenzt durch das 80 % Kernel Luchshomerange. Rechts oben ist eine Kernelberechnung basierend auf den nächtlichen GPS Punkten der Luchse dargestellt. 60 % Kernelhomerange ist orange und 40 % Kernelhomerange ist mit rot eingefärbt. Die blauen Kreuze stellen die original GPS Punkte von einem Luchs dar.	25
Abb. 17: Relative Verteilung der erfassten Geschlechter der Rehe über 6 Befahrungszeiträume. Die Kategorie „Unknown“ beinhaltet Rehe, denen man kein eindeutiges Geschlecht zuordnen konnte. „Female“ sind weibliche und „Male“ männliche Rehe. „Fawn“ repräsentieren die Kitze ohne eindeutige Geschlechtszuordnung.	27
Abb. 18: Vier Modellansätze zur Berechnung der Rehwilddichte im Pfälzerwald im Zeitraum von Sommer 2015 bis Frühjahr 2018. In der Berechnung werden eingeschränkte Sichttiefen auf den Transekten berücksichtigt. Spring = Frühling, Summer = Sommer. Roter Balken markiert den Zeitraum der Freilassungen von Luchsen im Pfälzerwald.	28
Abb. 19: Rehwildstrecken für die Staatswaldflächen der Forstämter im Pfälzerwald im Zeitraum von 2012 bis 2016. Year = Jagdjahre, Forstämter: BadD = Bad Dürkheim, HW = Hinterweidenthal, JK = Johanniskreuz, KL = Kaiserslautern.	29
Abb. 20: Reh-Events pro Kamerastunde aller Fotofallen über die Jahreszeiträume Winter, Frühling, Frühsommer und Sommer 2016 im Pfälzerwald. Quelle: (Kneer 2017).	30

Abb. 21: Aktivitätsspitzen von Rehwild tagsüber auf den Wildwiesen im Pfälzerwald zu vier Beobachtungszeiträumen im Jahresverlauf, aufgenommen mit Hilfe von tagaktiven Fotofallen mit systematischer Auslösung im 5min Takt.	31
Abb. 22: Geschlecht und Altersgruppen der gerissenen Rehe in Relation zum Geschlecht der Luchse. Lynx_Sex = Geschlecht Luchs, Prey sex (RoeDeer)= Geschlecht Rehwild, female = weiblich, male = männlich, Age = Altersklassen Rehwild, Frequency = absolute Häufigkeit.	32
Abb. 23: Relative Häufigkeit des Kronenüberschirmungsgrades an Sommer- und Winterrisorten von Rehwild im Pfälzerwald. Überschirmungsgrad (Canopy Cover) Kategorie 1: 0-25 %, 2: 25-50 %, 3: 50-75 %, 4: 75-100 %	33
Abb. 24: Relative Wahrscheinlichkeit, dass ein Punkt ein Risspunkt ist in Bezug auf die Variablen A: Laub-/Nadelwald und B: des durchschnittlichen Brusthöhendurchmessers der Bestände des Waldortes indem sich der Punkt befindet. Daten basierend auf ein GLM-Modell.	34
Abb. 25: Relative Wahrscheinlichkeit, dass ein Punkt ein Risspunkt ist in Bezug auf die Variablen A: Distanz zu Grünlandflächen, B: Distanz zu bedingt LKW befahrbaren Wegen und C: Distanz zu Erholungsschwerpunkten. Daten basierend auf ein GLM-Modell. Alle Variablen zeigen eine Signifikanz ($p = 0.01$).	35
Abb. 26: Wahrscheinlichkeit der Änderung in den Rehwilddetektionsraten in Abhängigkeit der Faktoren Saison und Luchspräsenz im Pfälzerwald. Die Auswertungen basieren auf einem linear mixed model (lm), welches signifikant geringere Detektionsraten im Sommer als im Winter belegt ($p < 0.001$) und keine Verringerung der Detektionsraten unter Luchsanwesenheit aufweist ($p = 0.21$).	36
Abb. 27: GLM-Analysen für die Habitatparameter Ausrichtung und Hangneigung auf der Datengrundlage von Sommer 2015 / 2016 im Luchsgebiet und im Kontrollgebiet des Pfälzerwaldes. Die GLM-Modelle des Kontroll- und Luchsgebietes wurden einzeln berechnet. Direction = Ausrichtung, Hangneigung = Slope, Lynx Area = Luchsgebiet, Control Area = Kontrollgebiet.	38
Abb. 28: GLM-Analysen für den Habitatparameter Distanz zu nicht LKW-befahrbaren Wegen im Luchsgebiet und im Kontrollgebiet für den Zeitraum Sommer 2015 zu 2016 im Pfälzerwald. Lynx Area = Luchsgebiet, Control Area = Kontrollgebiet.	39
Abb. 29: GLM-Analysen für die Habitatparameter Hangneigung und Höhenmeter auf der Datengrundlage von Sommer 2015 zu Sommer 2017 im Luchs- und im Kontrollgebiet des Pfälzerwaldes. Slope = Hangneigung, Elevation = Höhenmeter, Lynx Area = Luchsgebiet, Control Area = Kontrollgebiet.	40
Abb. 30: GLM-Analysen für die Habitatparameter Hangneigung und Laub-Nadelbestände auf der Datengrundlage von Frühjahr 2016 zu Frühjahr 2017 im Luchs- und im Kontrollgebiet des Pfälzerwaldes. Slope = Hangneigung, Laub_Nadel = Laub- oder Nadelbestand, Lynx Area = Luchsgebiet, Control Area = Kontrollgebiet.	41
Abb. 31: GLM Analysen für die Habitatparameter Distanz vom erfassten Rehwild zur nächstgelegenen Ortschaft auf der Datengrundlage von Frühjahr 2016 zu Frühjahr 2017 im Luchs- und im Kontrollgebiet des Pfälzerwaldes. DIST_Ortslage = Distanz in Metern zur nächstgelegenen Ortschaft, Lynx Area = Luchsgebiet, Control Area = Kontrollgebiet.	42
Abb. 32: Verhältnis zwischen den Rehwildverhaltenskategorien und der Anzahl nächtlich detektierter Rehe im Pfälzerwald in der Sommersaison über den Zeitraum von 2015-2017. Browsing = Äsen, Lying = liegend, Moving = ziehend, Running = Flucht, Standing = stehend, Year = Jahr, Number of roe deer = Anzahl Rehe. ...	43
Abb. 33: Verhältnis zwischen den Rehwildverhaltenskategorien und der Anzahl nächtlich detektierter Rehe im Pfälzerwald in der Frühlingssaison über den Zeitraum von 2016-2018. Browsing = Äsen, Lying = liegend, Moving = ziehend, Running = Flucht, Standing = stehend, Year = Jahr, Number of roe deer = Anzahl Rehe. ...	43
Abb. 34: Jagd & Jäger Veröffentlichung: „Welchen Einfluss hat der Luchs auf Rehe ?“, April 2015	53
Abb. 35: Zeitungsartikel RheinZeitung am 21.08.2015: „Warten auf den Luchs“	54
Abb. 36: Artikel vom 08.04.2017 im Focus ; Quelle: http://www.focus.de/regional/rheinland-pfalz/naturschutz-projekt-zu-luchsen-und-rehen-erfasst-bestandsdaten_id_6921036.html	55
Abb. 37: Presseartikel Jagd & Jäger Juni 2017: „Nachtfahrt durch den Pfälzerwald“	56

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Übersicht über die im Pfälzerwald angesiedelten Luchse. Herkunft: SK = Slowakei, CH = Schweiz, PW = im Pfälzerwald geborene Luchse. † = verendet. Stand: November 2018	7
Tabelle 2: Transekte im Untersuchungsgebiet und deren Länge (km). Die korrigierte Länge berücksichtigt nicht einsehbare Bereiche und öffentliche Verbindungsstraßen auf dem Transekt.....	14
Tabelle 3: Dargestellt sind die nächtlich detektierten Wildarten und deren Häufigkeiten über die vier Zählzeiträume (Zeitraum Sommer 2015 - Frühjahr 2018). Zu beachten ist, dass in die Zählungen vom Frühjahr zwei Wiederholungszählungen und in die Zählungen vom Sommer nur eine Wiederholung jedes Transektes eingeht.....	26

Anhang Abbildungsverzeichnis

Anhang Abb. 1: Relative Häufigkeit der Bodenabdeckungskategorien der Rehwildrisse im Pfälzerwald im Sommer und Winter. Kategorien 1-4: Anzahl der Himmelsrichtungen, welche in den untersten 3 Segmenten (<60cm) des Stabes zu >50 % Bodenabdeckung aufwiesen. Kategorie 0: keine Bodenabdeckung vorhanden. Summer = Sommer, Winter = Winter.....	60
Anhang Abb. 2 Überschirmungsgrad (Canopy Cover) der Bestände an Rehwild-Risorten im Pfälzerwald im Zeitraum von 2016-2018 in Abhängigkeit von der Anzahl der Himmelsrichtungen, welche in den untersten 3 Segmenten (< 60 cm) des Stabes zu > 50 % abgedeckt sind.....	60
Anhang Abb. 3: Überschirmungsgrad (Canopy Cover) der Bestände in Abhängigkeit von der Vegetationsabdeckung auf den ersten 60cm Bodennähe (Index 60) an Rehwild-Risorten im Pfälzerwald im Zeitraum von 2016-2018. Index 60 beschreibt den Mittelwert über die Anzahl der > 50 % verdeckten Segmente (max. Anzahl 3; 0.6 m) für die vier Himmelsrichtungen an einem Risort.....	61
Anhang Abb. 4: Relative Häufigkeit von Äsungspflanzen an Rehwild-Risorten im Pfälzerwald. Bilberry = Blaubeere, blackberry = Brombeere, raspberry = Himbeere, stinging nettle = Brennnessel. Occurrence = Vorkommen: none = nicht vorhanden; rare = selten < 10 %; frequent = häufig 10 %- 50 %; extensively = flächig > 50 %.....	61
Anhang Abb. 5: Berechnete Entfernungen von nächtlichen Luchs-GPS Punkten, Zufallspunkten der Riss habitatkartierung, der Rehwildrisse und der nächtlich auf den Transekten im Pfälzerwald erfassten Rehe zu der nächstgelegenen Ortschaft, Grünlandfläche, Wildwiese und Erholungsschwerpunkt.....	62
Anhang Abb. 6: GLM-Analysen für die Habitatparameter Distanz vom erfassten Rehwild zur nächstgelegenen Grünfläche auf der Datengrundlage von Sommer 2015 und Sommer 2017 im Luchs- und Kontrollgebiet des Pfälzerwaldes. Distance to Grassland = Distanz in Metern zur nächstgelegenen Grünlandfläche, Lynx Area = Luchsgebiet, Control Area = Kontrollgebiet.....	70
Anhang Abb. 7: Rehwildverhalten im Sommer und Frühling über die Jahre 2015 bis 2018 im Pfälzerwald. Season = Saison, Spring = Frühling, Summer = Sommer, Frequency = Anzahl der erfassten Rehindividuen.	71

Anhang Tabellenverzeichnis

Anhang Tab. 1: GLM-Analysen für das Risiko eines Rehs vom Luchs im Pfälzerwald gerissen zu werden. Es wurden Zufallspunkte und Risorte in Bezug auf forstliche Habitatparameter und geographischen Habitaten verglichen. Modellbewertung erfolgte anhand Akaike´s Information Criterion korrigiert für kleine Stichproben (AIC_c), die Differenz in AIC_c von dem besten Modell (ΔAIC_c) und model weight (w).....	63
Anhang Tab. 2: GLM-Analysen für die erfassten Rehe im Luchsgebiet und Kontrollgebiet in unterschiedlichen Jahren und auf der Basis von forstlichen und geographischen Parametern. Modellbewertung erfolgte anhand Akaike´s Information Criterion korrigiert für kleine Stichproben (AIC_c), die Differenz in AIC_c von dem besten Modell (ΔAIC_c) und model weight (w).....	64
Anhang Tab. 3: Übersicht über die BACI-Modelle im Luchs- und Kontrollgebiet (Area) für den Zeitraum ohne und mit Luchspräsenz (Period: before / after) in Bezug auf die hier gelisteten Habitatparameter. Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1.....	69
Anhang Tab. 4 Vergleich von Rehwildverhalten über den Erfassungszeitraum von 2015 – 2018 getrennt nach Sommer und Frühling. Auswertungen erfolgten über ein GLM und über einen Tukey Honest Significant Differences Test (TurkeyHSD Test).....	72

Abkürzungsverzeichnis

BACI	Before-After-Control-Impact Modellansatz
CDS	Conventional Distance Sampling
CH	Schweiz
D	Dichte
FA	Forstamt
FAWF	Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft
GLM	generalized linear model
MCDS	multiple covariate distance sampling
N	Populationsgröße/Abundanz
SK	Slowakei
SNU	Stiftung Natur und Umwelt RLP
RLP	Rheinland-Pfalz
PW	Pfälzerwald

Zusammenfassung

Ziel dieses dreijährigen Projekts war es, durch einen Vorher-Nachher-Vergleich zu untersuchen, ob bereits in der Anfangsphase der Luchswiederansiedlung großräumige Veränderungen in der Populationsdynamik, in der Raumnutzung und dem Verhalten seiner Hauptbeute im Pfälzerwald, dem Rehwild, messbar sind. Die ersten Luchsaussetzungen begannen im Sommer 2016. Zum Ende der Datenerhebung im Frühjahr 2018 lebten vermutlich ca. 8 Luchse vorrangig im nördlichen Teil des 179.000 ha großen Pfälzerwaldes.

Zur Klärung möglicher Effekte durch die ersten Luchse auf das flächig vorkommende Rehwild wurden unterschiedliche Messmethoden gewählt: Die Populationsdichte wurde für das Frühjahr und den Sommer mittels nächtlicher PKW-gestützter Wärmebilderfassungen entlang von 10 jeweils 48 km langen Forstwege im gesamten Pfälzerwald nach dem Verfahren des Distance Samplings gemessen. Ein Abgleich mit den Streckendaten der Jagdbehörden wurde im Anschluss durchgeführt. Messungen zur Tagaktivität von Rehwild auf 31 Wildwiesen mittels Fotofallen gaben Hinweise zur Raumnutzung bzw. zum Verhalten der Rehe. Durch die Stiftung Natur und Umwelt Rheinland-Pfalz wurden 100 Rissdaten und GPS-Koordinaten der ausgesetzten Luchse bereitgestellt, die für 76 Risskartierungen genutzt wurden und vom Luchs besiedelte Gebiete definierten.

Die uns freundlicherweise von der DBU bereitgestellten finanziellen Mittel wurden darüber hinaus mit Mitteln der Jagdabgabe des Umweltministeriums ergänzt, um im Speziellen das Fotofallenmonitoring und die Rissortkartierungen durchführen zu können.

Die Schätzungen der Rehwilddichten basieren auf 5659 Rehdetektionen, sie schwankten zwischen 2015 und 2018 kaum und lagen bei 6,5 – 7,3 Rehen pro km² im Frühjahr und 5,8 – 6,7 Rehen pro km² für die Sommererfassungszeiträume. Diese Populationsdichten stehen einem jährlichen Abschuss von ca. 3 Rehen pro km² gegenüber. Die relativ niedrigen Rehpopulationsdichten als auch die vergleichsweise geringen Abschusszahlen haben sich bisher unter der Anwesenheit der ersten Luchse nicht signifikant verändert.

In den Winter- und Frühlingszeiträumen stieg die Wildwiesennutzung durch Rehwild an und nahm im weiteren Verlauf des Jahres (zum Sommer hin) ab. Die durchschnittliche Verweildauer von Rehwild tagsüber auf den Wildwiesen halbierte sich von Winter zu Sommer. Um mögliche Effekte der Luchspräsenz auf das Rehwildverhalten erkennen zu können, steht für das Jahr 2019 die erneute Überprüfung der Wildwiesennutzung an.

Die Auswertung der Rissorte zeigte, dass die Luchse bevorzugt Beute in vergleichsweise jungen und / oder nadelholzgeprägten Beständen machten. Auch rissen die Luchs Rehe eher in der Nähe von Wegen oder Grünflächen nicht aber in der Nähe von menschlichen Erholungsschwerpunkten. Die Analyse der nächtlichen Rehdetektionsraten vor und nach Wiederansiedlung des Luchses ergab keine signifikante Änderung unter Anwesenheit des Prädatoren. Ebenso zeigte das Verhalten der erfassten Rehe keine feststellbare Änderung seit Anwesenheit des Luchses. Die Interaktionsanalysen bezüglich der Raumnutzung der Rehe deuteten lediglich für die Frühjahrserfassungen an, dass Rehwild unter Anwesenheit des Luchses flacheres Gelände und geringere Distanzen zu Ortschaften bevorzugt.

Möglicherweise wird in den nächsten Jahren eine sich weiter ausdehnende und verdichtende Luchspopulation durchaus noch messbare Effekte auf die Rehwildpopulation nach sich ziehen. Die Fortsetzung des Wildwiesenmonitorings und eine, wenn auch extensivere, Weiterführung der Wärmebilderfassungen der Rehwilddichte sind daher in jedem Fall zu begrüßen.

1 Hintergrund

Im Rahmen des EU LIFE+ Projektes zur „Wiederansiedlung des Luchses (*Lynx lynx*) im Biosphärenreservat Pfälzerwald / Nordvogesen“ sollen ab 2015 über einen Zeitraum von 6 Jahren ca. 20 Wildfänge sukzessive in dem 179.000 ha großen Waldgebiet ausgesetzt werden. Allerdings kann die Wiederansiedlung großer Beutegreifer wie des Luchses, in einer intensiv vom Menschen besiedelten und genutzten Kulturlandschaft mit konkurrierenden Interessen und Zielkonflikten verbunden sein. Der Luchs ist eine weitgehend auf Rehwild spezialisierte Katze (Breitenmoser and Haller 1987). Auch in Rheinland-Pfalz wurde im Vorfeld der geplanten Luchsaussetzungen deutlich, dass insbesondere in Teilen der Jägerschaft Befürchtungen bestehen, die Anwesenheit von Luchsen würde die Bejagung der Rehbestände erschweren und damit die Attraktivität der Jagdreviere mindern.

In alpinen Lebensräumen kann auch die Gämse eine bedeutende Beute sein (Breitenmoser and Breitenmoser-Würsten 2008; Breitenmoser and Haller 1987). Rotwild und Schwarzwild werden hingegen eher gemieden (Mattisson et al. 2014) bzw. werden weniger häufig in der Beutezusammensetzung gefunden. Der Luchs ist dabei ein ausgesprochener Pirschjäger, der einzeln seiner Beute in deckungsreichem Gelände auflauert. Er versucht sie mit wenigen Sprüngen zu fassen und zu töten. Dabei spielt der Überraschungseffekt eine große Rolle (Breitenmoser and Breitenmoser-Würsten 2008). Ein langes Verfolgen der Beute, wie es beispielsweise der Wolf vermag, ist dem Luchs nicht möglich.

Hinsichtlich des Einflusses eines Prädators auf seine Beute, unterscheidet man direkte und indirekte Effekte. Direkte Effekte umfassen die konkrete Jagd und die finale Tötung (letale Effekte). Indirekte Effekte sind Verhaltensreaktionen der potentiellen Beute auf die Anwesenheit des Prädators. Hierunter sind vorrangig verschiedene zeitliche und räumliche Vermeidungsstrategien zu verstehen, die dazu dienen, das Prädationsrisiko zu minimieren (nicht-letale Effekte) (Brown et al. 1999; Kuijper et al. 2013; Laundré et al. 2001).

Der durchschnittliche tägliche Nahrungsbedarf eines Luchses liegt bei rund 1 – 2,5 kg Fleisch (Breitenmoser and Breitenmoser-Würsten 2008). Man geht davon aus, dass ein Luchs nach einem Riss, z. B. eines Rehs, diesen 6 – 7 Tage lang nutzen kann. Bei dismigrierenden Tieren kann die Nutzungsdauer und auch die Beuteausnutzung stark reduziert sein (Anders 2012). Im Schnitt werden von einem Luchs zwischen 55 und 70 Huftiere pro Jahr erbeutet (Breitenmoser and Breitenmoser-Würsten 2008; Molinari-Jobin et al. 2002; Okarma et al.

1997). Daraus ergab sich in Polen eine Prädationsrate von ca. 1 – 1,8 Rehen und 0,4 – 0,7 Rothirschen pro 100 ha Fläche und Jahr (Okarma et al. 1997). Je nach Untersuchungsgebiet können auf das Konto des Luchses dann 9 % – 56 % der jährlichen Todesrate der Beutetierpopulationen gehen (Breitenmoser and Breitenmoser-Würsten 2008). Im Bayerischen Wald konnte eine Todesrate von 43 % auf den Luchs zurückgeführt werden (Heurich et al. 2012). Rehbestände im Osten Polens, die zuvor ohne Luchse bei 4 Stück pro 100 ha lagen, halbierten sich nach dessen Rückkehr (Jędrzejewski et al. 1993). Bei relativ hohen Rehwild-Populationsdichten in der Schweiz entnahm der Luchs ca. 4 % aus der Population. Derartig markante Prädationseffekte sind jedoch offenbar besonders in pessimalen Habitaten ausgeprägt, also in Regionen mit geringerer Produktivität oder härteren Wintern, wo Rehwilddichten von 1 – 5 Tieren pro 100 ha anzunehmen sind (Heurich et al. 2012). Dies trifft insbesondere auf überwiegend kontinental geprägte bzw. boreale Klimazonen zu. Der Einfluss des Luchses in unseren mitteleuropäischen, gemäßigten Klimabereichen in kollinen bis submontanen Lagen und in hochproduktiven Wald-Feld-Gemengelagen, die dem Reh reichlich Nahrung und Deckung bieten, ist hingegen schwerer abzuschätzen. Es wird davon ausgegangen, dass bei höheren Rehdichten (> 20 Ind. / 100 ha) der demographische Einfluss des Luchses geringer sein wird (Heurich et al. 2012).

Im zentralen Pfälzerwald ist eine eher geringe Rehwilddichte von 4,5 – 12 Rehen pro 100 ha anzunehmen, wobei im mittleren Teil des Pfälzerwaldes aufgrund der höheren Rotwildpräsenz der untere Schwankungsbereich anzunehmen ist, während im weitgehend rotwildfreien und offeneren südlichen Teil (sog. Wasgau) hingegen die höheren Dichtewerte erwartet werden (Behret et al. 2007; Ebert et al. 2012; Hohmann et al. 2014; Hohmann and Huckschlag). Diese spannenden Hypothesen zum Interaktionsverhalten von Luchs und Reh zeigen, wie notwendig es ist, neben den Luchsen selbst auch ihre Hauptbeute genauer unter die Lupe zu nehmen. Erfahrungen aus der Schweiz verdeutlichen, dass langfristige Untersuchungen notwendig sind, um entsprechende Effekte aufzeigen zu können. Eine Zeitspanne von 10 Jahren wird dabei empfohlen (Breitenmoser and Breitenmoser-Würsten 2008).

Aus diesem Grund sollen im Rahmen des Projektes im Pfälzerwald erstmals in Europa mögliche Einflüsse der Luchse auf die Rehbestände in einem umfangreichen Vorher-Nachher-Szenario untersucht werden. Dazu wurden in dem 3-jährigen Projektzeitraum bereits vor den ersten Aussetzungen umfassende Rehwilderfassungen durchgeführt. Es soll untersucht werden, ob mit der Wiederansiedlung und beginnenden Etablierung des Luchses

im Pfälzerwald großräumige und mittelfristige Veränderungen in der Dynamik der Rehbestände, ihrem Verhalten und ihrer Raumnutzung in Zusammenhang zu bringen sind.

2 Projektziel

Ziel des Vorhabens ist es, erstmals in Europa mögliche Einflüsse der Luchse auf die regionalen Rehbestände in einem umfangreichen Vorher-Nachher-Szenario zu untersuchen.

Dabei sollen vorrangig folgende Arbeitshypothesen überprüft werden:

1. Mit der Wiederansiedlung und beginnenden Etablierung des Luchses im Pfälzerwald korrelieren **großräumig und mittelfristig Veränderungen in der Dynamik** der Rehbestände (z. B. Bestandesreduktion).
2. Mit der Wiederansiedlung und beginnenden Etablierung des Luchses im Pfälzerwald sind **Änderungen in der Raumnutzung der dort lebenden Rehe großräumig und mittelfristig** messbar (z. B. Rehe meiden vermehrt Risikobereiche wie den Wald-Offenland-Übergang).
3. Mit der Wiederansiedlung und beginnenden Etablierung des Luchses im Pfälzerwald sind **Verhaltensänderungen der dort lebenden Rehe** großräumig und mittelfristig messbar (z. B. sichern Rehe häufiger).

Zusätzlich zu den von der DBU bewilligten Projektmittel wurden weitere Drittmittel eingeworben. Das Ministerium für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten Rheinland-Pfalz unterstützt aus Mitteln der Jagdabgabe das Projekt über den Zeitraum von dreieinhalb Jahren. Diese Mittel wurden auch für weitere Untersuchungen und Fragestellungen eingesetzt, wie z.B. Fotofallenmonitoring auf Wildwiesen, Riss-Habitatkartierungen, Untersuchungen zu „Responsive Movement“ mit Anwendung von Drohnen und für die Teilnahme an einem Weiterbildungskurs zum Thema Distance Sampling sowie weiteren Tagungen / Konferenzen.

3 Aktueller Stand: Wiederansiedlung der Luchse im Pfälzerwald

Im Rahmen des Wiederansiedlungsprojektes wurden die ersten Luchse von der SNU am 30. Juli 2016 im Forstamt Kaiserslautern in der Nähe von Waldleiningen freigelassen. Es handelte sich um einen männlichen und zwei weibliche Luchse, die aus den slowakischen Karpaten stammten. Im September bzw. Oktober 2016 ereigneten sich zwei Übergriffe auf Nutztierherden durch einen der Luchse. Ab Anfang Dezember 2016 konnten die Aufenthaltsorte einer der weiblichen Luchse nicht mehr ermittelt werden. Das angebrachte Senderhalsband übertrug keine GPS-Koordinaten mehr. Im Frühjahr 2017 wurden weitere 4 Luchse (2 männliche und 2 weibliche) im Pfälzerwald freigelassen. Einer der Kuder bewegte sich nach kurzer Orientierungsphase in südliche Richtung und überschritt die Grenze zu Frankreich. Eine Luchsin wanderte in den vom Pfälzerwald nördlich gelegenen Donnersbergkreis. Zwei im Dezember 2017 freigelassenen Luchsinnen verunglückten ca. zwei Monate später im Frühjahr 2018.

2018 wurden weitere 4 Luchse (3 männliche und 1 weiblicher) im Pfälzerwald freigelassen. Der erste Luchs-Nachwuchs innerhalb des Wiederansiedlungsprojekts konnte im Jahr 2017 im Pfälzerwald nachgewiesen werden (1 Wurf mit zwei Jungtieren). Auch im Wiederansiedlungsjahr 2018 wurde Luchsnachwuchs (3 Würfe mit mindestens 5 Jungtieren) nachgewiesen.

Somit wurden über einen Zeitraum von 3 Jahren 13 Luchse freigelassen, wobei ein Individuum abgewandert und zwei Individuen verendet sind (**Tabelle 1**). Die aktuelle Verbreitungskarte der etablierten Luchse ist in **Abb. 1** zu finden.

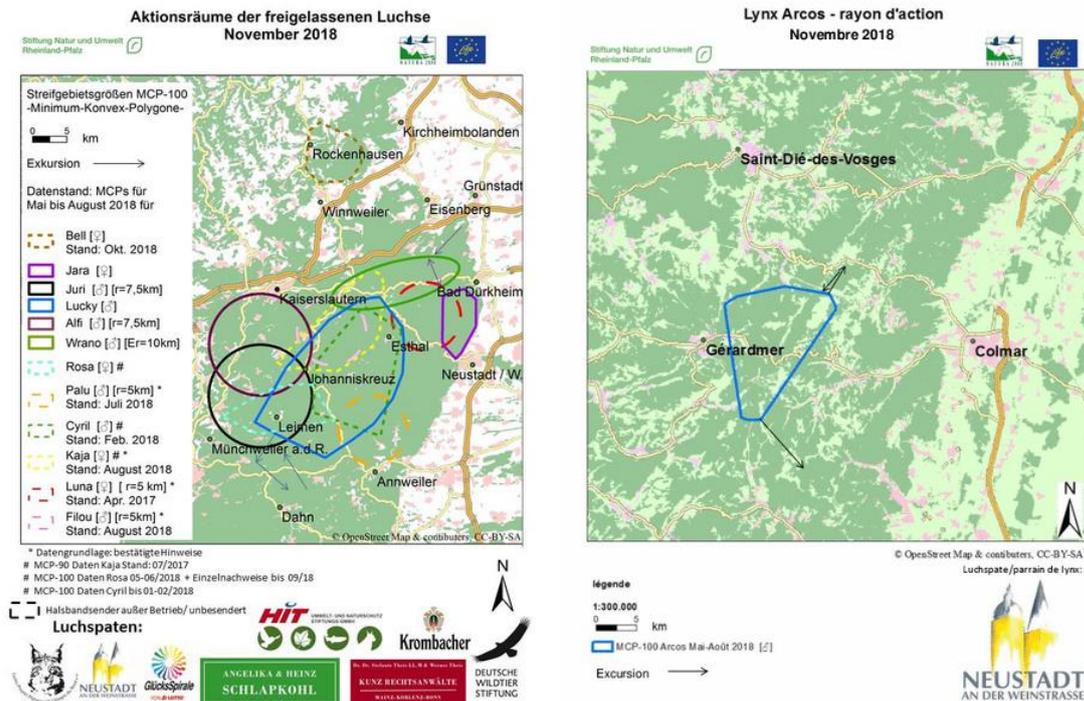


Abb. 1: Aktuelle Verbreitungskarten der GPS-besenderten Luchse im Pfälzerwald und in Frankreich. Herausgegeben von der SNU RLP. Stand: November 2018.

Tabelle 1: Übersicht über die im Pfälzerwald angesiedelten Luchse. Herkunft: SK = Slowakei, CH = Schweiz, PW = im Pfälzerwald geborene Luchse. † = verendet. Stand: November 2018

Jahr	Luchs	Datum	Herkunft	Bemerkung
2016	Kaja	30.07.2016	SK	
	Luna	30.07.2016	SK	GPS-Sender nach ca. 4 Monaten ausgefallen
	Lucky	30.07.2016	SK	
2017	Arcos	07.03.2017	CH	Abwanderung nach Frankreich
	Bell	05.04.2017	CH	Wanderung in den Donnersbergkreis
	Rosa	13.04.2017	CH	
	Cyril	22.04.2017	SK	
	Labka	15.12.2017	SK	†
	Alosa	20.12.2017	CH	†
2017*	Palu		PW	Nachkommen von Kaja & Lucky
	Filou		PW	
2018	Juri	16.03.2018	CH	
	Jara	18.04.2018	CH	
	Wrano	11.09.2018	SK	
	Alfi	12.09.2018	SK	
2018*	X1		PW	Nachkommen von Jara & „CH“
	X2		PW	Nachkommen von Kaja & ?
	X3			
	X4		PW	Nachkommen von Rosa & Lucky
	X5			

4 Untersuchungsgebiet

Der Pfälzerwald liegt mit seiner Gesamtfläche von rund 179.000 ha im Südteil von Rheinland-Pfalz (**Abb. 2**). Es ist das größte zusammenhängende Waldgebiet in Deutschland. Der Wald ist durch eine vielgestaltige Buntsandsteinlandschaft geprägt. 1958 wurde der Pfälzerwald zum Naturpark erklärt und gehört heute mit zu den größten Naturparks Deutschlands. Seiner landschaftlichen Struktur nach wird der Naturpark in 4 Landschaftsteile gegliedert: den nördlichen Pfälzerwald, den mittleren Pfälzerwald, den auch als "Wasgau" bezeichneten südlichen Pfälzerwald und das ehemalige Landschaftsschutzgebiet "Deutsche Weinstraße", das sich am Ostrand des Naturparks erstreckt (Verband Deutscher Naturparke e.V - VDN).

Der Pfälzerwald liegt in der gemäßigten Klimazone im Übergangsbereich zwischen atlantischem und kontinentalem Klima. Dabei ist die Nord-Süd Ausrichtung des linksrheinischen Gebirges von besonderer Bedeutung. Der Pfälzerwald bildet die erste größere Barriere für aus Westen heranziehende Tiefdrucksysteme. Im westlichen und zentralen Pfälzerwald werden daher Niederschlagsmengen von 800 bis 1000 mm, in höheren Gebirgslagen sogar bis zu 1100 mm gemessen (MUEEF RLP 2012). Nach den Temperaturverhältnissen wird der Pfälzerwald dem gemäßigt-kühlen Klimatyp zugeordnet. Die Jahresdurchschnittstemperaturen in mittleren Berglagen liegen bei 8 °C, in höchsten Lagen bei 7 °C und am Ostrand des Gebirges bei 9-10 °C. Die ozeanische Prägung wird auch in der relativ geringen Jahresschwankung der Lufttemperatur deutlich. In mittleren und höheren Lagen des Gebirges umfasst die Vegetationsperiode nur 200 bis 220 Tage (MUEEF RLP 2012). Aus bioklimatischer Sicht kann das Klima des Pfälzerwaldes für untere und mittlere Lagen als Schonklima und für die höchsten Regionen als mäßiges Reizklima eingestuft werden. Das Gebirge zeichnet sich durch geringe thermische Belastung und hohe Luftreinheit aus, so dass dem Pfälzerwald eine erhebliche Bedeutung als Erholungs- und Urlaubsregion zukommt (MUEEF RLP 2012) (**Abb. 3**).

Im Untersuchungsgebiet kommen neben Rehwild drei weitere Schalenwildarten vor, Rotwild (*Cervus elaphus*), Schwarzwild (*Sus scrofa*) und Muffelwild (*Ovis musimon*), wobei letzteres nur in geringer Anzahl im nördlichen Teil des PW zu finden ist. Die vier genannten Schalenwildarten werden im gesamten Untersuchungsgebiet regulär bejagt, in den Kernzonen des Biosphärenreservats hingegen mit speziellen Ausnahmeregelungen. Der Pfälzerwald ist in ca. 50 % Staatswaldfläche und ca. 50 % Privat-, Kommunalwald und übrige Besitzarten aufgeteilt. Der Großteil des staatlichen Waldes befindet sich im westlichen Bereich des Pfälzerwaldes (**Abb. 2**).

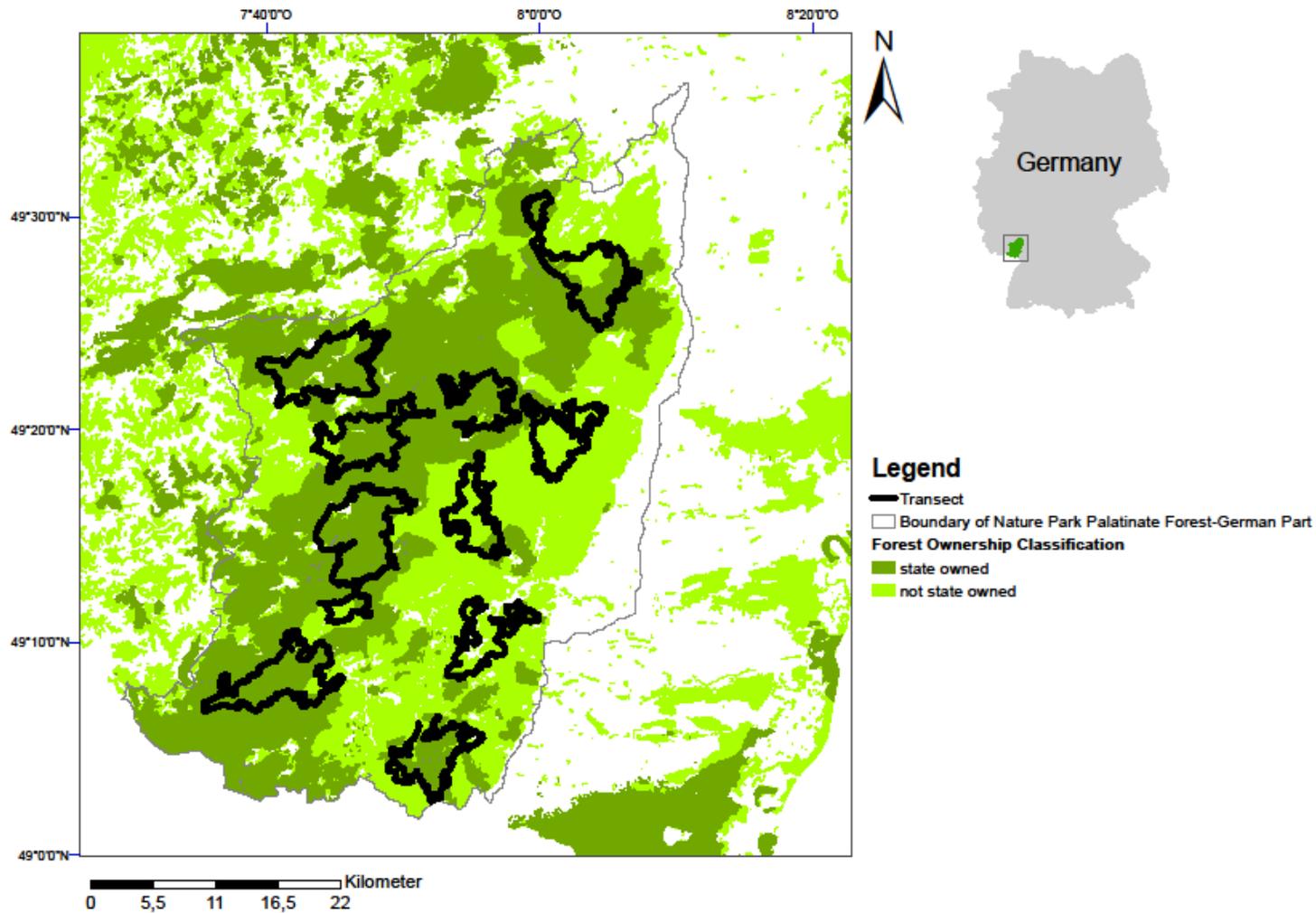


Abb. 2: Räumliche Lage des Untersuchungsgebietes Pfälzerwald. Dargestellt sind die zwei Waldbesitzkategorien (staatlich, nicht staatlich) des Pfälzerwaldes und die im Projekt befahrenen Transekte zur Erfassung von Rehwild. state owned = Staatswaldfläche, not stated owned = Privat-, Kommunal-, oder übrige Besitzarten, Transect = Transekt / Befahrungsrouten



Abb. 3: Ausblick über den Pfälzerwald vom Luitpoldturm, 2017, © C. Tröger

5 Angewandte Methoden

5.1 IR-Erfassung von Rehwild nach Distance Sampling Methode

Die im Projekt eingesetzte Erfassungsmethode für Rehwild ist die terrestrische Infrarottaxation. Hierbei wird unter Verwendung von Wärmebild-Kameras die natürliche Wärmeabstrahlung von Warmblütern genutzt, um diese in der Dämmerung und Nacht zu detektieren. Die Datenaufnahme erfolgt unter Anwendung der „Distance Sampling“-Methode, die im Wildökologie- und Wildtiermanagement-Bereich häufig angewendet wird. „Distance Sampling“ wird zur Populationsgröße/Abundanz (N)- und Dichteschätzung (D) von Wildtieren herangezogen (Buckland 2004). Die Dichte und Populationsgröße stehen folgenderweise in Beziehung zueinander:

$$N = D * A ,$$

wobei A = die Größe des Untersuchungsgebietes darstellt.

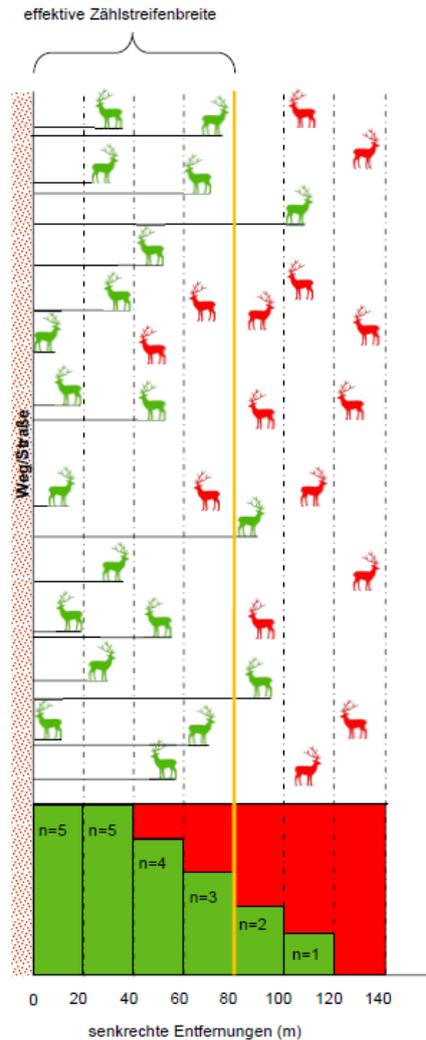


Abb. 4: Wegbasierte Erfassung von Individuen nach der Distance Sampling Methode. Darstellung der effektiven Zählstreifenbreite. Grün gekennzeichnete Individuen werden gezählt, rote Individuen werden übersehen. © Meißner-Hylanova V.& Stier N. 2015 (Meißner-Hylanova and Stier 2015)

Für die Berechnung von N und D wird die Häufigkeit der beobachteten Wildtiere und die jeweilige Entfernung zum Beobachter herangezogen (**Abb. 4**). Die Datenaufnahme mit Distance Sampling kann unter verschiedenen Ansätzen erfolgen. Hierbei unterscheidet man diverse Untergruppen, beispielsweise „Strip-Transsect sampling“, „Quadrat-Sampling“, „Point-Transsect“ und „Line Transect Sampling“. Diese Methoden unterliegen unterschiedlichen Datenaufnahme-Designs. In unserem Fall haben wir das „Line Transect“ oder auch Linientransektverfahren angewendet. Dabei bewegt sich der Beobachter auf einer Linie / Befahrungsrouten und detektiert alle ihm sichtbaren Zählobjekte beidseitig des Transekts. Erfasst werden allerdings nicht nur Objekte innerhalb eines bestimmten Streifens mit bekannter Breite („Strip of known width“), sondern alle sichtbaren Zielobjekte. Dabei wird für jedes Objekt die jeweilige rechtwinklige Distanz („perpendicular distance“) zum Transekt (Buckland 2004) ermittelt (**Abb. 4, Abb. 5**).

Da es in der Realität häufig nicht möglich ist, das Objekt in rechtwinkliger Distanz genau zu identifizieren (anzusprechen), wird zusätzlich zur Distanz (r) der Erfassungswinkel („ θ “) gemessen. Die rechtwinklige Distanz („ x “) zum Objekt lässt sich mit Hilfe der Formel $x = r \cdot \sin(\theta)$ berechnen (Abb. 6).

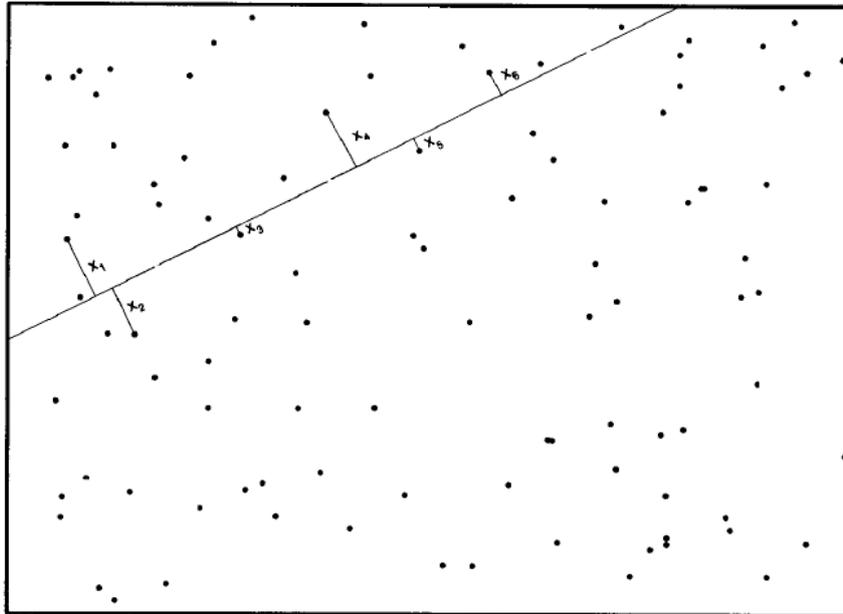


Abb. 5: Linientranssektverfahren mit einer zufällig ausgewählten Linie (Transekt) und einer Länge von y km. Abgebildet sind sechs detektierte Objekte mit einer Distanz von x_1, x_2, \dots, x_6 . Die Distanzen werden im rechten Winkel zum Transekt aufgenommen (Bildquelle: Buckland (2004)).

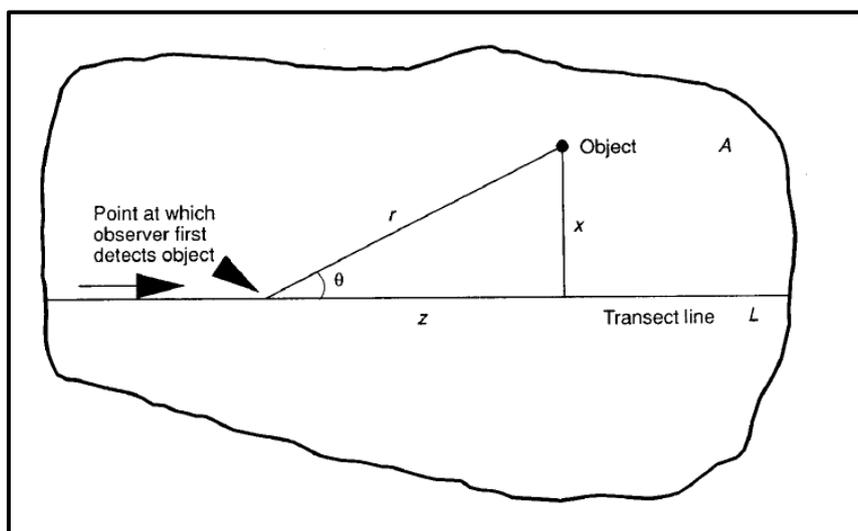


Abb. 6: Aufnahme eines gesichteten Objektes. Der Beobachter bewegt sich entlang des Transektes („Transect line L“), entdeckt das Objekt in einer Distanz von r mit einem Winkel von θ . Mit Hilfe dieser Werte kann die rechtwinklige Distanz x berechnet werden. (Bildquelle: Buckland (2004)).

Voraussetzung für die Benutzung von Distance Sampling ist eine zufällige und repräsentative Verteilung von Transekten (Linien / Plots), speziell in Hinblick auf die Verteilung der zu detektierenden Art (Buckland 2004). Ebenfalls wird angenommen, dass die direkt auf dem Transekt befindlichen Zählobjekte mit einer Wahrscheinlichkeit von 100 % detektiert werden (Entdeckungswahrscheinlichkeit $g(0) = 1$), wohingegen mit zunehmender Distanz vom Transekt eine höhere Anzahl an Tieren übersehen wird. Es wird angenommen, dass die Aufnahme der Detektion stets in der Ausgangsposition des Zählobjektes erfolgt, ein *Responsive Movement*, eine Ausweichbewegung der Tiere vom ursprünglichen Aufenthaltsort, ausgelöst durch den Beobachter, wird nicht berücksichtigt. Distanzen und Winkel werden akkurat gemessen bzw. korrekt in Intervalle eingestuft. Für die Berechnung von Abundanz (N) und Dichteschätzung (D) wird die conventional distance sampling (CDS), die multiple covariate distance Sampling (MCDS) und die left-truncation Analyse verwendet. Bei der left truncation werden die ersten Meter des Erfassungsbereiches vernachlässigt, in unserem Fall wurden die Rehwilddetektionen von 0 m bis 20 m Entfernung vom Transekt nicht in den Berechnungen berücksichtigt. Die Berechnungen erfolgten mit dem Distance Package (Miller 2017) in R. Die CDS / MCDS nimmt eine Gleichverteilung der Zählobjekte in Raum und Zeit an (Buckland 2004). Die allgemeine Entdeckungswahrscheinlichkeit („detection probability“) der zu erfassenden Zählobjekte (Einzeltiere und/ oder in einem Verbund / Cluster) wird in Relation zu der rechtwinkligen Distanz („perpendicular distance, x “) gebracht (Distance 6.2 Release 1). So kann aus den aufgenommenen Entfernungen der beobachteten Wildtiere eine Detektionsfunktion $g(y)$ („detection function“) berechnet werden, welche die Entdeckungswahrscheinlichkeit eines Tiers in einer Distanz von y schätzt. Diese Funktion sollte monoton absteigend sein und eine sog. „Schulter“ nahe zum Transekt aufweisen (**Abb. 7**). Unter Berücksichtigung von Kriterien wie dem „Akaike Information Criterion“ (AIC) können die Modelle mit unterschiedlichen Faktoren bewertet werden.

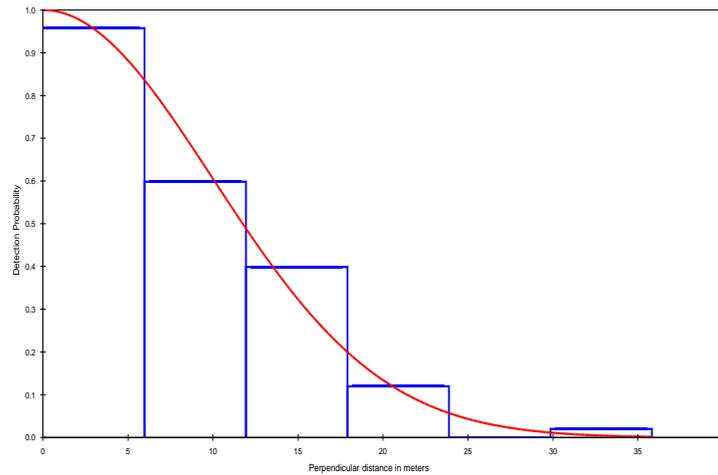


Abb. 7: Dargestellt ist eine Detektionsfunktion (rote Linie), diese basiert auf der rechtwinkligen Distanz in Relation zur Entdeckungswahrscheinlichkeit. Die blauen Balken stellen die Anzahl der Beobachtungen in den Entfernungsklassen dar.

Befahrungsrouten / Transekte

Die nächtlichen Rehwildzählungen fanden auf 10 Befahrungsrouten / Transekten in 8 verschiedenen Forstämtern des Pfälzerwaldes statt. Die Transekte wurden mit Hilfe von in ArcGIS erstellten Zufallspunkten, dem forstlichen Wegenetz und deren Befahrbarkeit im Sommer und Winter ausgewählt. Die Transekte sollten eine Länge von ca. 50 km aufweisen (**Tabelle 2**) und sind über den gesamten Pfälzerwald verteilt (**Abb. 2**).

Tabelle 2: Transekte im Untersuchungsgebiet und deren Länge (km). Die korrigierte Länge berücksichtigt nicht einsehbare Bereiche und öffentliche Verbindungsstraßen auf dem Transekt.

Transekt Name	Gesamtlänge (km)	Länge (km) korrigiert
Bad Dürkheim-Donnersberg	62	59
Hinterweidenthal	69	50
Haardt 1	54	52
Haardt 2	52	48
Annweiler 1	46	41
Annweiler 2	50	46
Wasgau-Westrich	51	51
Johanniskreuz 1	48	46
Johanniskreuz 2	54	48
Kaiserslautern	50	45

Durchführung

Die Befahrungen fanden stets in der Dämmerung und Nachtzeit statt und dauerten ca. 6-8 Stunden. Für die Sommererfassung wurde jedes einzelne Transekt zweimal und für die Frühjahrserfassung dreimal befahren. Somit wurde die Rehwildpopulation im Pfälzerwald im Sommer während 20 Nächten und im Frühjahr während 30 Nächten erfasst. Die Erfassung startete mit der Sommerzählung 2015. Insgesamt wurden drei Zählungen pro Saison durchgeführt.

Für die Befahrungen wurde ein Allrad-fähiges Auto benutzt, welches mit einem Team von 2-3 Leuten besetzt war. Auf beiden Seiten des PKWs wurde jeweils eine Wärmebildkamera von der Firma Flir (2015: Jenoptik) installiert (**Abb. 8**). Die Fahrtroute wurde mit Hilfe eines GPS-Gerätes (Garmin Dakota) und im späteren Verlauf des Projektes mit einem Navigationsgerät von Becker mit der Software NavLog eingehalten. Die Navigationssoftware NavLog ermöglicht die Navigation auf den Forstwegen im Pfälzerwald.



Abb. 8: Die Wärmebildkameras werden auf beiden Seiten des PKWs angebracht. Im Inneren des Autos sind Laptops zur Wiedergabe der Kamerabilder installiert.

Entdeckte man ein Zählobjekt in der Wärmebildkamera (**Abb. 9**), wurde der PKW angehalten und die Wildtierart bzw. Distanz zu diesem Zählobjekt mit Hilfe eines Fernglases inklusive Entfernungsmessers bestimmt. Dazu wurden Scheinwerfer eingesetzt. Zuvor wurde versucht, das Tier mittels der Wärmebildkamera zu identifizieren. Die Nutzung des Scheinwerfers ist für die Differenzierung von Reh- und Rotwild, die genaue Geschlechterbestimmung der beiden Arten und die Entfernungsmessung notwendig. Im Zuge dessen wurde das Habitat (5m und 50m Radius um die Detektion), die Vegetationsdeckung im Bereich des Zählobjektes und

die GPS-Position des Beobachters erfasst. Die aufgenommenen Daten wurden in einer eigens dafür erstellten Datenbank abgespeichert (Abb. 10). Zusätzlich zum Rehwild wurden auch alle anderen Wildtierarten ab Mardergröße aufgenommen.



Abb. 9: Typische Wärmebildsignaturen verschiedener Warmblüter im Untersuchungsgebiet. Oben: Rehwild in unterschiedlichen Habitaten. Unten: Links: Feldhase, Mitte: Wildschwein mit Frischlingen, Rechts: Fuchs.

Abb. 10: Die Abbildung zeigt die für die Datenaufnahme erstellte Access-Datenbank, welche bei der nächtlichen Erfassung von Schalenwild zum Einsatz kommt.

5.2 Entwicklung der Rehwild-Jagdstrecken

Die Abfrage der Jagdstrecken erfolgte für die Jagdjahre von 2012 / 2013 bis 2016 / 2017. Die Erlegungsdaten wurden auf Anzahl erlegter Rehe pro km² je Forstamt / Revier und deren Geschlechterverteilung gemittelt. Für unsere Untersuchungen wurden nur Erlegungsdaten der Staatswaldflächen berücksichtigt (Lage siehe **Abb. 2**). Denn nur für diese Räume war eine eindeutige Zuordnung zu den jeweiligen Revieren und deren geografische Verortung möglich. Diese Streckendaten decken somit eine Fläche von ca. 50 % des Untersuchungsgebietes ab. Die Abfrage der Jagdstrecken für Kommunal- und Privatwald erfolgte ebenfalls bei den zuständigen Behörden. Diese Streckendaten konnten aber aufgrund fehlender Verortung nicht eindeutig zugeordnet werden und wurden deshalb in den nachfolgenden Berechnungen nicht berücksichtigt.

5.3 Fotofallenmonitoring (nicht DBU finanziert)

Um die Fragestellung der Veränderung im Verhalten und der Habitatwahl von Rehwild mit Anwesenheit eines Prädators näher zu untersuchen, wurde ein Fotofallenmonitoring auf Wildwiesen im Pfälzerwald vor der Wiederansiedlung der Luchse durchgeführt. Nach erfolgreicher Etablierung der Luchse ist eine Wiederholung dieses Fotofallenmonitorings geplant, um mittels eines Vorher-Nachher-Szenarios mögliche Änderungen in Austrittszeiten, Verweildauer und Sicherungsverhalten von Rehwild zu ermitteln. In diesem Bericht werden die Daten des Fotofallenmonitorings als Vergleichsgrundlage für weitere Untersuchungen dargestellt. Es wurden 31 Standorte im gesamten Pfälzerwald - vorrangig im Staatswald - ausgewählt (**Abb. 11**) und dort Fotofallen des Typs Cuddyback Attack so positioniert, dass deren Blickfeld möglichst die gesamte zu beobachtende Wildwiese abdeckte. Dabei wurde eine systematische Auslösung der Fotofalle im 5 min Takt ab Sonnenaufgang bis Sonnenuntergang programmiert. Bei einer Auslösung basierend auf einem Bewegungsmelder (nicht verwendete Einstellung) wäre nur ein eingeschränkter Bereich von ca. 15 Meter der jeweiligen Wildwiese abgedeckt.

Die Fotofallen wurden häufig an einer Ansitzeinrichtung oder an Bäumen in einer Höhe von mindestens 2 m aufgehängt. Die Fotofallen waren im Zeitraum Februar – Juni 2016 und August-Oktober 2016 aktiv. Die anfallenden Fotofallen-Bilder wurden bis Ende Januar 2017 von acht Personen (wissenschaftliche Mitarbeiter, Studentischen Hilfskräften mit wildtierbiologischen Hintergrund und Praktikanten) begutachtet. Die weitere Auswertung der Daten des Fotofallenmonitorings erfolgte im Rahmen einer Bachelor-Arbeit (Stefanie Kneer / HAWK Göttingen, Studiengang Forstwirtschaft). Die hier dargestellten Ergebnisse entstammen dieser Bachelor-Arbeit.

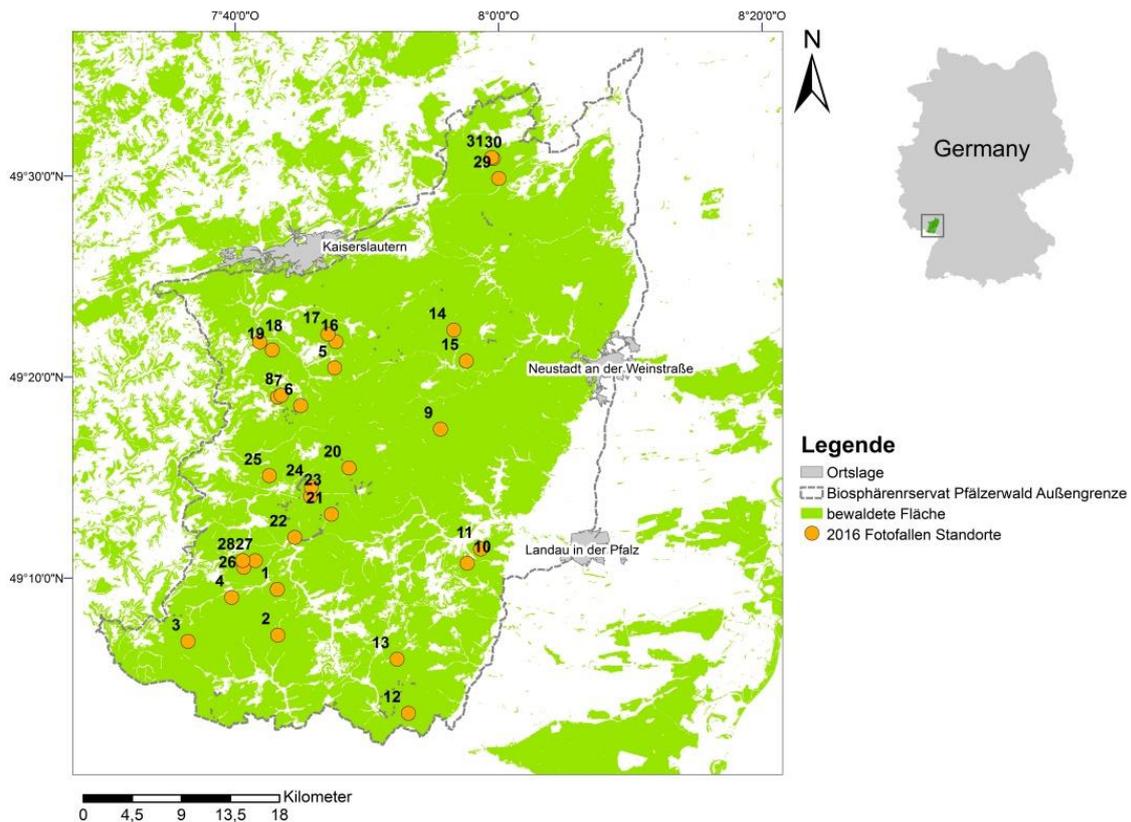


Abb. 11: Fotofallen Standorte im Untersuchungsgebiet Pfälzerwald. 31 Fotofallen wurden an Wildwiesen im Jahr 2016 für den Zeitraum von Februar – Juni und August – Oktober angebracht.

5.4. Habitatkartierung der Luchsrisse im Pfälzerwald (nicht DBU finanziert)

Um die Beschaffenheit der Jagdhabitats des Luchses bzw. der Risikohabitats des Rehwilds näher zu beleuchten, wurden für Rissorte Habitatkartierungen durchgeführt. Die Stiftung Natur- und Umwelt Rheinland-Pfalz hat im Zuge der Wiederansiedlung von allen freigelassenen Luchsindividuen kontinuierlich deren GPS-Daten zur Feststellung möglicher Rissorte überprüft. Insbesondere längere Aufenthalte an einem Ort waren verdächtig. Auf diese Weise wurden zwischen Juli 2016 und Februar 2018 100 durch den Luchs gerissene Beutetiere im Pfälzerwald und Umgebung nachgewiesen (**Abb. 12**). Deren GPS-Daten wurden uns von der SNU für diese Untersuchung zur Verfügung gestellt. Bei den 100 Rissen handelte es sich größtenteils um Rehwildrisse (**Abb. 13**). Die ersten Habitatkartierungen wurden mit einem zeitlichen Versatz von bis zu einem Jahr nach dem tatsächlichen Risszeitpunkt durchgeführt. Dabei wurde die Vegetationsperiode berücksichtigt, d.h. im Sommer entstandene Risse wurden auch im Sommer kartiert.

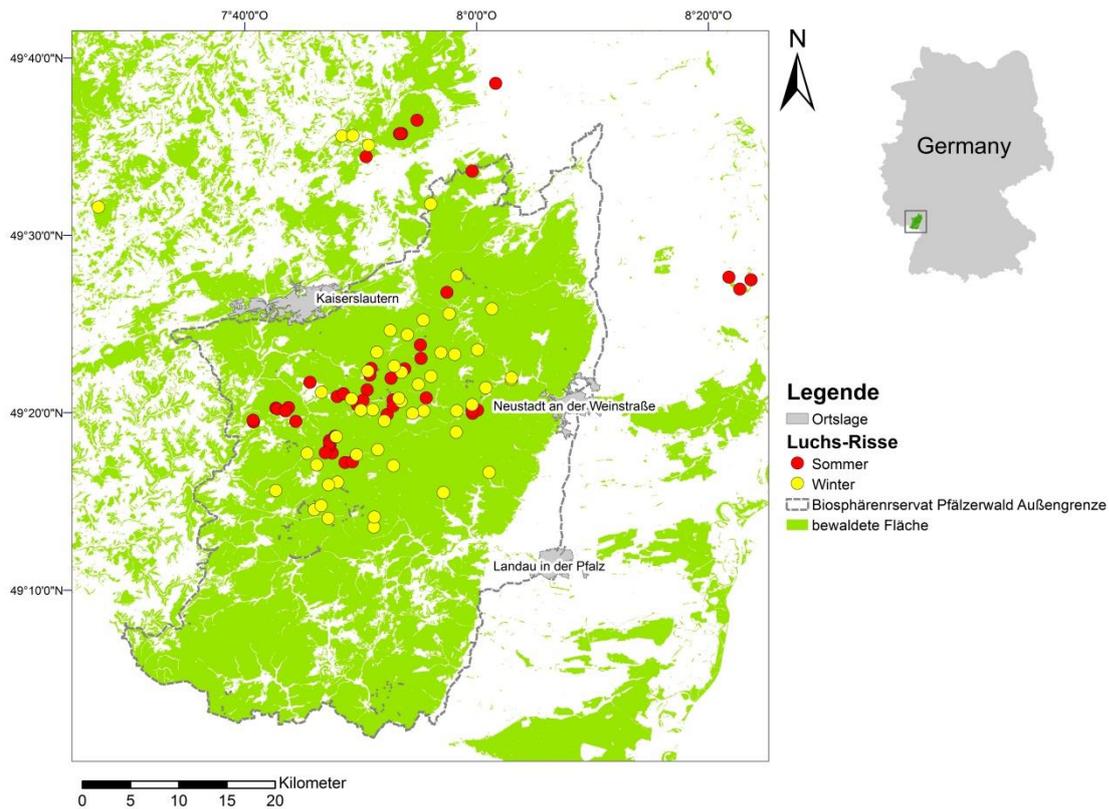


Abb. 12: Rissverortungen im Pfälzerwald und Umgebung. Insgesamt sind 100 Risse dargestellt, darunter 76 Rehwildrisse innerhalb des Pfälzerwaldes. Sommer- und Wintererfassung sind unterschiedlich gekennzeichnet und umfassen alle Schalenwildarten. Datengrundlage basierend auf Informationen der SNU-RLP.

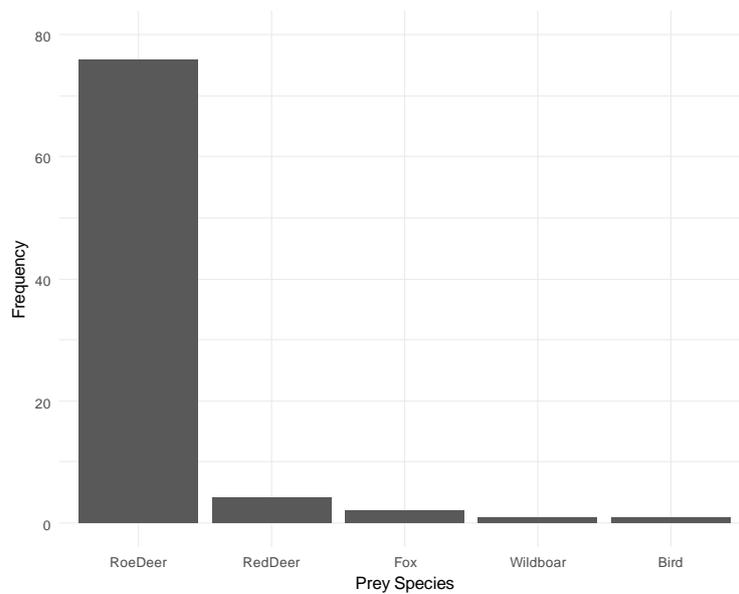


Abb. 13: Verteilung der Beutetierarten, ermittelt anhand der gefundenen Risse im Pfälzerwald (Gesamtanzahl = 84 Individuen). Erfassungszeitraum ist von Juli 2016 bis Februar 2018. Überprüfung der Luchsrisse erfolgte größtenteils durch die SNU RLP. (RoeDeer = Reh, RedDeer=Rotwild, Fox=Fuchs, Wildboar=Wildschwein, Bird=Vogel).

Habitatkartierungen im Jahre 2018 erfolgten nur wenige Tage nach dem jeweiligen Rissereignis. Für die Kartierungen wurden die Untersuchungszeiträume in Frühjahr / Sommer von 01. April – 30. September und Herbst / Winter von 01. Oktober – 31. März eingeteilt. Folgende Parameter wurden in der Habitatkartierung berücksichtigt: **1)** Habitaterfassung im Umkreis von 5 m und 50 m; **2)** Vegetationsaufnahme nach Bundeswaldinventur; **3)** Morphologische Pflanzengruppen nach Bundeswaldinventur; **4)** Habitatabdeckungsanalyse nach der Vorgehensweise von Pierce et al. (2004) und Belotti et al. (2012). Die in Klasse 1) erfassten Parameter sind mit den bei der nächtlichen Rehwildzählung ermittelten Daten vergleichbar. Hierbei wurden im Radius von 50 m vom Rissort zwischen den Biotoptypen Laubwald, Nadelwald, Mischwald, Grünfläche <10cm Bewuchshöhe, Grünfläche >10cm Bewuchshöhe und sonstige Flächen (Siedlungsrand, Straßenböschungen, etc.) unterschieden. Im 5m Radius um den Rissort wurden folgende Biotoptypen erfasst: Altbestand, Baumholz, Stangenholz, Altbestand mit Generationswechsel, Verjüngung / Dickung, Freifläche und Weg. Diese Kategorien wurden für die Auswertung zusammengefasst in „Älterer Bestand“, „Jüngerer Bestand“, „Offenlandflächen“, „Weg“ und „Stangenholz“. Die Vegetationsaufnahme nach Bundeswaldinventur **2)** erfolgte im 40 m Radius (0,5 ha) vom Rissort und beurteilt die vorherrschenden Vegetationstypen (Wald, freie Fläche), klassifiziert den Waldbereich mit Kronenschlussgrad (Kategorie 1: 0-25 %, 2: 25-50 %, 3: 50-75 %, 4: 75-100 %) und die vorherrschenden Waldlebensraumtypen (Hainsimen-Buchenwald, Schlucht- und Hangmischwald, etc.). Bei der Erfassung von morphologischen Pflanzengruppen **3)** wurde speziell auf die Arten Adlerfarn, Brennnessel, Brombeere, Himbeere und Heidekraut geachtet. Die Erfassungen erfolgten durch Abschätzung der Bodenabdeckung in Prozent und wurde in 4 Stufen eingeteilt (1= nicht vorhanden; 2= selten < 10 %; 3= häufig 10 % - 50 %; 4= flächig > 50 %). Für die Habitatabdeckungsanalyse wurde die „Cover Pole“ Methode von Pierce et al. (2004) verändert nach Belotti et al. (2012) angewandt (**Abb. 14**). Im weiteren Verlauf wurden die durch die Cover Pole Methode aufgenommenen Daten für vier Indicesberechnungen herangezogen.

a) Mittlere Abweichung der Habitatabdeckung zur Beurteilung der Anschließmöglichkeit (Average Deviation in stalking cover index [0-5]):

Dieser Index stellt die durchschnittliche absolute Abweichung für die Anzahl der verdeckten Segmente für die 4 Himmelsrichtungen dar und ist somit ein Maß für die Heterogenität der Sichttiefe an jedem Rissort.

b) Bodenabdeckungsindex (Ground Cover Index [0-4]:

Dieser Index beschreibt die Bodenabdeckung am Rissort. Hierzu wird die Anzahl der Himmelsrichtungen angegeben, welche in den untersten 3 Segmenten (< 60cm) des Stabes zu > 50 % abgedeckt sind.

c) Index 100: Mittelwert der Anzahl der verdeckten Segmente (Anzahl 10; 2 m) für die vier Himmelsrichtungen an einem Rissort.

d) Index 60: Mittelwert der Anzahl der verdeckten Segmente (Anzahl 3; 0.6 m) für die vier Himmelsrichtungen an einem Rissort.

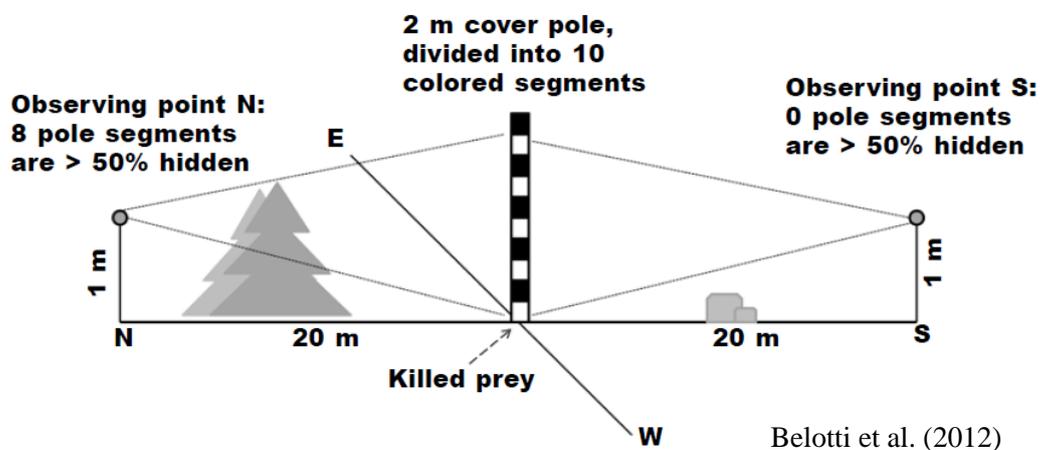


Abb. 14: Veränderte Version der Cover Pole Methode Pierce et al. (2004) nach Belotti et al. (2012). Am Rissort wird ein 2m Stab mit 10 Unterteilungssegmenten positioniert und aus einer Entfernung von 20 m in allen Himmelsrichtungen (Nord, Ost, Süd und West) auf einer Beobachtungshöhe von 1 m die Anzahl der > 50 % verdeckten Segmente des Stabs erfasst.

In diesem Bericht fokussieren wir uns bei den Rissort-Habitatanalyse ausschließlich auf Rehwild als Beutetier innerhalb des Pfälzerwaldes. Die geringe Stichprobe anderer Beutetiere und Risse außerhalb des Pfälzerwaldes wurden in den Analysen nicht berücksichtigt.

Um gewisse Vermeidungs- oder Bevorzugungsmuster der Luchse und / oder der erbeuteten Rehe erkennen zu können, wurden die ermittelten Habitatdaten an den Rissorten mit denen an Zufallspunkten verglichen. Hierzu wurde für die innerhalb des Pfälzerwaldes liegenden Rissorte eine minimale Begrenzungsgeometrie (100 % Minimum Convex Polygon / MCP) berechnet, dazu wurden die am äußersten Rand des Pfälzerwaldes liegenden Risse mit einem Kreis verbunden. In diesem Polygon-Bereich wurden 100 Zufallspunkte erstellt. Diese Zufallspunkte wurden dann mit den Außengrenzen des Naturparks und Biosphärenreservats Pfälzerwald verschnitten, somit blieben 78 Zufallspunkte übrig (**Abb. 15**). Von den insgesamt 100 Rissen lagen 76 Risse im Pfälzerwald, mit Rehwild als Beutetier. Drei von diesen Rissen

konnten bei der Verschneidung mit Habitatparametern der Forsteinrichtung im ArcGIS nicht weiter berücksichtigt werden, da an diesen Punkten keine Informationen bezüglich des Habitats hinterlegt waren. Somit wurden für die weitere Analyse 73 Risse mit 78 Zufallspunkten in einem *generalized linear model* (GLM) in R bezüglich folgender Parameter verglichen:

Höhenmeter, Neigung, Ausrichtung, Schichtung, Stufung (mit Gehölzen bestockte Flächen mit einer Oberhöhe mind. 1,0 m und Flächengröße mind. 0,1 ha), ökologischer Hauptbaumart, Alter des Bestandes (Jahren), Totholzpräsenz, Waldphaseneinteilung, Brusthöhendurchmesser (BHD) und Laub-Nadelwaldklassifizierung, Distanz zu der nächstgelegenen Grünfläche / Wildwiese / Ortschaft / zum nächstgelegenen Erholungsschwerpunkt, sowie Distanz zu Wegen der verschiedenen Kategorien 0 - 3 (LKW befahrbar, nicht LKW befahrbar, öffentliche Straßen, bedingt LKW befahrbar).

Die Kategorie „Grünfläche“ umfasst keine Ackerflächen. Die Angabe der Erholungsschwerpunkte basiert auf den Forsteinrichtungsdatensatz RLP und beinhaltet folgende Parameter: Binnensee, Stausee, Teich, Freizeitanlagen, Sportanlage, Friedhof, Schießstand, Golfplatz, Campingplatz, Grünanlage, Schwimmbad, Freibad, etc..

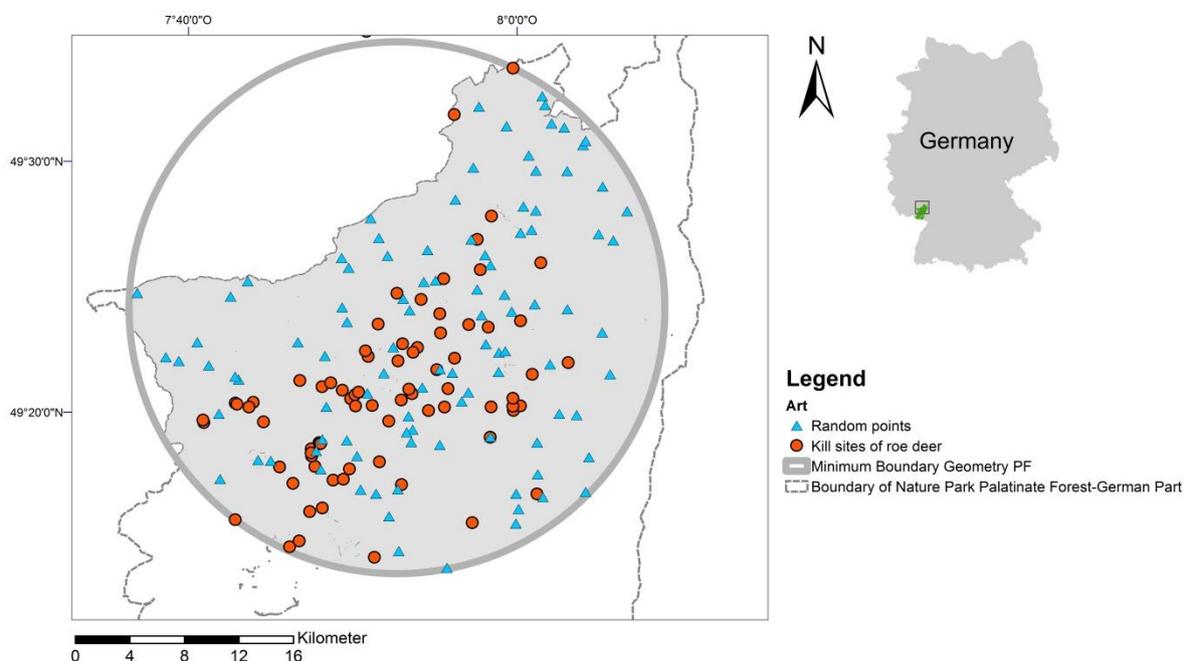


Abb. 15: Lage der 78 Zufallspunkte und 73 Rissorte im Pfälzerwald. Mit Hilfe der im Pfälzerwald liegenden Luchsrisse (Beutetier Rehwild) wurde ein 100 % MCP (minimale Begrenzungsgeometrie) berechnet. Es dient als Begrenzungsfläche zur Erstellung von Zufallspunkten. Diese Zufallspunkte wurden mit den Außengrenzen des Naturparks / Biosphärenreservats Pfälzerwald verschneidet.

5.5 Interaktion: Verschneidung von GPS-Daten der Luchse mit erfassten Rehwilddaten

Um die Fragestellung des möglichen Einflusses vom Luchs auf das Rehwild im Pfälzerwald näher zu untersuchen, wurden die Detektionsraten, die Habitatwahl und das festgestellte Verhalten vom Rehwild im Pfälzerwald vor und nach der Wiederansiedlung der Luchse analysiert. In den Analysen werden die nächtlichen GPS-Daten der wiederangesiedelten Luchse mit den von uns nächtlich erfassten Rehen im Pfälzerwald verschnitten. Wiederangesiedelte Luchse erhalten ausnahmslos ein GPS-Sendehalsband mit einer Batterielaufzeit von ca. einem Jahr. Die GPS-Daten wurden von der SNU für dieses Projekt für den Zeitraum August 2016 bis Januar 2018 für das Untersuchungsgebiet Pfälzerwald zur Verfügung gestellt.

Es wurden folgende Fragestellungen bearbeitet:

1) Ändert sich die Detektionsrate des Rehwildes mit Anwesenheit der Luchse im Pfälzerwald?

Hierzu wurden die Detektionsraten (erfasste Anzahl Rehwild pro gefahrene Kilometer des Transekts) für die einzelnen Transekte mit Luchsanwesenheit mit den selben Transekten im Jahr zuvor ohne Luchsanwesenheit verglichen. Für diese Berechnung gingen demnach nur die Transekte ein, in deren Umgebung 2016 und 2017 Luchse umherstreiften. Die Daten wurden in einem *generalized linear model* basierend auf einem Vorher-Nachher-Design in R analysiert. Zusätzlich wurde eine BACI Analyse (*Before-After Control-Impact Analyse*) mit den auf allen Transekten erhobenen Daten über den gesamten Datenaufnahmezeitraum untersucht. Bei beiden Modellansätzen wurde der AIC für die Modellauswahl herangezogen.

2) Ändert sich die nächtliche Habitatwahl der Rehe mit der Anwesenheit der Luchse im Pfälzerwald?

Für jede nächtliche Rehwilddetektion wurde eine grobe Habitatbeschreibung (im Umkreis von 50m und 5m) unmittelbar nach der Sichtung vor Ort erstellt (siehe Beschreibung Risskartierung). Zusätzlich wurden diese Detektionen mit den Daten der Forsteinrichtung und weiteren geographischen Parametern im ArcGIS verschnitten. Hierbei wurden folgende Parameter berücksichtigt:

Höhenmeter, Neigung, Ausrichtung, Schichtung, Stufung, ökologische Hauptbaumart, Alter des Bestandes (Jahren), Totholzvorkommen, Waldphaseneinteilung, Brusthöhendurchmesser (BHD) und Laub-Nadelwaldklassifizierung, Distanz zu der nächstgelegenen Grünfläche /

Wildwiese / Ortschaft / Erholungsschwerpunkt sowie Distanz zu Wegen der verschiedenen Kategorien 0 - 3 (LKW befahrbar, nicht LKW befahrbar, öffentliche Straßen, bedingt LKW befahrbar).

Die Verwendung von Forsteinrichtungsdaten ist bei dieser Methode nur beschränkt sinnvoll, da diese, trotz stark variierender Waldortgrößen, lediglich den dominierenden Bestand beschreiben. Dieser Bestand muss aber nicht zwingend mit dem Bestand am GPS-Punkt des erfassten Rehwilds übereinstimmen. Da uns keine genaueren Daten im Untersuchungsgebiet vorliegen, wurden die Forsteinrichtungsdaten für eine Grobübersicht genutzt.

Die von der SNU bereitgestellten GPS-Daten der Luchse wurden auf die GPS-Koordinaten in der Dämmerung und Nachtphase reduziert. Aus diesen Daten wurde mit Hilfe einer Kernelberechnung im R ein Streifgebebiet (Homerange) für jeden einzelnen Luchs berechnet (**Abb. 16**). Die Kernelberechnung ist eine Analyse der dichteabhängigen Nutzungsintensität des Raumes, welche mit Isolinien dargestellt werden (SNU.rlp 2018). Hierzu wurden GPS-Daten der einzelnen Luchse jeweils zwei Monate vor Beginn und während der Zeit der Rehwildzählungen für die Homerangeberechnung herangezogen.

Die nächtlich erfassten Rehwildaufenthaltsorte wurden im Anschluss mit den jeweiligen Homeranges verschnitten. Hierzu wurden alle Rehwilddetektionen die im Bereich des Streifgebietes der Luchse lagen (80 % Kernel) mit einer 1 kodiert. Rehdetektionen vom Vorjahr (Zeitpunkt X-1), welche sich im Homerange der Luchse zum Zeitpunkt X befinden, werden dann mit einer 0 für keine Luchsanwesenheit kodiert (**Abb. 16**).

Diese Rehdetektionen wurden dann in einem Vorher-Nachher-Vergleichsmodell auf forstliche und geographische Habitatparameter mittels eines *generalized linear model* (GLM) in R untersucht. In der Analyse flossen die gleichen Habitatparameter ein, die bereits für die Habitatanalyse der Rissorte verwendet wurden. Zusätzlich wurde eine BACI Analyse für die Gebiete vor und nach Wiederansiedlung und zusätzlich für Kontroll- und Luchsgebiet durchgeführt. Als Kontrollgebiet wurden die Transekte im südlichen Teil des Pfälzerwaldes verwendet, da bis dato dort noch kein Luchs resident war.

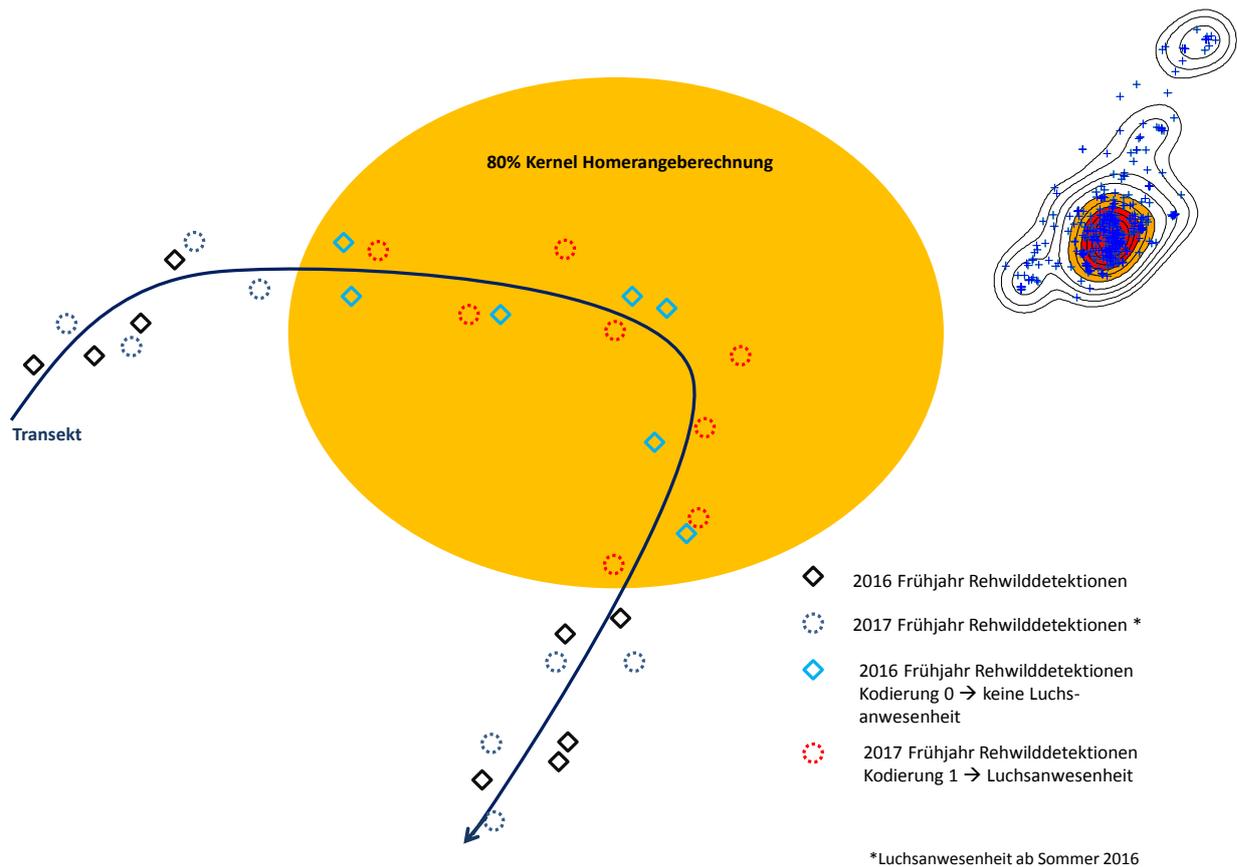


Abb. 16: Vergleich von Rehdetektionen im Jahr X mit Luchsanwesenheit zu Rehdetektionen im Jahr X-1 ohne Luchsanwesenheit im selben Habitat begrenzt durch das 80 % Kernel Luchshomerange. Rechts oben ist eine Kernelberechnung basierend auf den nächtlichen GPS Punkten der Luchse dargestellt. 60 % Kernelhomerange ist orange und 40 % Kernelhomerange ist mit rot eingefärbt. Die blauen Kreuze stellen die original GPS Punkte von einem Luchs dar.

Beispiel: Vergleich von

- Rehwilddetektionen aus **Frühjahr 2017** im Luchshomerange Dez. 2016-April 2017
Kodierung mit 1
- Rehwilddetektionen aus **Frühjahr 2016** im Luchshomerange Dez. 2016-April 2017
Kodierung mit 0

3) Ändert sich das Verhalten von den nächtlich erfassten Rehen mit Anwesenheit des Luchses?

Zur Ermittlung möglicher Verhaltensänderungen vor und nach der Wiederansiedlung des Luchses wurde bei den nächtlichen Rehwild-Detektionen das jeweilige Verhalten der Tiere bei Sichtung dokumentiert. Folgende Verhaltenskategorien wurden dabei festgelegt: Äsend, liegend, ziehend, Flucht und stehend. Für die Analyse wurden die festgestellten Verhaltenskategorien für die einzelnen Transekte jahresweise verglichen. Berücksichtigt wurden dabei lediglich diejenigen Transekte, die sich auch im späteren Streifgebiet eines oder mehrerer Luchse befanden. Die Daten wurden mittels eines GLM in R untersucht. In diesem

Modell wurden die Untersuchungsjahre und das Rehverhalten als Prädiktor-Variable (unabhängige Variable) mit einem Interaktionsterm analysiert. Die Anzahl detektierter Individuen stellte hingegen die abhängige Variable (response variable) dar. Um die genauen Verhaltenskategorien miteinander über die Jahre vergleichen zu können, wurde zusätzlich ein „Tukey Honest Significant Differences“ Test (TurkeyHSD) im R angewandt.

6 Ergebnisse

6.1 IR-Erfassung von Rehwild nach Distance Sampling Methode

Insgesamt wurde eine Zählstrecke von ca. 7500 km im Zeitraum von Sommer 2015 bis Frühjahr 2018 im Pfälzerwald absolviert. Über diesen Zeitraum konnte eine Gesamtanzahl an 5659 Rehen erfasst werden (**Tabelle 3**). Eine Geschlechterzuordnung konnte bei 53 % der erfassten Rehe im Sommer und 45 % im Frühjahr erfolgen (**Abb. 17**). Bei den Rehen, deren Geschlecht zugeordnet werden konnte, betrug der weibliche Anteil in beiden Saisons stets ca. 60 %, wohingegen der männliche Anteil im Frühjahr ca. 30 % und im Sommer nur 10 % betrug (Rest Kitz).

Tabelle 3: Dargestellt sind die nächtlich detektierten Wildarten und deren Häufigkeiten über die vier Zählzeiträume (Zeitraum Sommer 2015 - Frühjahr 2018). Zu beachten ist, dass in die Zählungen vom Frühjahr zwei Wiederholungszählungen und in die Zählungen vom Sommer nur eine Wiederholung jedes Transektes eingeht.

Arten	Anzahl gesichteter Wildtiere					
	2015 Sommer	2016 Frühjahr	2016 Sommer	2017 Frühjahr	2017 Sommer	2018 Frühjahr
<i>Dachs</i>	2	3	5	7	4	8
<i>Hase</i>	90	133	65	134	108	142
<i>Fuchs</i>	66	84	29	66	95	97
<i>Marder</i>	7	9	10	18	12	25
<i>Reh</i>	652	1152	558	1319	691	1287
<i>Rotwild</i>	93	135	93	174	125	210
<i>Reh/Rotwild</i>	54	85	48	36	21	32
<i>Wildschwein</i>	363	516	345	780	378	535
<i>Wildkatze</i>	11	18	5	20	25	16
<i>Kaninchen</i>	0	0	2	0	0	0
<i>Luchs</i>	0	0	1	0	0	0

Bei den Frühjahrszählungen wurden pro Erfassungsrunde (10 Transekte) im Schnitt 417 Rehe (Minimum = 384 Rehe, Maximum = 439 Rehe) erfasst. Im Vergleich dazu wurden bei den Sommerzählungen im Schnitt weniger Rehe erfasst (317 Rehe pro Erfassungsrunde, Minimum = 279 Rehe, Maximum = 346 Rehe). Die Anzahl erfasster Rehe pro gefahrenem

Transektilometer liegt im Sommer mit einem Mittelwert von 0,65 Rehen / km etwas niedriger als im Frühjahr mit 0,85 Rehen / km. Die nicht einsehbaren Bereiche auf den Transekten schwanken von 2,9 % bis zu 17,4 %. Im Durchschnitt waren somit ca. 10,6 % jedes Transektes mittels unserer Erfassungsmethode nicht einsehbar.

Distance Sampling Populationsberechnungen ergaben im Mittel aller Modelle für den Gesamtuntersuchungsraum im Sommer eine Dichte von 5,7 Rehe / km² und im Frühjahr eine Dichte von 6,5 Rehe / km². Betrachtet man ausschließlich das Modell mit Kovariaten (MCDS), erhöht sich die berechnete Dichte auf 6,35 Rehe / km² im Sommer (2015: 6,5 Rehe / km²; 2016: 5,8 Rehe / km²; 2017: 6,7 Rehe / km²) und 7,13 Rehe / km² im Frühjahr (2016: 6,5 Rehe / km², 2017: 7,6 Rehe / km², 2018: 7,3 Rehe / km²). Vergleicht man die Modelle untereinander, so ergibt sich eine geringfügige Diskrepanz zwischen den Frühjahrsergebnissen der Jahre 2017 und 2018. Ebenso berechnen die Modelle CDS left truncation (Verkleinerung des Datensatzes im Bereich 0 - 20m) und MCDS (mit Kovariaten) stets höhere Rehwildichten (**Abb. 18**).

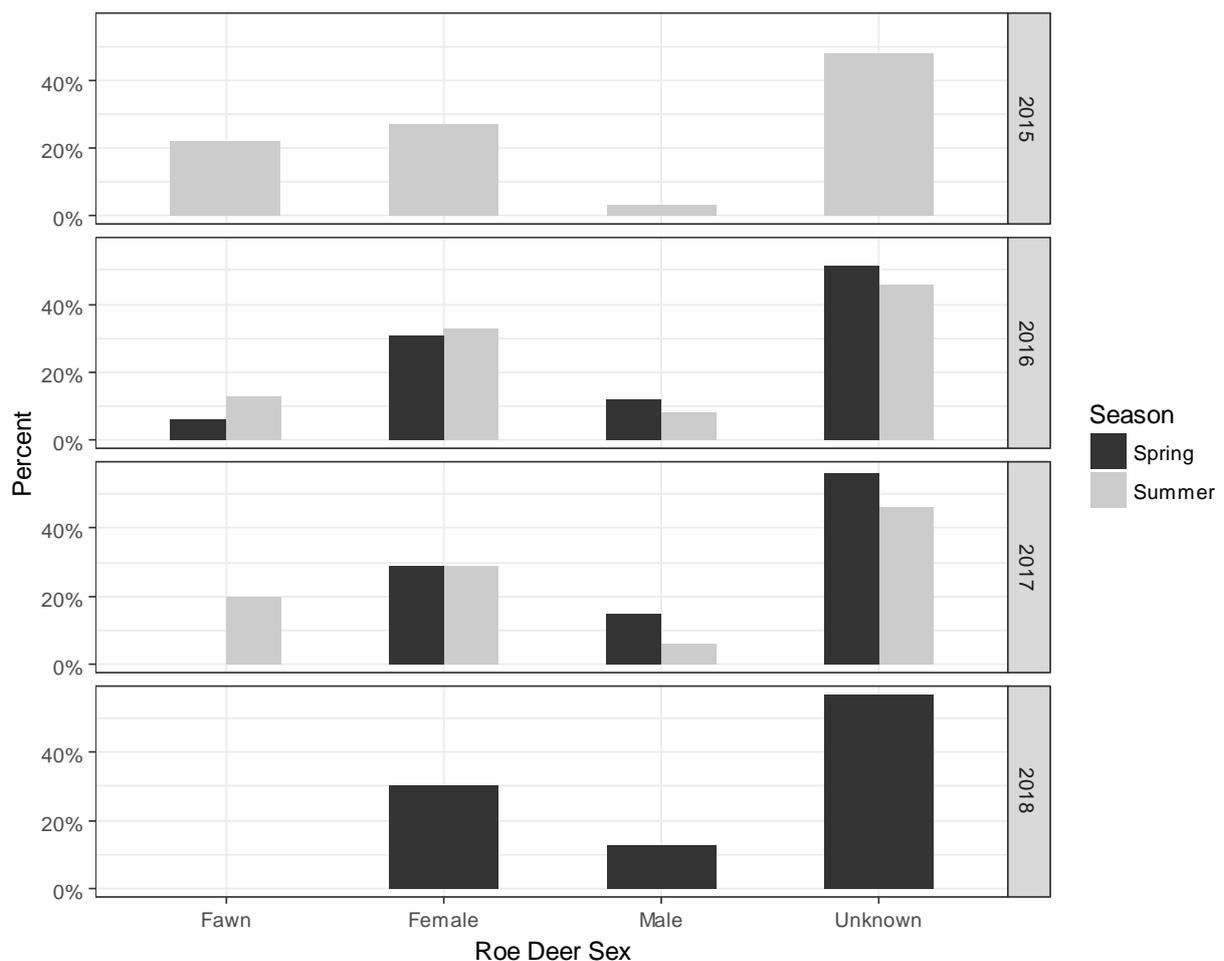


Abb. 17: Relative Verteilung der erfassten Geschlechter der Rehe über 6 Befahrungszeiträume. Die Kategorie „Unknown“ beinhaltet Rehe, denen man kein eindeutiges Geschlecht zuordnen konnte. „Female“ sind weibliche und „Male“ männliche Rehe. „Fawn“ repräsentieren die Kitze ohne eindeutige Geschlechtszuordnung.

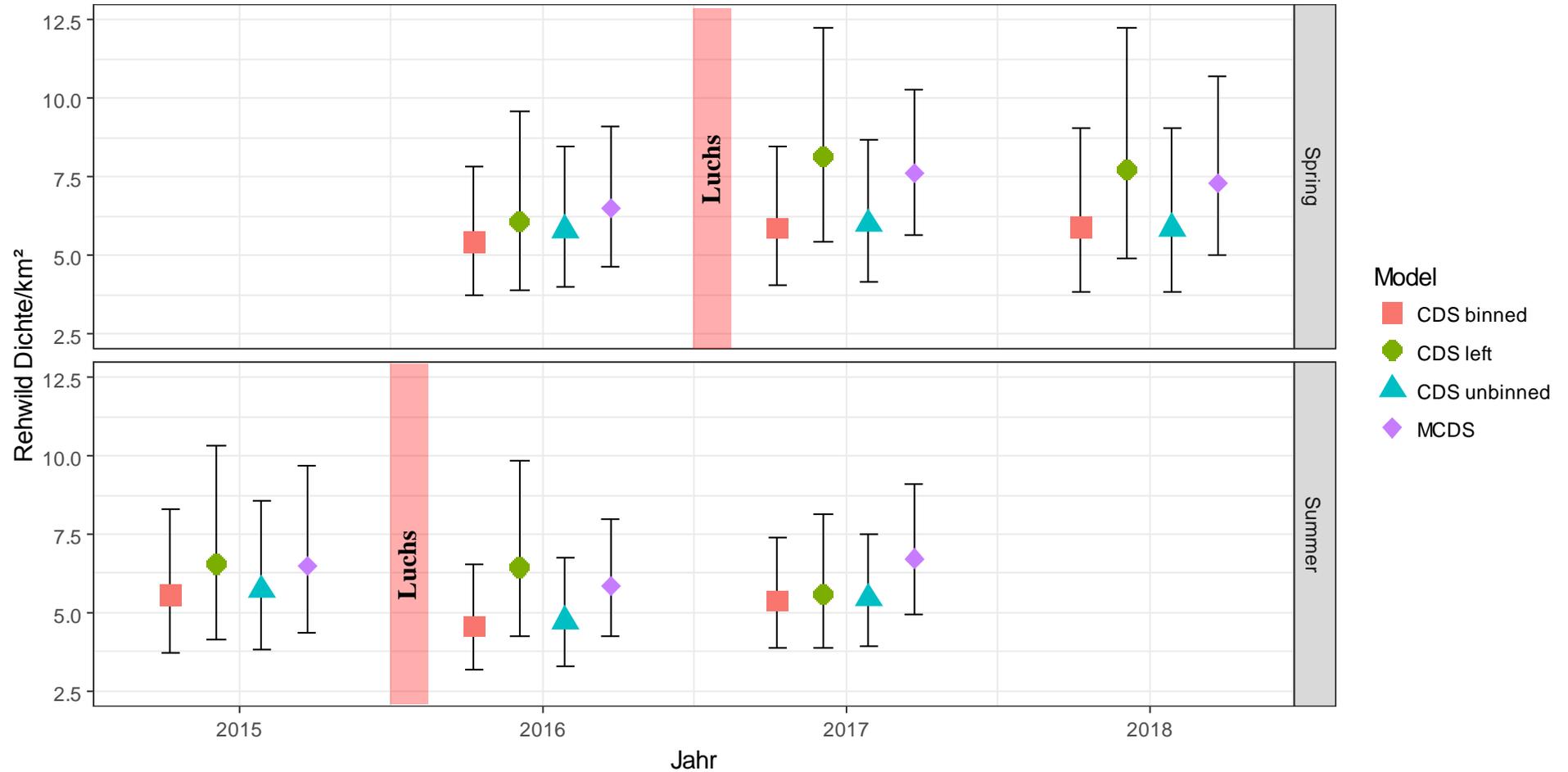


Abb. 18: Vier Modellansätze zur Berechnung der Rehwilddichte im Pfälzerwald im Zeitraum von Sommer 2015 bis Frühjahr 2018. In der Berechnung werden eingeschränkte Sichttiefen auf den Transekten berücksichtigt. Spring = Frühling, Summer = Sommer. Roter Balken markiert den Zeitraum der Freilassungen von Luchsen im Pfälzerwald.

6.2 Entwicklung der Rehwild-Jagdstrecken

Die für die Staatswaldfläche angegebene Rehwildstrecke im Zeitraum 2012 bis 2016 beträgt im Durchschnitt 3,13 Rehe pro km². Die Strecken schwanken je nach Forstamt (FA), besonders geringe Rehwildstrecken wurden im FA Hinterweidenthal und im FA Wasgau mit durchschnittlich weniger als 2 Erlegungen pro km² erzielt. Höhere Rehwildstrecken wurden in den Forstämtern Bad Dürkheim, Haardt und Westrich erzielt (**Abb. 19**). 68 % der Rehwildstrecke wurde bei der Ansitzjagd und 20 % bei Drückjagden erlegt. Im Durchschnitt wurden im Zeitraum von 2012-2016 54 % männliche und 46 % weibliche Rehe erlegt. Die Daten zeigen, dass im Zeitraum zwischen den nächtlichen Frühjahrs- und Sommerzählungen (vom 01. Mai bis 31. August) im Durchschnitt 1,7 Rehe / km² erlegt werden. Das entspricht ca. der Hälfte der jährlichen Rehwildstrecke.

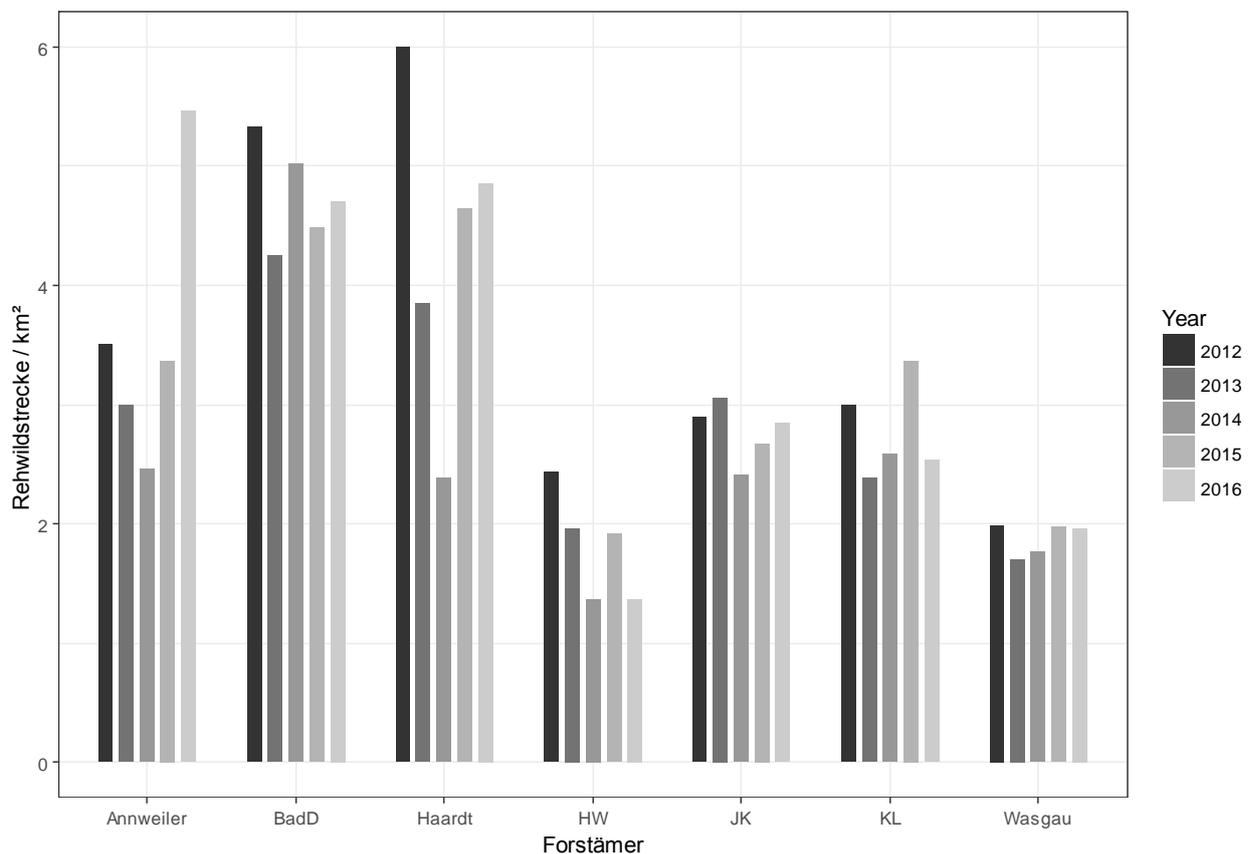


Abb. 19: Rehwildstrecken für die Staatswaldflächen der Forstämter im Pfälzerwald im Zeitraum von 2012 bis 2016. Year = Jagdjahre, Forstämter: BadD = Bad Dürkheim, HW = Hinterweidenthal, JK = Johanniskreuz, KL = Kaiserslautern.

6.3 Fotofallenmonitoring (nicht DBU finanziert)

Die von uns verwendeten Fotofallen (systematische Auslösung alle 5min) erzeugten insgesamt 474.453 Bilder. Auf 7.141 Bildern wurde Rehwild abgelichtet (Kneer 2017). Die Ergebnisse zeigen einen deutlichen Anstieg der Wildwiesennutzungen durch Rehwild von Winter auf Frühling (Winter: $\bar{x} = 0.04$ Event / Kamerastunde, Frühling: $\bar{x} = 0.05$ Event / Kamerastunde). Von Frühling zu Frühsommer bis hin zum Sommer sinkt die Anzahl der Rehevents pro Kamerastunde auf den Wildwiesen (Frühsommer: $\bar{x} = 0.04$ Event / Kamerastunde, Sommer: $\bar{x} = 0.02$ Event / Kamerastunde, **Abb. 20**, Kneer (2017)).

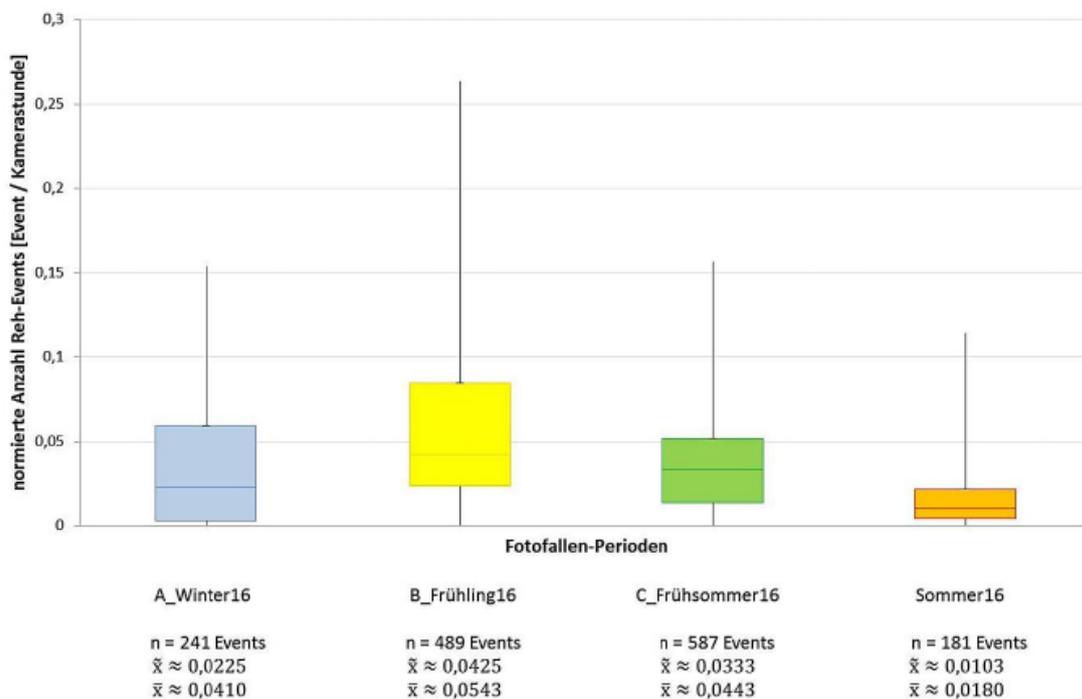


Abb. 20: Reh-Events pro Kamerastunde aller Fotofallen über die Jahreszeiträume Winter, Frühling, Frühsommer und Sommer 2016 im Pfälzerwald. Quelle: (Kneer 2017).

Die durchschnittliche Verweildauer von Rehwild auf den Wildwiesen zeigt einen ähnlichen Trend wie die Rehevents pro Kamera über den Jahresverlauf. Hier zeigt sich im Winter und Frühling kaum eine unterschiedliche Verweildauer (Winter: $\bar{x} \approx 21:02$ Minuten, Frühling: $\bar{x} \approx 22:37$ Minuten, Kneer (2017)). Im Frühsommer und Sommer sinkt die Verweildauer auf $\approx 13:27$ Minuten und $\approx 10:02$ Minuten. Die erfassten Rehe zeigten eindeutige Aktivitätsspitzen zu den morgendlichen (06:00 – 09:00 Uhr) und abendlichen Dämmerungszeiten (Winter: 16:00 – 19:00 Uhr, Frühling: 17:00 – 20:00 Uhr, Frühsommer und Sommer: 18:00 – 21:00 Uhr, **Abb. 21**). Im Winter und Frühling wurden Rehe gegenüber den anderen Jahreszeiten häufiger beim Äsen beobachtet (Anteil 90 %). Im Frühsommer und Sommer lag der Anteil äsender Rehe bei ca. 80 % (Kneer 2017). Das Verhalten „sichern“ konnte in der Winter- und

Frühlingssaison bei ca. 3-4 % der Rehe pro Saison festgestellt werden. Dieser Anteil steigt im weiteren Verlauf des Jahres auf ca. 10 % und 6 % (Frühsommer und Sommer (Kneer 2017)).

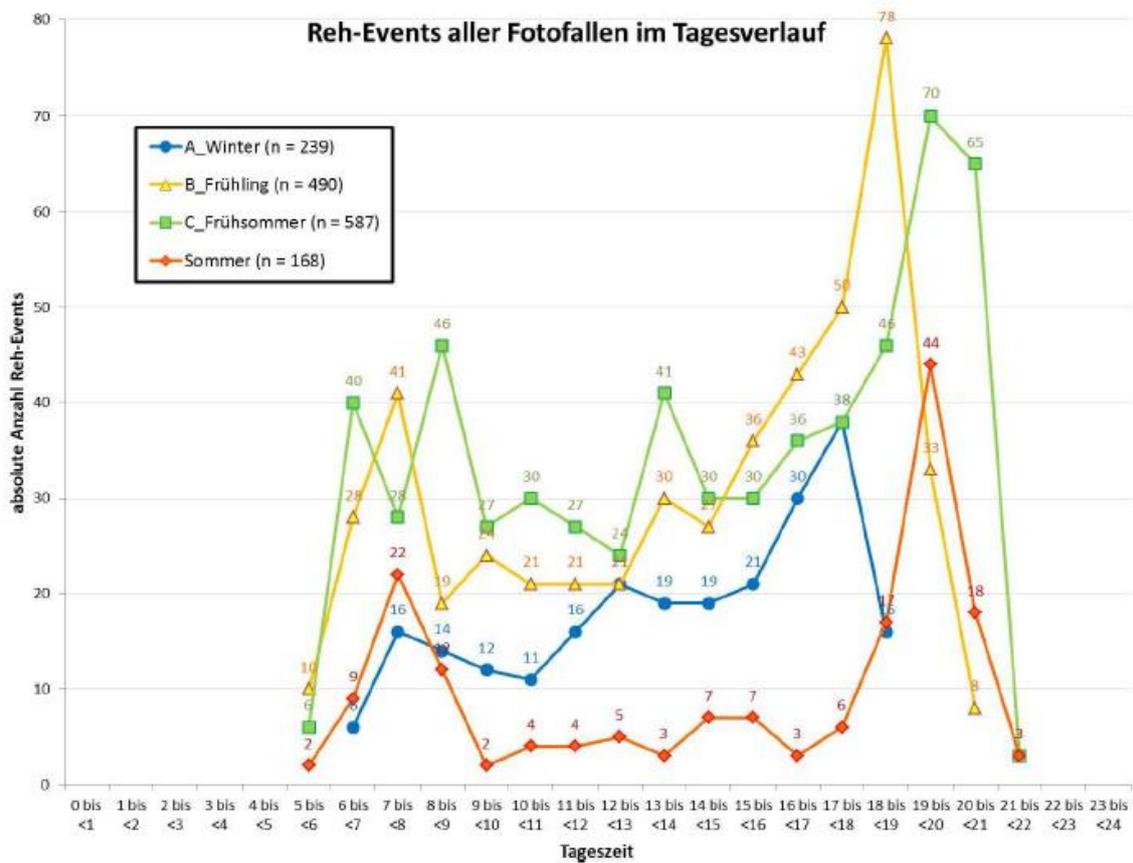


Abb. 21: Aktivitätsspitzen von Rehwild tagsüber auf den Wildwiesen im Pfälzerwald zu vier Beobachtungszeiträumen im Jahresverlauf, aufgenommen mit Hilfe von tagaktiven Fotofallen mit systematischer Auslösung im 5min Takt.

6.4 Habitatkartierung der Luchsrisse im Pfälzerwald (nicht DBU finanziert)

Bei den insgesamt 100 kartierten Rissen wurde 89 mal Rehwild als Beute ermittelt. Für die hier im Nachgang dargestellten Ergebnisse haben wir uns nur auf die Rehwildrisse innerhalb des Pfälzerwaldes konzentriert. Die Stichprobe umfasst 32 Rehwildrisse im Sommer und 44 Rehwildrisse im Winter ($n_{\text{Gesamt}} = 76$ Rehwildrisse im Pfälzerwald). In nur 28 Fällen war eine Bestimmung des Geschlechtes der Beute möglich, hierbei konnten 21 Stück weibliche und 7 Stück männliche Rehe festgestellt werden (SNU.rlp). Die Altersklassen der Rehwildrisse zeigen eine deutlich höhere Anzahl an juvenilen ($n = 15$ Rehwildrisse) und 2-jährigen Stücken Rehwild ($n = 12$ Rehwildrisse), als einjährige ($n = 7$ Rehwildrisse) oder >2 jährige ($n = 3$ Rehwildrisse). Für diese 76 Risse im Pfälzerwald konnte festgestellt werden, dass beide Luchsgeschlechter mehr weibliche Rehe rissen als männliche (**Abb. 22**). Betrachtet man sich nur das Geschlecht des Luchses und die Altersklasse der von ihnen erbeuteten Rehen, zeigt sich, dass männliche Luchse im Vergleich zu den weiblichen Luchsen vermehrt Kitze und

einen leicht höheren Anteil an 2-jährigen Rehen rissen. Umgekehrt werden von weiblichen Luchsen stärker 1- und 2-jährige Rehe gerissen als von den männlichen Luchsen. Im Sommer war die Identifikation der Altersklassen der Rehe erfolgreicher als im Winter (Sommer: unbekannte Altersklasse: n = 15; Winter: unbekannte Altersklasse: n = 38).

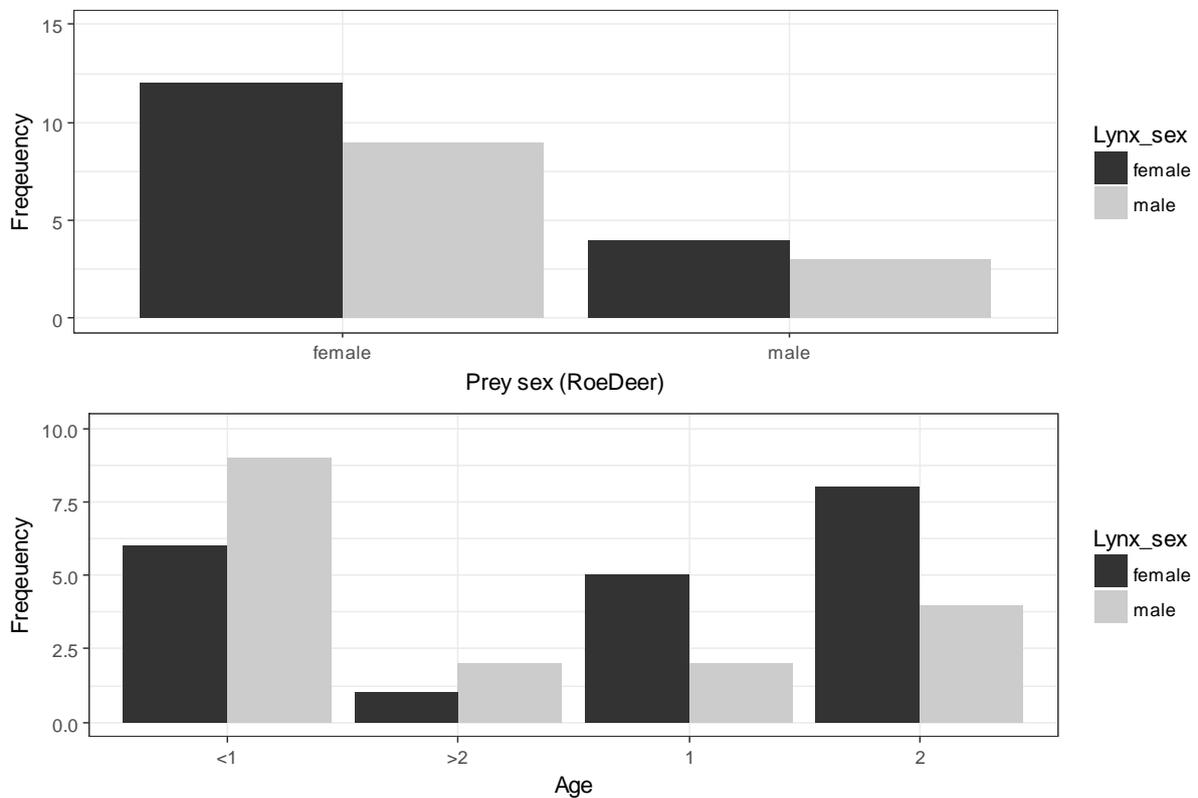


Abb. 22: Geschlecht und Altersgruppen der gerissenen Rehe in Relation zum Geschlecht der Luchse. Lynx_Sex = Geschlecht Luchs, Prey sex (RoeDeer)= Geschlecht Rehwild, female = weiblich, male = männlich, Age = Altersklassen Rehwild, Frequency = absolute Häufigkeit.

Bei der Umgebungskartierung der Rissorte zeigte sich für die Risse im Sommer eine geringere Überschildung (Canopy Cover) als im Winter (**Abb. 23**). Ebenfalls konnte ein signifikanter Zusammenhang zwischen Überschildung der Rissorte und Jahreszeit ermittelt werden (Gaß 2018). Die Rissorte wiesen zu 94 % im Sommer und 95 % im Winter Vegetationsabdeckung (bis 60 cm über Grund) in ein oder mehrere Himmelsrichtungen auf, wobei 40 % bzw. 45 % (Sommer bzw. Winter) der Rissorte in allen vier Himmelsrichtungen Vegetationsabdeckung aufwiesen (**Anhang Abb. 1**). Im Sommer korreliert der Überschildungsgrad und der Vegetationsabdeckungsindex (Ground Cover und Index 60) negativ (**Anhang Abb. 2**, **Anhang Abb. 3**). Im Winter wurden bei hohem Überschildungsgrad Risse mit hohem Vegetationsabdeckungsindex (Index 60) gefunden (**Anhang Abb. 3**). Die Äsungspflanzenkartierung an den Rissorten zeigt, dass Brombeere im Umfeld von ca. 29 % aller Risse häufig vorkam (**Anhang Abb. 4**).

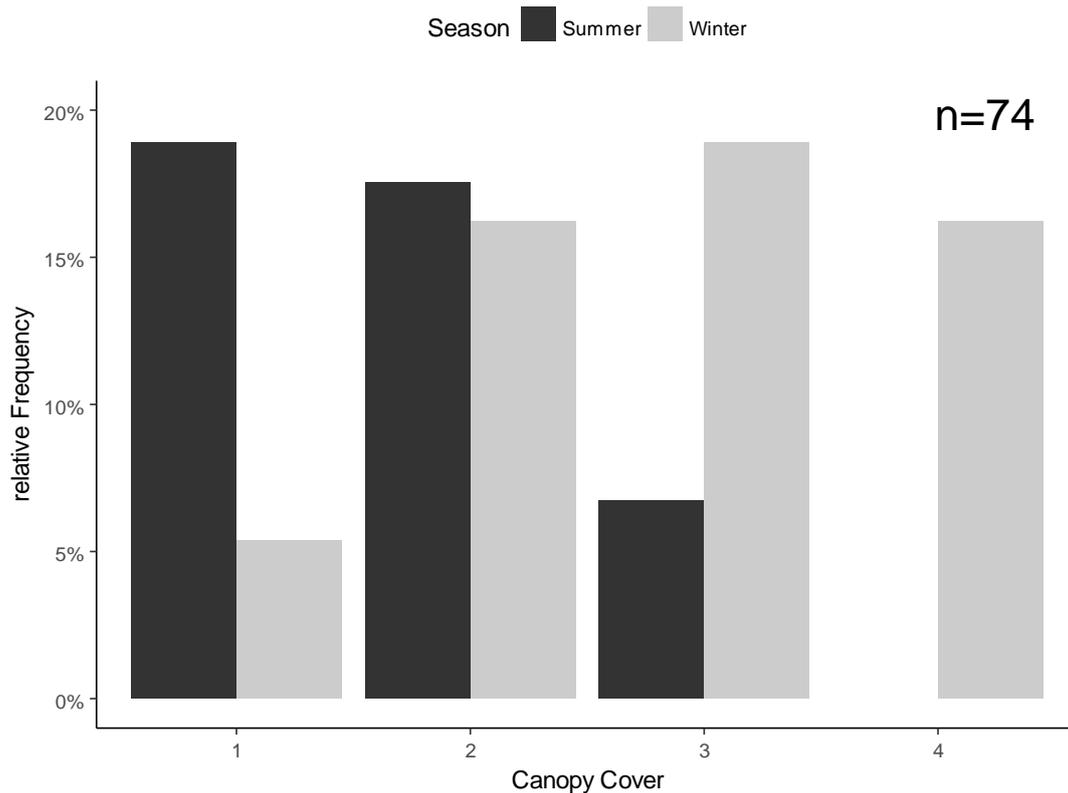


Abb. 23: Relative Häufigkeit des Kronenüberschirmungsgrades an Sommer- und Winterrisorten von Rehwild im Pfälzerwald. Überschirmungsgrad (Canopy Cover) Kategorie 1: 0-25 %, 2: 25-50 %, 3: 50-75 %, 4: 75-100 %.

Im Zuge der Analyse von Habitatparametern an Zufallspunkten und Risspunkten ergaben sich mehrere gute Modellvarianten mit geringen ΔAIC -Werten (7 bzw. 13 Modelle mit einem $\Delta AIC < 2$, **Anhang Tab. 1**). Betrachten wir uns nur die besten Modelle, ergeben sich für die Parameter Laub- oder Nadelwald, Brusthöhendurchmesser (BHD) der Bäume, Distanz zu Grünflächen und Wildwiesen, verschiedenen Wegekategorien und Erholungsschwerpunkten z.T. deutliche Unterschiede zwischen Zufallspunkten und Risspunkten. Auf der Grundlage der Forsteinrichtungsdaten hat sich ein Modell mit den Parametern von Laub-Nadelwald und BHD als bestes Modell herausgestellt. Hierbei ist zu erkennen, dass die beiden Prädiktoren Laub-Nadelwald und BHD (schwach) die Risswahrscheinlichkeit positiv, allerdings zum schwächsten Signifikanz-Level von $p < 0.1$ beeinflussen (**Abb. 24**). Vergleichen wir nun Laubwald zu Nadelwald, so steigt die Wahrscheinlichkeit eines Risses vs. kein Riss im Nadelwald um den Faktor 2.04 an (Odds Ratio, 95 % Konfidenzintervall: 0,92 - 4,75), ebenso steigt die Wahrscheinlichkeit eines Risses vs. kein Riss im Bestand mit schwachen Brusthöhendurchmesser um den Faktor 2.12 an (Odds Ratio, 95 % Konfidenzintervall: 0,96 – 4,9).

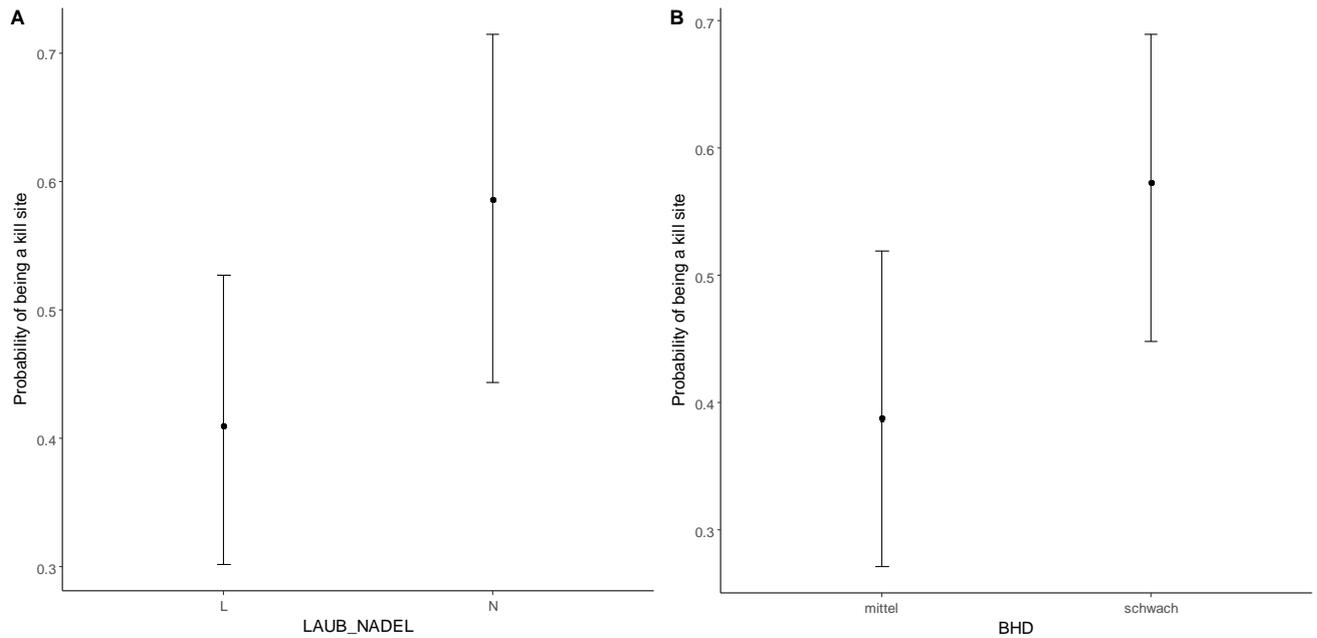


Abb. 24: Relative Wahrscheinlichkeit, dass ein Punkt ein Risspunkt ist in Bezug auf die Variablen **A:** Laub-/Nadelwald und **B:** des durchschnittlichen Brusthöhendurchmessers der Bestände des Waldortes indem sich der Punkt befindet. Daten basierend auf ein GLM-Modell.

Unter Berücksichtigung von geographischen Habitaten hat sich im Vergleich von Zufalls- zu Risspunkten herausgestellt, dass die Prädiktoren Grünlandflächen, Wildwiesen und die beiden Wegekategorien (LKW-befahrte Wege & bedingt LKW befahrte Wege) die Riss-Wahrscheinlichkeit negativ beeinflussen und zudem die Prädiktoren Grünlandflächen und bedingt LKW befahrte Wege ein Signifikanz-Level von $p < 0.01$ aufweisen. Der Prädiktor Distanz zu Erholungsschwerpunkten beeinflusst die Riss-Wahrscheinlichkeit positiv mit ebenfalls einem Signifikanz-Level von $p < 0.01$ (**Abb. 25, Anhang Tab. 1**). Luchspeilungen und Rissorte lagen in leicht größerer Entfernung zu den Erholungsschwerpunkten als Zufallspunkte und Rehdetektionen (**Anhang Abb. 5**).

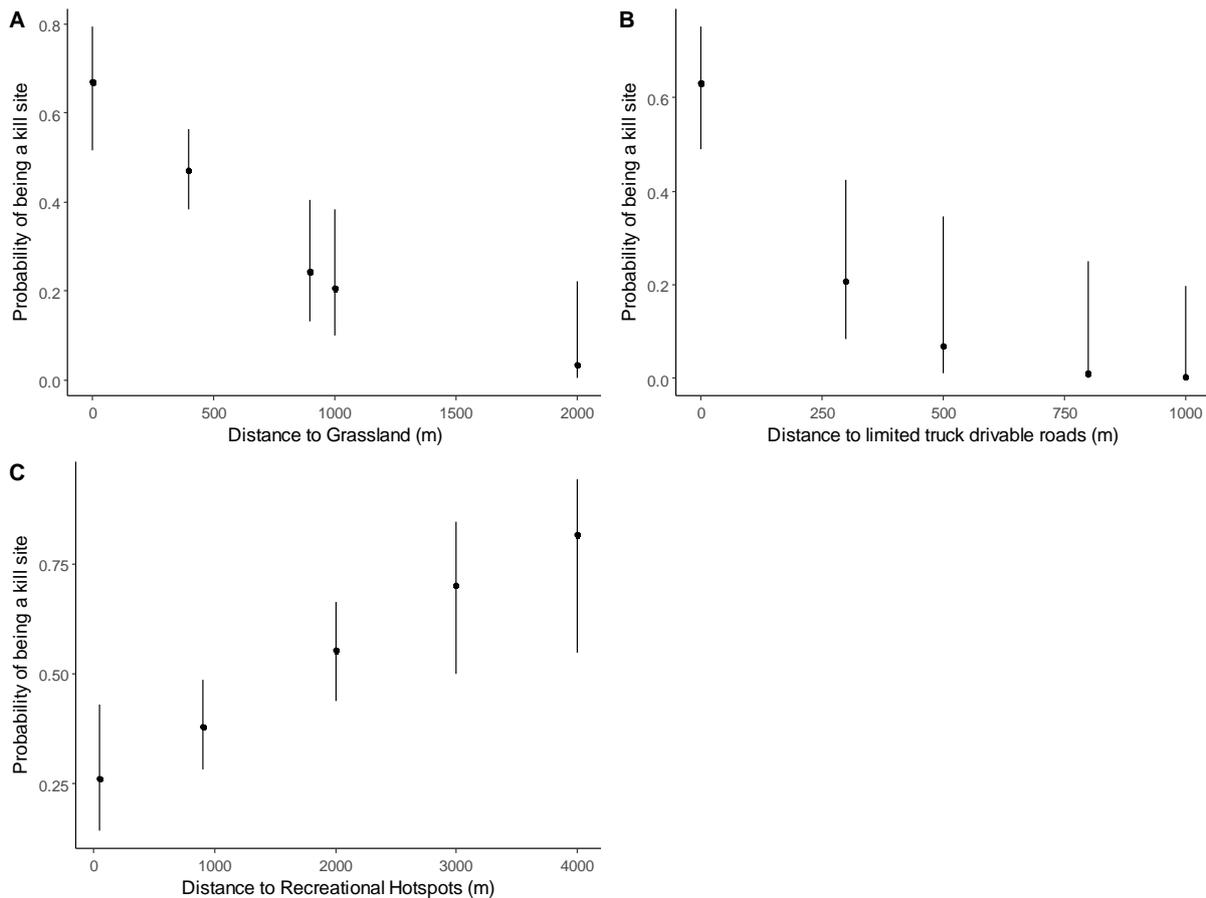


Abb. 25: Relative Wahrscheinlichkeit, dass ein Punkt ein Risspunkt ist in Bezug auf die Variablen **A:** Distanz zu Grünlandflächen, **B:** Distanz zu bedingt LKW befahrbaren Wegen und **C:** Distanz zu Erholungsschwerpunkten. Daten basierend auf ein GLM-Modell. Alle Variablen zeigen eine Signifikanz ($p = 0.01$).

6.5 Interaktion: Verschneidung von GPS-Daten der Luchse mit erfassten Rehwilddaten

1) Ändert sich die Detektionsrate des Rehwildes mit Anwesenheit der Luchse im Pfälzerwald?

Im Sommer 2015 ohne Luchsanwesenheit konnten im Mittel 47.5 Rehe / 100km Transektlänge ($n = 6$, $SD = 21.79$, $min = 26$, $max = 77$) beobachtet werden. In den darauffolgenden Sommern 2016 und 2017 wurden im Mittel 45.8 Rehe / 100 km Transektlänge ($n = 6$, $SD = 18.5$, $min = 25$, $max = 69$) und 58.2 Rehe / 100 km Transektlänge ($n = 6$, $SD = 25.24$, $min = 32$, $max = 100$) erfasst. Im Winter 2016 ohne Luchsanwesenheit wurde eine Detektionsrate von $\bar{x} = 62.17$ Rehen pro 100km Transektlänge ($n = 6$, $SD = 24.11$, $min = 35$, $max = 96$) erfasst. Die darauffolgenden Wintererfassungen 2017 / 2018 zeigten beide unter Luchsanwesenheit einen Anstieg (2017: $\bar{x} = 69.33$ Rehe / 100 km, $n = 6$, $SD = 27.32$, $min = 29$, $max = 98$; 2018: $\bar{x} = 67.0$ Rehe / 100 km, $n = 6$, $SD = 27.69$, $min = 27$, $max = 98$).

Vergleicht man die Detektionsraten in Bezug auf die Transekte, der Saison (Sommer- oder Winter) und der Luchs-Präsenz ergibt sich im linearen Modell, dass die Detektionsraten auf allen anderen Transekten deutlich signifikant geringer sind als auf dem Transekt Bad Dürkheim ($p < 0.001$). Ebenso kann man eine signifikant geringere Detektionsrate im Sommer als im Frühjahr feststellen ($p < 0.001$, **Abb. 26**). Es ist keine Verringerung der Detektionsrate unter Luchs-Anwesenheit im Untersuchungszeitraum nachzuweisen (GLM: $p = 0.21$). Im Gegenteil die Detektionsraten zeigen eine nicht signifikante Zunahme unter Anwesenheit des Luchses. Testet man nun mittels der BACI Analyse den Unterschied der Detektionsrate mit und ohne Anwesenheit des Luchses im Kontroll- und Einflussgebiet, zeigt sich auch hier keine signifikante Änderung durch die Anwesenheit des Luchses ($p = 0.78$).

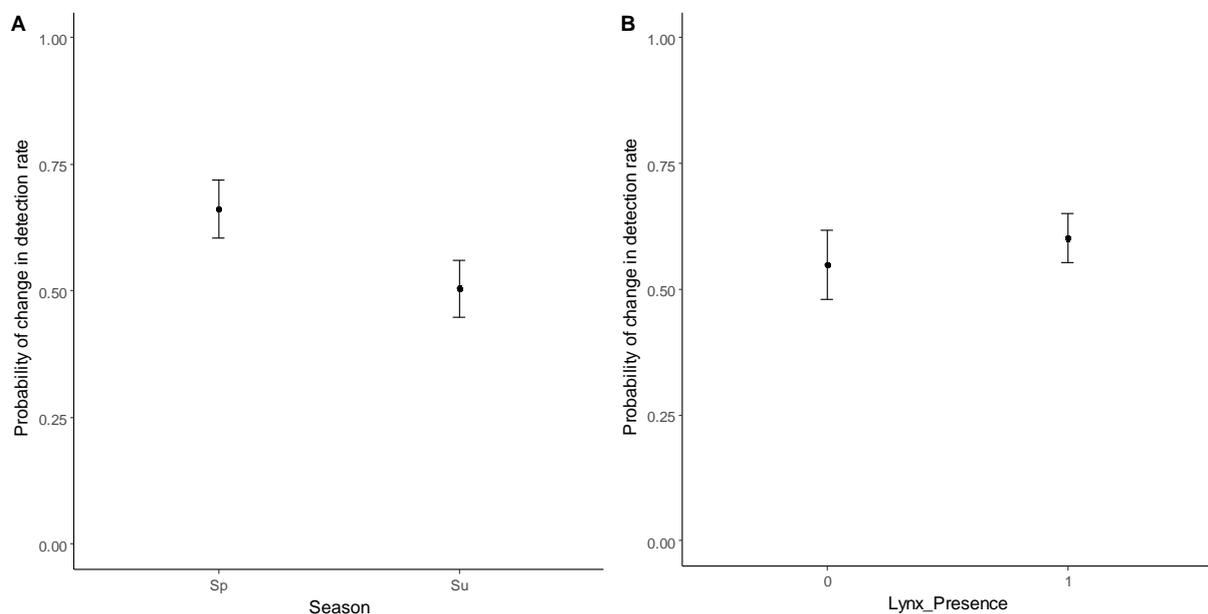


Abb. 26: Wahrscheinlichkeit der Änderung in den Rehwilddetektionsraten in Abhängigkeit der Faktoren Saison und Luchspräsenz im Pfälzerwald. Die Auswertungen basieren auf einem linear mixed model (lm), welches signifikant geringere Detektionsraten im Sommer als im Winter belegt ($p < 0.001$) und keine Verringerung der Detektionsraten unter Luchsanwesenheit aufweist ($p = 0.21$).

2) Ändert sich die nächtliche Habitatwahl der Rehe mit der Anwesenheit der Luchse im Pfälzerwald?

Sommer 2015 / 2016:

Zwischen dem Sommer 2015 (ohne Luchsanwesenheit) und Sommer 2016 (mit Luchsanwesenheit) haben wir mit Hilfe der GLM-Analysen der einzelnen Gebiete – Kontroll- und Luchsgebiet – nur geringfügige Unterschiede in der nächtlichen Habitatwahl der detektierten Rehe feststellen können. In beiden Gebieten hat sich eine signifikante Veränderung des Habitatparameters „Ausrichtung“ gegenüber dem Vorjahr herausgestellt

(Luchsgebiet: $p = 0.0188$, Kontrollgebiet: $p = 0.0383$). Diese Änderungen sind allerdings nicht auf die Anwesenheit des Luchses zurückzuführen, da sie in beiden Untersuchungsgebieten festgestellt werden konnten. 2016 wurden Rehe in beiden Gebieten des Pfälzerwaldes mit einer höheren Wahrscheinlichkeit in nördlicher orientiertem Gelände erfasst als in 2015 (**Abb. 27**). Das für den Habitatparameter „Ausrichtung“ zusätzlich durchgeführte BACI-Modell beinhaltet den Vergleich von Sommer 2015 zu Sommer 2016 und 2017 und zeigt ebenfalls keinen messbaren Einfluss des Luchses auf die Nutzung der Geländeausrichtung (BACI: $p = 0.76$, **Anhang Tab. 3**).

Bei dem Habitatparameter „Hangneigung“ konnte festgestellt werden, dass im Sommer 2016 eine höhere Wahrscheinlichkeit bestand, Rehe in geringeren Hangneigungen zu erfassen als im Jahr 2015, wobei dieser Unterschied im Luchsgebiet als leicht signifikant und im Kontrollgebiet als nicht signifikant nachgewiesen wurde (GLM, Luchsgebiet: $p = 0.0577$, Kontrollgebiet: $p = 0.1293$, **Abb. 27**). Dennoch hat sich in beiden Gebieten der selbe Trend gezeigt. Der durch das BACI-Modell angestellte Vergleich von 2015 (vor Wiederansiedlung) mit 2016 und 2017 (nach Wiederansiedlung) ergab keinen messbaren Einfluss des Luchses auf die Hangneigungsnutzung von Rehwild (BACI Modell: $p = 0.79$, **Appendix Tab. 3**).

Im Luchsgebiet konnte ein signifikanter Unterschied der erfassten Rehe von 2015 zu 2016 für den Habitatparameter „Distanz zu nicht LKW-befahrbaren Wegen“ festgestellt werden (GLM, Luchsgebiet: $p = 0.02$). Dieser Unterschied war im Kontrollgebiet für den Vergleich von Sommer 2015 zu Sommer 2016 nicht signifikant und wurde in der automatischen Modellselektion auch nicht als bestes Modell ausgegeben ($\Delta AIC_c < 2$: Modell als vierbestes Modell bewertet). Die Rehe im Kontrollgebiet haben sich genau entgegengesetzt verhalten, wie die im Luchsgebiet (**Abb. 28**). In diesem Fall wurde mittels des BACI-Ansatzes der Habitatparameter erneut geprüft und es konnte kein signifikanter Unterschied festgestellt werden, welcher sich auf die Luchsanwesenheit zurückführen lässt (BACI-Modell: $p = 0.169$).

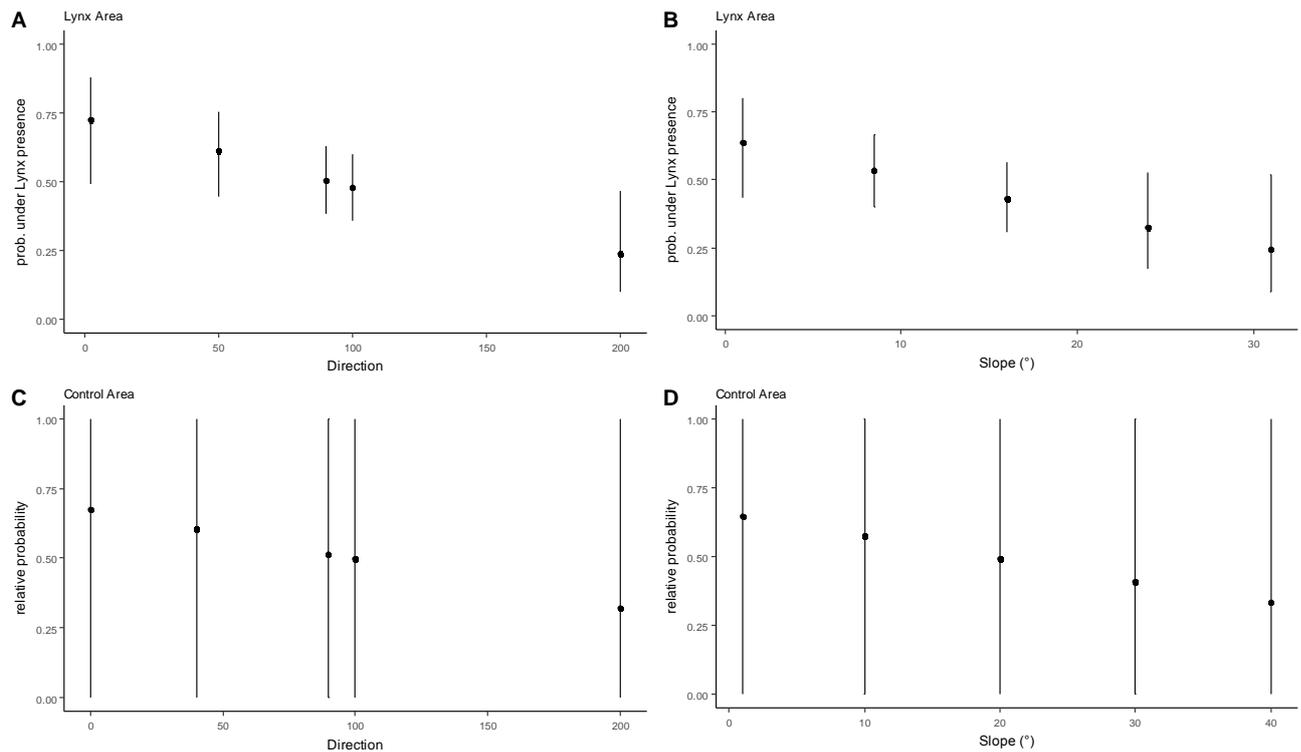


Abb. 27: GLM-Analysen für die Habitatparameter Ausrichtung und Hangneigung auf der Datengrundlage von Sommer 2015 / 2016 im Luchsgebiet und im Kontrollgebiet des Pfälzerwaldes. Die GLM-Modelle des Kontroll- und Luchsgebietes wurden einzeln berechnet. Direction = Ausrichtung, Hangneigung = Slope, Lynx Area = Luchsgebiet, Control Area = Kontrollgebiet.

Sommer 2015 / 2017:

Im Luchs- und im Kontrollgebiet haben die Auswertungen für den Vergleich von Sommer 2015 zu Sommer 2017 einen signifikanten Unterschied für den Habitatparameter „Hangneigung“ ergeben (GLM: Luchsgebiet: $p = 0.0178$, Kontrollgebiet: $p = 0.00249$). Hier ergibt sich für beide Gebiete eine höhere Wahrscheinlichkeit ein Reh in Lagen mit schwächerer Hangneigung im Jahr 2017 im Vergleich zum Jahr 2015 zu entdecken (**Abb. 29**).

Ebenso ergab sich für die Untersuchung in Bezug auf den Habitatparameter „Höhenmeter“ im Luchsgebiet ein Signifikanz-Level der schwächsten Art (GLM, Luchsgebiet: $p = 0.1$), wobei sich dieser Parameter für das Kontrollgebiet im besten GLM-Modell befindet, aber kein Signifikanz-Level aufweist (GLM, Kontrollgebiet: $p = 0.1235$). Wiederum kann man denselben Trend für diesen Parameter im Luchs- und Kontrollgebiet erkennen (**Abb. 29**).

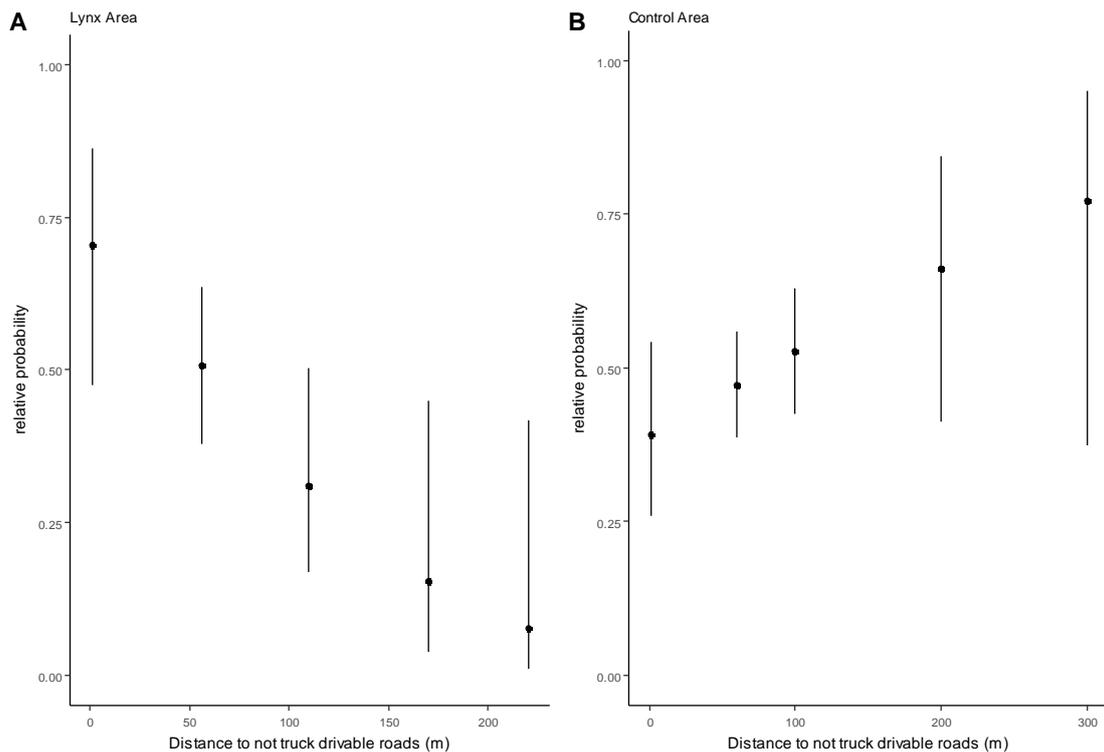


Abb. 28: GLM-Analysen für den Habitatparameter Distanz zu nicht LKW-befahrten Wegen im Luchsgebiet und im Kontrollgebiet für den Zeitraum Sommer 2015 zu 2016 im Pfälzerwald. Lynx Area = Luchsgebiet, Control Area = Kontrollgebiet.

Unter Verwendung der geographischen Habitatparameter (Rehwild) hat sich im Luchsgebiet keiner der Parameter als erklärende Variable für die Verteilung der Rehe herausgestellt (**Anhang Tab. 2**). Das zweitbeste Modell ($\Delta AIC_c = 0.8$) für das Luchsgebiet beinhaltet die Variable „Distanz zu Grünflächen“, zeigte aber keine signifikanten Unterschiede zwischen den Untersuchungsjahren 2015 zu 2017 (GLM: $p = 0.273$). Ebenfalls im zweitbesten Modell zeigt der Parameter „Distanz zu Grünflächen“ im Kontrollgebiet keine Unterschied über die Jahre 2015 - 2017 (GLM: $p = 0.28$, **Anhang Tab. 2**). Das Verhalten der Rehe in Bezug auf die Distanz zu Grünflächen wies im Luchsgebiet eine nicht signifikante Abnahme der Distanz auf, wohingegen im Kontrollgebiet eine nicht signifikante Zunahme der Distanz zu vermerken ist (**Anhang Tab. 2**).

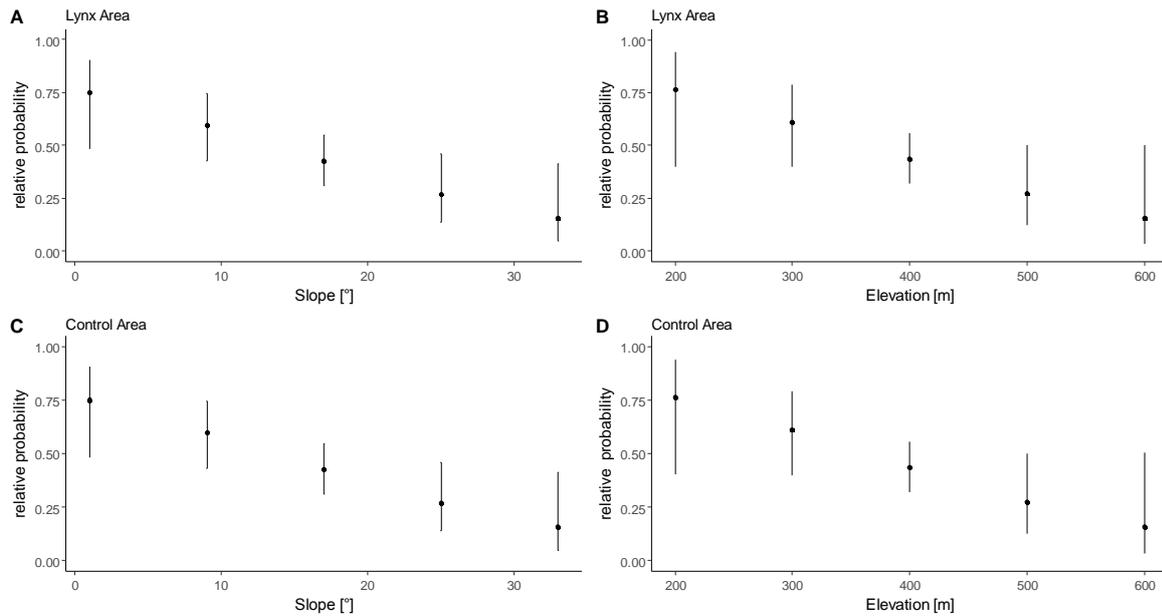


Abb. 29: GLM-Analysen für die Habitatparameter Hangneigung und Höhenmeter auf der Datengrundlage von Sommer 2015 zu Sommer 2017 im Luchs- und im Kontrollgebiet des Pfälzerwaldes. Slope = Hangneigung, Elevation = Höhenmeter, Lynx Area = Luchsgebiet, Control Area = Kontrollgebiet.

Frühjahr 2016 / 2017:

Die GLM-Analysen für das Frühjahr 2016 im Vergleich zu dem Jahr 2017 ergaben im Luchsgebiet für die Habitatparameter Laub- und Nadelbestand und Hangneigung in Kombination mit zusätzlichen Habitatparametern (Schichtung, BHD und Ausrichtung) signifikante Unterschiede (GLM, Luchsgebiet: Laub-Nadelbestand $p = 0.0284$, Hangneigung $p = 0.037$, **Abb. 30**). Berechnet man dieses Modell für das Kontrollgebiet, so ergeben sich keine signifikanten Unterschiede zwischen den Jahren (GLM, Kontrollgebiet: Laub-Nadelbestand $p = 0.139$, Hangneigung $p = 0.888$). Somit wurden 2017 unter Anwesenheit des Luchses mit einer höheren Wahrscheinlichkeit Rehe in niedrigeren Hangneigungen beobachtet als im Jahr zuvor. Im Kontrollgebiet erkennt man keine Änderung in der Hangneigung über die zwei Jahre hinweg (**Abb. 30**). Das zusätzlich durchgeführte BACI-Modell für den Habitatparameter Hangneigung zeigt im Frühjahr 2016 zu 2017 ein schwaches Signifikanzlevel (BACI: Hangneigung $p = 0.095$).

Im Luchsgebiet wurden 2017 Rehe mit einer signifikant niedrigeren Wahrscheinlichkeit im Nadelbestand erfasst als im Jahr 2016. 2017 wurde im Kontrollgebiet eine nicht signifikante Abnahme der Detektionen im Nadelbestand im Vergleich zu 2016 beobachtet. Das BACI-Modell für den Vergleich der Rehwilderefassungen in Laub- und Nadelbestand zeigt keine

signifikanten Unterschiede von 2016 zu 2017 auf (BACI: Laub-Nadelbestand $p = 0.6002$, **Anhang Tab. 3**). In beiden Gebieten ist ein ähnlicher Trend zu erkennen.

Die Untersuchung der geographischen Habitatparameter im Luchsgebiet mittels eines GLMs für Frühjahr 2016 zu 2017 zeigte, dass im Jahr 2017 Rehe im Luchsgebiet mit einer höheren Wahrscheinlichkeit in geringeren Distanzen zu Ortschaften beobachtet wurden als im Jahr 2016 (GLM, Luchsgebiet: Ortslage $p = 0.0786$, **Abb. 31**). Das Modell konnte für diesen Parameter nur ein schwaches Signifikanzlevel ausweisen. Im Kontrollgebiet zeigte der Parameter „Distanz zu Ortslagen“ keine signifikanten Änderungen über die Jahre hinweg (GLM, Kontrollgebiet: Ortslage $p = 0.311$, **Abb. 31**). Das zugehörige BACI-Modell berechnet für diesen Habitatparameter ein leichtes Signifikanzlevel (BACI: Ortslage $p = 0.0678$). Dieses Ergebnis legt nahe, dass die Luchs-Anwesenheit dazu führt, dass sich Rehe in geringerem Abstand zu Orten aufhalten.

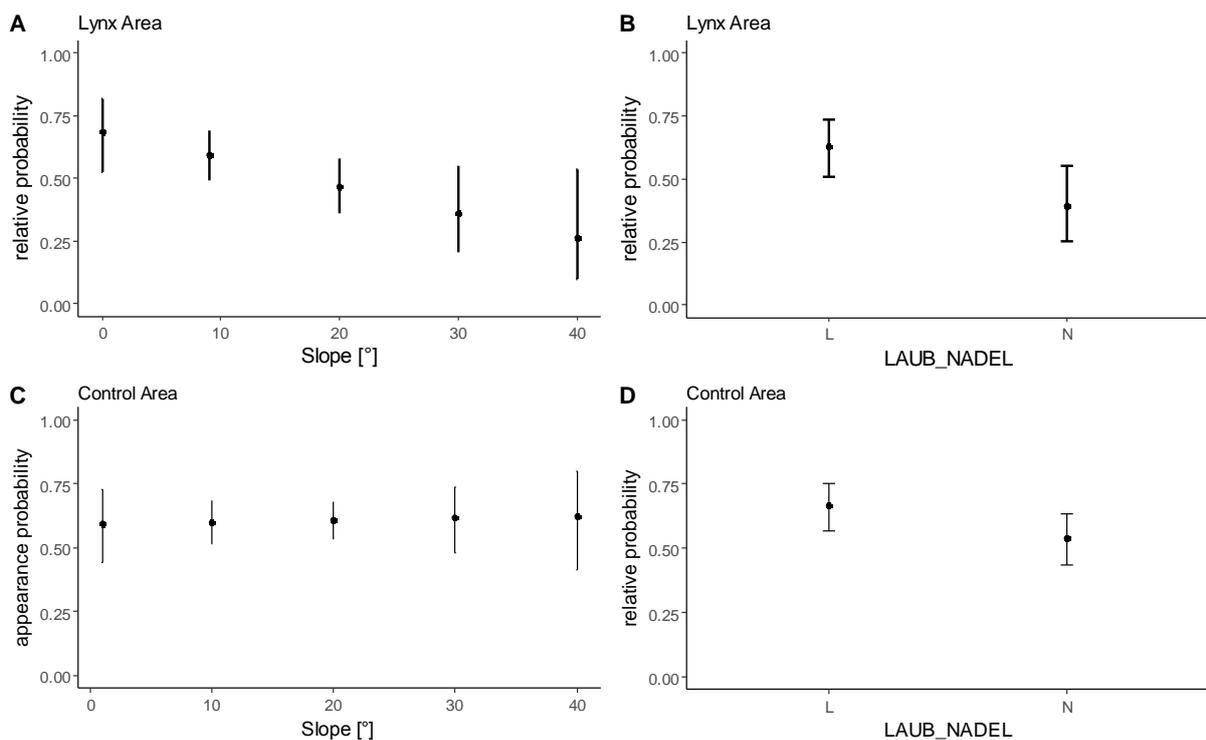


Abb. 30: GLM-Analysen für die Habitatparameter Hangneigung und Laub-Nadelbestände auf der Datengrundlage von Frühjahr 2016 zu Frühjahr 2017 im Luchs- und im Kontrollgebiet des Pfälzerwaldes. Slope = Hangneigung, Laub_Nadel = Laub- oder Nadelbestand, Lynx Area = Luchsgebiet, Control Area = Kontrollgebiet.

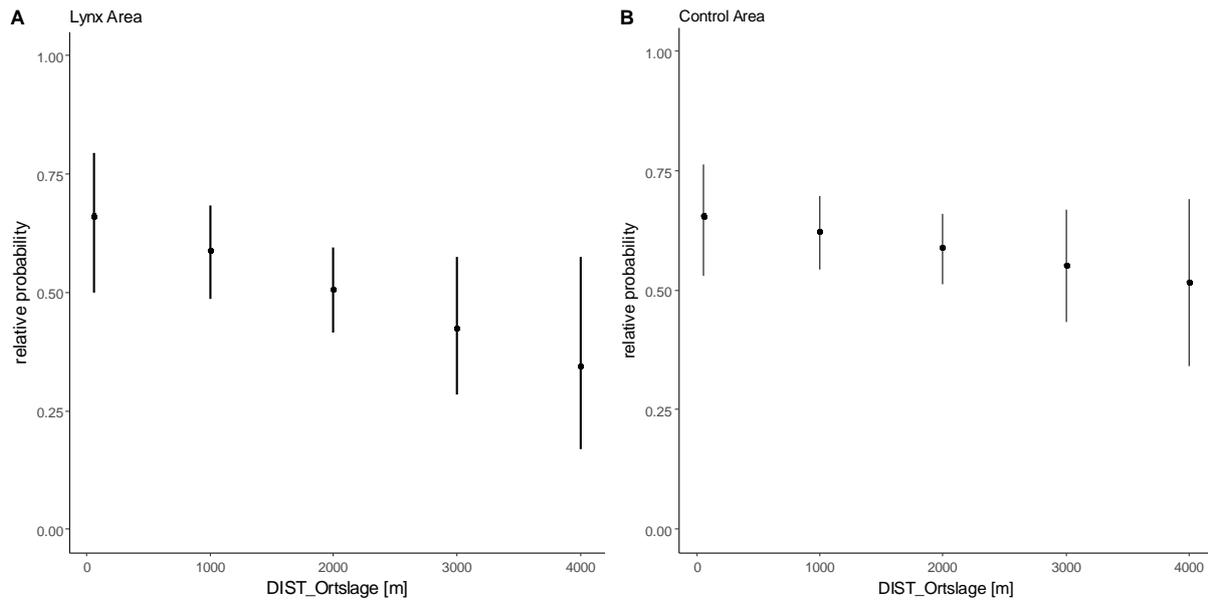


Abb. 31: GLM Analysen für die Habitatparameter Distanz vom erfassten Rehwild zur nächstgelegenen Ortschaft auf der Datengrundlage von Frühjahr 2016 zu Frühjahr 2017 im Luchs- und im Kontrollgebiet des Pfälzerwaldes. DIST_Ortslage = Distanz in Metern zur nächstgelegenen Ortschaft, Lynx Area = Luchsgebiet, Control Area = Kontrollgebiet.

3) Ändert sich das Verhalten von den nächtlich erfassten Rehen mit Anwesenheit des Luchses?

Bei nächtlichen Erfassungen von Rehwild wurde ein Großteil der Rehe „stehend“ beobachtet (Detektionsanzahl = 2198, Individuenanzahl = 3637), dies gilt für Sommer wie auch Winter. Am zweihäufigsten wurden die Rehe „liegend“ erfasst (Detektionsanzahl = 845, Individuenanzahl = 1352). Die Verhaltensweisen „äsend“, „ziehend“ und „Flucht“ spielen in beiden Aufnahmeperioden eine untergeordnete Rolle (**Anhang Abb. 7**).

Das Verhalten der nächtlich erfassten Rehe hat sich für jede Verhaltenskategorie weder im Sommer noch im Frühling über die Erfassungsjahre signifikant geändert (GLM-Modellansatz, **Abb. 32 & Abb. 33, Anhang Tab. 4**).

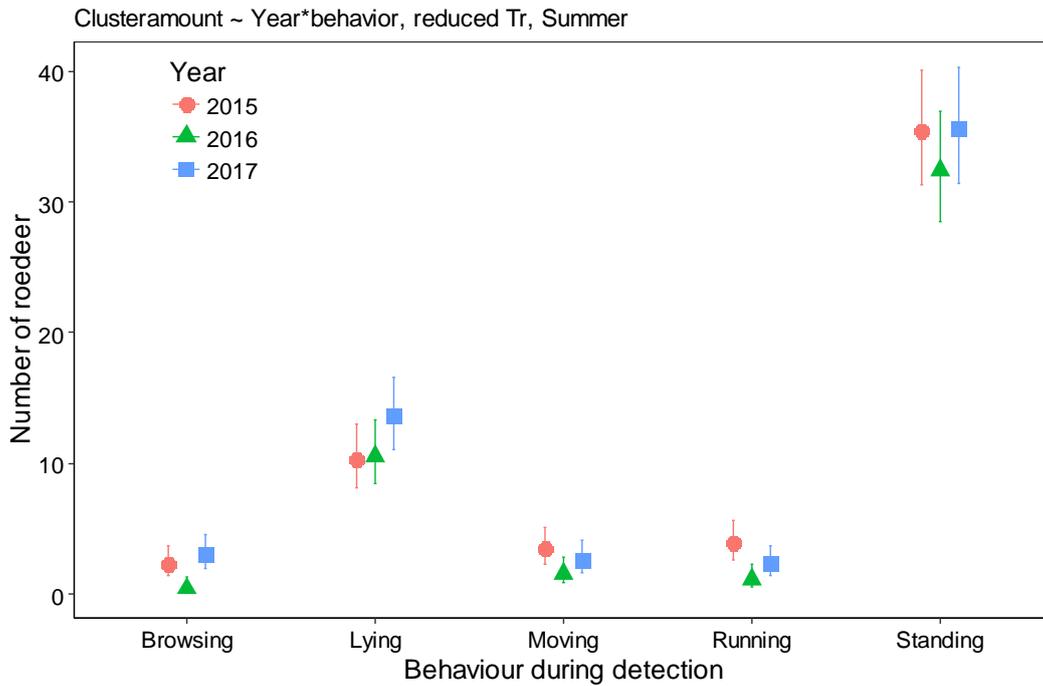


Abb. 32: Verhältnis zwischen den Rehwildverhaltenskategorien und der Anzahl nächtlich detektierter Rehe im Pfälzerwald in der Sommersaison über den Zeitraum von 2015-2017. Browsing = Äsen, Lying = liegend, Moving = ziehend, Running = Flucht, Standing = stehend, Year = Jahr, Number of roe deer = Anzahl Rehe.

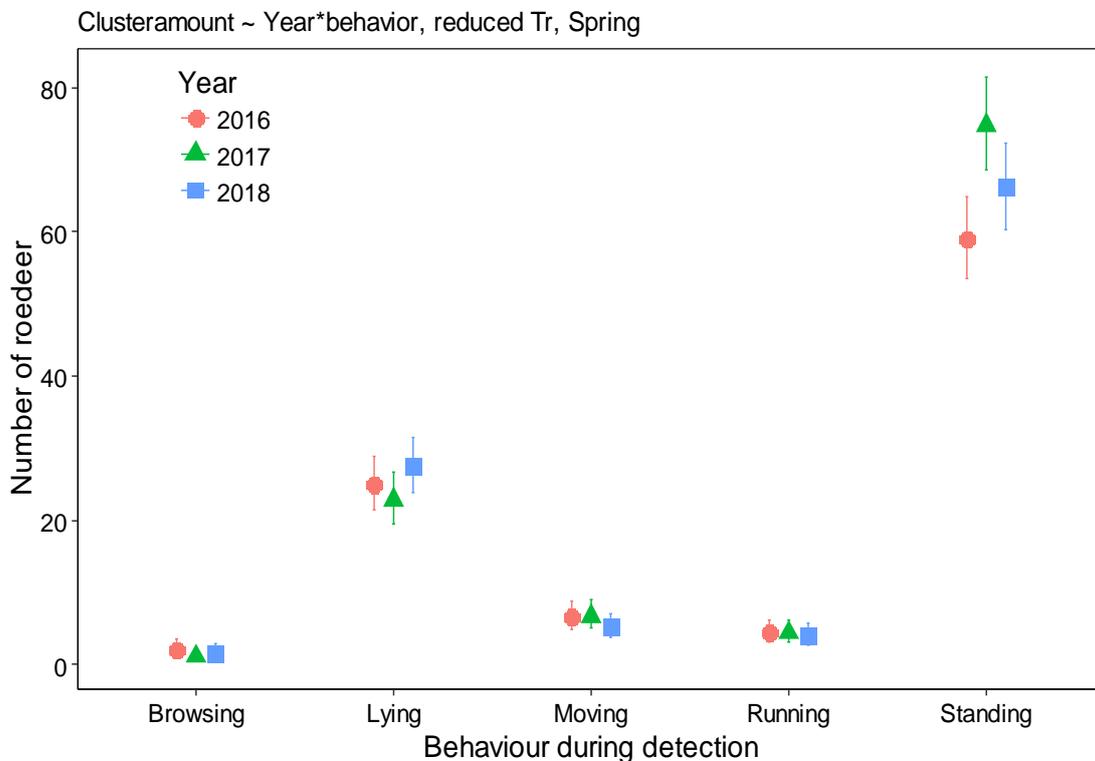


Abb. 33: Verhältnis zwischen den Rehwildverhaltenskategorien und der Anzahl nächtlich detektierter Rehe im Pfälzerwald in der Frühlingssaison über den Zeitraum von 2016-2018. Browsing = Äsen, Lying = liegend, Moving = ziehend, Running = Flucht, Standing = stehend, Year = Jahr, Number of roe deer = Anzahl Rehe.

7 Diskussion

Luchseinfluss auf Rehpopulation

Die durchschnittliche Rehwilddichte im Pfälzerwald wurde über drei Jahre für die Frühjahrsphasen auf 6,5 – 7,3 Rehe pro km² (MCDS) geschätzt. Für die untersuchten Sommer 2015 – 2017 lagen die berechneten Rehwilddichten mit 5,8 – 6,7 Rehe pro km² (MCDS) um ca. 1,0 Rehe pro km² leicht niedriger. Doch eigentlich wäre das Gegenteil zu erwarten gewesen. Die Dichte im Frühjahr ist normalerweise am geringsten, während sie im Sommer, nach erfolgreicher Reproduktion, am höchsten ist. Dies wäre auch unter Berücksichtigung des bereits geleisteten Abschusses von ca. 1,7 Rehen / km² von Mai bis August zu erwarten. Unsere Hochrechnungen für den Sommerbestand müssten demnach leicht höher ausfallen, als für die Frühjahrsschätzungen.

Dieser Widerspruch ist auf die geringeren Entdeckungswahrscheinlichkeiten von durchschnittlich 0,65 erfassten Rehen pro gefahrenen Kilometer im Sommer gegenüber 0,85 im Frühjahr zurückzuführen. Möglicherweise sind geringere Temperaturdifferenzen zwischen Warmblüter und Umgebungstemperatur und den damit verbundenen niedrigeren Entdeckungswahrscheinlichkeiten im Sommer für diesen Fehler mitverantwortlich. Sollten Rehe (z. B. wegen höherem Schutzbedürfnis der noch kleinen Jungtiere) im Sommer auf das sich nähernde Auto sensibler reagieren und in der Folge früher bzw. weiter ausweichen (Responsive Movement), oder generell dichtere Waldbestände aufsuchen, wären sie in der sommerlichen Vegetation systematisch schlechter zu erfassen. Im kleineren Umfang könnten Ausweich- und Abtauchbewegungen mittels einer „left truncation“ aufgefangen werden, in dem die ersten 20 m des Erfassungsbereiches vom Transekt aus der Berechnung unberücksichtigt bleiben. Dies führt aber nur zu einer leichten Korrektur. Der Widerspruch mit den höheren Frühjahrswerten bzw. der Verdacht eines größeren Unterschätzungsfehlers im Sommer bleibt bestehen.

Abgesehen von den bestehenden Unterschieden bei der Rehwilderfassung sowie dem Rehwildabschuss im Pfälzerwald steht der geschätzten mittleren Frühjahrsdichte von 6,5 – 7,3 Rehen pro km² ein durchschnittlicher Abschuss von 3,13 Rehen / km² gegenüber. Bei einem angenommenen Geschlechterverhältnis von 1: 1,4 (männlich / weiblich) und einem Zuwachsfaktor von 0,76 Rehen (postnatale Mortalität 10 %), welche beide auf genetische Populationsanalysen und Reproduktionsmessungen im Pfälzerwald beruhen (Ebert et al. 2012; Hohmann et al. 2018), wäre ein Zuwachs von ca. 2,8 - 3 Rehen pro km² zu erwarten. Würde die Bejagung den Zuwachs vollständig abschöpfen, könnten die Rehwildschätzung für das gesamte Untersuchungsgebiet, zumindest für das Frühjahr, als durchaus realistisch

angesehen werden. Wenn wir jedoch unterstellen, dass die Bejagung im Laufe eines Jagdjahres den Zuwachs nicht vollständig abschöpfen kann, würden auch die Frühjahrschätzungen mittels Distance Sampling noch zu einer Unterschätzung neigen. Wenn auch diese Frage vorerst nicht gelöst werden kann, so gehen wir derzeit davon aus, dass die Fehlerquellen weitgehend konstant bleiben und daher die Dichtemessungen zumindest in der Zeitreihe eine Entwicklung aufzeigen können.

Die Untersuchungen der nächtlichen Detektionsraten von Rehwild vor und nach Wiederansiedlung des Luchses ergaben keine signifikante Änderung unter Anwesenheit des Prädators. Es konnte sogar eine leicht, wenn auch nicht signifikante Zunahme der Detektionsrate mit Anwesenheit des Prädators festgestellt werden. In unserer Studie beziehen wir uns auf eine Datengrundlage von jeweils einer Saison vor Wiederansiedlung des Luchses und jeweils zwei Saisons mit Anwesenheit des Luchses. Die Anzahl der Luchse im Pfälzerwald war jedoch ab Sommer 2016 mit 3 Individuen bzw. 2017 mit 6 Individuen und 2 Nachkommen noch relativ gering. Dies könnte die Erfassung von möglichen Effekten des Prädators auf die Beutetiere zusätzlich zu methodischen Problematiken erschweren. Breitenmoser and Breitenmoser-Würsten (2008) beobachteten 3 mögliche Räuber-Beute-Szenarien in den Schweizer Alpen und im Jura-Gebirge. Im Szenario 1 rekolonisierte der Luchs die NW-Alpen (Wiederansiedlung von 8 Luchsen 1971-1973) und beeinflusste mit einem zeitlichen Versatz von 3-5 Jahren die Rehpopulation erheblich. Szenario 2 zeigte, dass die Beute ihre Wachsamkeit gegenüber eines Prädator wieder erlangt / zurückgewonnen haben und der Luchs somit gezwungen war, in größeren Gebieten auf Beutestreifgang zu gehen. Dies konnte an signifikant größeren Homeranges von residenten Luchsen im Vergleich zu anderen Studiengebieten bewiesen werden (Breitenmoser et al. 2010). In Szenario 3 konnten Breitenmoser et al. (2010) einen großen Einfluss des Prädators auf das Beutesystem in den NW-Alpen nach 15-Jahre Stabilität nachweisen. Aufgrund von milden Wintern erhöhte sich die Rehbundanz, was folglich zu einer Erhöhung der Luchspopulation führte und unter zeitlichem Versatz somit den starken Einfluss des Prädators auf die Beute erklären lässt.

Es ist festzustellen, dass die Luchsprädation die Rehwildpopulationsdichten für die Untersuchungsjahre 2016 - 2018 nicht messbar beeinflusst haben. Etwaige Trends und Änderungen der Populationsdichten sollten nach Breitenmoser and Breitenmoser-Würsten (2008) eher bei langfristigen Untersuchungen erkennbar werden. Feldstudien mit 3-5 Jahren Untersuchungsdauer können hier nur den Anfang eines dynamischen Prozesses von Wechselwirkungen zwischen Prädator und Beute abbilden. Darüber hinaus können weitere

Variablen wie Klima, Konkurrenz, Äsungsmöglichkeiten usw. die Populationsentwicklung zusätzlich beeinflussen (Andrén and Liberg 2015; Breitenmoser and Breitenmoser-Würsten 2008). Melis et al. (2009) argumentieren, dass Prädationseffekte auf eine Beutetierpopulation in produktiven Habitaten und in Regionen mit mildem Klima geringer ausgeprägt sein dürften. Der Pfälzerwald gilt im Vergleich zu anderen europäischen bzw. deutschen Wäldern als relativ unproduktives Habitat mit gemäßigt-kühlen Klima.

Luchseinfluss auf Rehverhalten

Derzeit sind (noch) keine quantitativen Effekte durch die sich langsam etablierende Luchspopulation auf den örtlichen Rehbestand erkennbar. Trotzdem können davon unabhängig Verhaltensänderungen eingetreten sein. Mit dem hier angewandten Fotofallenmonitoring der Wildwiesen sollte z. B. die Aktivität des Rehwildes in Bezug auf Austrittszeit, Verweildauer und Sicherungsverhalten tagsüber auf diesen Flächen im Pfälzerwald, zunächst ohne Anwesenheit eines Luchses, untersucht werden. Eine Wiederholung der Untersuchung, dann mit großflächiger Präsenz des Luchses, soll im Jahr 2019 stattfinden.

Warum sind die Wildwiesen für uns besonders interessant? Sie dienen im Pfälzerwald zumindest für den menschlichen Jäger als bedeutsame Jagdflächen. Würde sich die Nutzung der Wildwiese durch Rehwild mit Anwesenheit der Luchse ändern, würde dies dem menschlichen Jäger nicht entgehen und ggf. deren Jagderfolg beeinflussen. Die Risk-Allocation-Hypothese sagt aus, dass Beutetiere bei ansteigendem Prädationsrisiko in verstärktem Maße Feindvermeidungsverhalten zeigen und sogar ihre Futteraufnahme verringern. Dem altbekannten menschlichen Feind gesellt sich nun der Luchs als zusätzliches Mortalitätsrisiko hinzu. Neben der Frage, wer aus Sicht der Rehe relevanter ist, spielen auch Gewöhnungseffekte eine Rolle. Dafür sprechen die Ergebnisse von Eccard et al. (2015), wonach Rehe bei akutem Prädationsrisiko zunächst mit verstärkter Wachsamkeit reagierten. Er fand jedoch keine derartigen Verhaltensunterschiede zwischen Gebieten mit längerer Luchsanwesenheit (kontinuierliches Prädationsrisiko) und luchsfreien Bereichen. Reh- und Rotwild zeigen sogar geringere Stresslevel von FGMs (fecal glucocorticoid metabolites) in Gebieten mit Großkarnivorenpräsenz als in karnivorfreen Bereichen aber mit hohem menschlichen Störlevel (Straßen, Ortschaften; siehe (Zbyryt et al. 2017). Schließlich ist diese Dreiecksbeziehung dynamisch, was eine Ursache-Wirkungsanalyse weiter erschwert. So zeigten Gehr et al. (2016), dass Rehwild Habitate mit hohem menschlichem Jagddruck während der Jagdsaison meidet und dafür ein höheres Luchspädationsrisiko einginge. Die

Luchse verstärkten daraufhin zusätzlich ihre Aktivitäten und damit auch ihren Jagderfolg auf Rehe. Der menschliche Jäger hatte somit Verhaltensänderung bei der gemeinsamen Beute und beim tierischen Mitjäger hervorgerufen.

Das Verhalten der nächtlich erfassten Rehe zeigte keine Änderung über den Verlauf des Untersuchungszeitraumes, d.h. die aufgenommenen Daten zeigen keine signifikante Veränderung seit Anwesenheit des Luchses. Eccard et al. (2015) bestätigt, dass Rehe vermehrt wachsamer vor Sonnenuntergang sind als in der Nacht selbst; dies wird auf die Tag- und Dämmerungsbejagung durch den Menschen zurückgeführt. Rehe reagierten extrem wachsam auf direkte Hinweise eines Luchses (Urin), wobei gleichzeitig kein Unterschied in der Wachsamkeit der Rehe in Habitaten ohne Anwesenheit und mit 30-jähriger Anwesenheit des Luchses gefunden werden konnte (Eccard et al. 2015). Die Ergebnisse von Eccard et al. (2015) unterstützen die Risk-allocation-hypothese mit den nachgewiesenen Reaktionen von Rehwild auf einen hohen Prädationsrisikoimpuls, aber nicht für ein kontinuierlich erhöhtes Prädationsrisiko. Im Bialowieza National Park zeigten Rehwild und Rotwild keine Änderung in ihrer Wachsamkeit trotz direkter Hinweise eines Luchses, sie verringerten aber ihre Aufenthaltsdauer an diesem Ort (Wikenros and Kuijper 2015). Kuijper et al. (2013) untersuchte die Reaktion von Ungulaten auf die Geruchswitterung von Wolf. Hier wurde erhöhte Wachsamkeit und verringerte Nahrungsaufnahme von Rotwild registriert, wobei die Aufenthaltsdauer an diesem Ort unbeeinflusst blieb (Kuijper et al. 2013). Rotwild verlässt den Ort bei Hinweisen auf Luchsanwesenheit, wobei bei Hinweisen von Wolf nur die Wachsamkeit erhöht wird. Wikenros and Kuijper (2015) schlussfolgert, dass dies mit den Jagdstrategien der Prädatoren zusammenhängt. Der Wolf ist ein Hetzjäger, wofür Rotwild die Wachsamkeit erhöht und das Gebiet nicht fluchtartig verlässt, um nicht die Aufmerksamkeit des Hetzjägers auf sich zu ziehen. Der Luchs hingegen ist ein Pirschjäger. Die beste Anti-Prädator-Strategie gegen einen Pirschjäger ist das Verlassen der Umgebung bei unmittelbarer Bedrohung bzw. Anwesenheitshinweisen (Wikenros and Kuijper 2015).

Risse

Während Verhaltensreaktionen der Rehe auf den Luchs erst in den nächsten Jahren besser untersucht werden können, erlauben die Rissdokumentationen bereits jetzt Einblicke in ein direktes aber auch sehr einseitiges Interaktionsfeld beider Arten. Denn bei der Untersuchung von Rissen ging zuvor stets der Luchs als Sieger vom Platz. Die vermutlich viel zahlreicheren direkten Begegnungen von Luchs und Reh, in denen der Luchs leer ausging, bleiben uns verborgen.

Auch für die Luchse im Pfälzerwald gilt, dass Rehwild eindeutig deren Hauptbeute ist, wenn auch kleinere Beute bei der hier gewählten Methode der Rissfindung unterrepräsentiert bleiben dürfte. Dabei wurden auffällig viele Kitze und zweijährige Rehe gerissen. Auch fielen weibliche Rehe häufiger den Luchsen zum Opfer. Jedoch ist zu beachten, dass diese Prädationsmuster auf einer vergleichsweise geringen Anzahl Luchsindividuen basieren. Innerhalb der männlichen Luchse gingen die meisten untersuchten Rehe sogar auf das Konto nur eines Individuums (Lucky). Insofern sind vertiefte Überlegungen zur Beuteselektion z. B. nach Geschlecht der Pfälzer Luchse derzeit noch nicht sinnvoll. In der Schweiz wurden jedoch ebenfalls signifikant mehr weibliche Rehe (Ryser et al. 2004) bzw. vermehrt zwei- bis dreijährige Rehgeißen häufiger als gleichaltrige Böcke vom Luchs gerissen (Breitenmoser and Breitenmoser-Würsten 2008). Dahingegen wurde im bayerischen-böhmischen Wald nach Mayer et al. (2012) weibliche und männliche Rehe mit gleicher Häufigkeit bzw. nach Heurich et al. (2016) männliche Rehe sogar signifikant häufiger erbeutet. Hier mögen sich unterschiedliche Selektionsprozesse seitens der Luchse und/oder Differenzen im Aufbau der Beutepopulationen ausgewirkt haben. Im Pfälzerwald jedenfalls sind vermutlich auch mehr weibliche als männliche Rehe vorhanden (Ebert et al. 2012).

Indirekte Hinweise darauf, wo sich Luchs und Reh im Pfälzerwald begegnen, lieferten die Rissortkartierungen. Im Sommer wurden Risse beispielsweise größtenteils an Orten mit vergleichsweise geringen Kronenüberschirmungsgraden gefunden, wohingegen im Winterhalbjahr über dem größten Anteil der Risse ein hoher Überschirmungsgrad nachgewiesen wurde. Geringe Überschirmungsgrade fördern im Sommer aufgrund des erhöhten Lichtdurchlasses eine dichtere und strukturreichere bodennahe Vegetationsschicht. Diese wiederum erleichtert den Luchsen möglicherweise das Anschleichen an die Beute bzw. repräsentiert ein attraktives Nahrungsspektrum für Rehe.

Im Winter bieten Bestände mit einem hohen Überschirmungsgrad Schutz vor Kälte und Wind (wärmeres Mikroklima). Hinzu kommt, dass im Gegensatz zur Vegetationsperiode in der kalten Jahreszeit hohe Überschirmungsgrade die höheren Vegetationsabdeckungen am Boden zeigen, welche für Rehwild dann ausreichend Deckung und gleichzeitig für den Luchs wiederum Anpirschmöglichkeiten bieten. In Skandinavien durchgeführte Rehwildstudien belegen, dass bei niedrigeren Temperaturen der Überschirmungsgrad für Ruhe- und Äsungsorte ebenfalls höher ist (Mysterud and Østbye 1995; Mysterud and Østbye 1999).

Gemessen am durchschnittlichen Habitatangebot im Pfälzerwald machten Luchse eher dort Beute, wo die Bestände vergleichsweise jung oder nadelholzgeprägt waren. Auch rissen die

Luchs eher Rehe in der Nähe von Wegen oder Grünflächen nicht aber in der Nähe von menschlichen Erholungsschwerpunkten. Hier sind die Erklärungsmuster naheliegend. Grünlandflächen sind vor allem in den Frühjahrsmonaten für Rehwild attraktiver als der Wald, da dort bereits relativ gute Äsungsmöglichkeiten bestehen. Im Sommer dürfte die Attraktivität dieser Grünlandflächen sinken, da im Wald und Waldrandbereich genug abwechslungsreiche Äsung, in Form von Kräutern, Him- und Brombeeren vorhanden ist. Der Randbereich zu den Grünflächen bietet daher für den Luchs das ganze Jahr über ein optimales Jagdhabitat – mit genügend Deckung und relativ hoher Rehwildichte. Filla et al. (2017) bestätigten, dass 10 untersuchte Luchse im Böhmischem Wald in Sommer- wie auch in Winternächten offenere Flächen wie Wildwiesen, Kahlschlagsflächen und junge Bestände den reifen Waldbeständen vorgezogen haben. Luchse nutzen Wege sehr häufig in der Nacht, sie dienen der schnellen und energiesparenden Fortbewegung (Breitenmoser and Breitenmoser-Würsten 2008; Sunde et al. 1998). Aber auch Rehe nutzen die Randbereiche vor allem in Wegnähe, denn dort besteht aufgrund von höherem Lichteinfall besseres Äsungsangebot. Die nächtliche Nutzung von gleichen Habitattypen erhöht somit das Prädationsrisiko für Rehwild in unmittelbarer Nähe zu Wegen. Rehrisse wurden vermehrt in entfernterer Lage zu Erholungsschwerpunkten festgestellt. Dies könnte auf ein Meidungsverhalten von Luchsen auf hohe menschliche Aktivität hinweisen. Untersuchungen aus anderen Studiengebieten zeigten allerdings, dass Luchse nachts asphaltierte Wege und touristisch genutzte Wanderwege (auch beliebte Mountainbikerstrecken) nicht meiden (Belotti et al. 2012). Sunde et al. (1998) schlussfolgerten, dass Luchse die Nähe zu Menschen gut tolerieren können, wenn die nötige Vegetationsabdeckung im Habitat vorhanden ist. Dagegen zeigten Bunnefeld et al. (2006), dass Luchse je nach Geschlecht und Reproduktionsstatus ihr Verhalten verändern und dass die Verteilung der Risse und Tageslager stärker durch das Vorhandensein von Häusern beeinflusst wird als von Ackerflächen oder täglich genutzten Straßen. Ebenso wird beschrieben, dass Gebiete mit hoher menschlicher Aktivität für den Luchs potenziell mit einer hohen Mortalität und gleichzeitig mit hoher Beutedichte verbunden sind (Bunnefeld et al. 2006). Tiefergehende Schlussfolgerungen aus den Rissstudien zur Interaktion von Reh und Luchs bedürfen höherer Stichprobenzahlen und präziserer Habitaterhebungen vor Ort.

Interaktion: Raumnutzung der Rehe

Unsere Auswertungen für die Frühjahrserfassungen ergeben Tendenzen / Hinweise, dass Rehwild unter Anwesenheit des Luchses flacheres Gelände und geringere Distanzen zu Ortschaften bevorzugen. Nicht eindeutig sind die Analysen für die Änderung in der räumlichen Nutzungshäufigkeit von Laub- und Nadelbeständen unter Anwesenheit eines Prädators. Für die Raumnutzungsanalysen im Sommer lassen sich keine eindeutigen Aussagen über mögliche Einflüsse des Prädators auf die Habitatwahl der Beute treffen.

Samelius et al. (2013) konnten in ihrer Untersuchung in Schweden keine Beweise finden, dass Rehwild Habitate mit hohem Prädationsrisiko meidet. Samelius et al. (2013) und Ratikainen et al. (2007) vermuten, dass Rehwild seine Wahl des Habitats stärker abhängig machen von dem Nahrungsangebot als vom Prädationsrisiko. In südöstlichen Teil Norwegens scheinen Rehe unter strengen Winterbedingungen gezwungen zu sein, die Präsenz des Prädators zu akzeptieren, da keine Änderung in der Habitatnutzung mit und ohne Anwesenheit des Luchses festgestellt werden konnte (Ratikainen et al. 2007). Lone et al. (2014) untersuchte ebenfalls das Verhältnis von Prädationsrisiko zu Geländeeigenschaften und Vegetationsklassen und -strukturen. Dabei konnte bestätigt werden, dass bei erhöhter Vegetationsabdeckung ein niedrigeres Prädationsrisiko durch den Menschen, aber ein erhöhtes Prädationsrisiko durch den Luchs besteht. Größere Geländerauigkeit erhöhte das Prädationsrisiko durch beide Prädatoren – Mensch und Luchs (Lone et al. 2014). Lone et al. (2014) geht davon aus, dass erhöhte Geländerauigkeit eine gute Deckung zum Anschleichen für den Luchs bietet, das Prädationsrisiko hingegen mit erhöhter Hangneigung abnimmt, da dies möglicherweise das Verletzungsrisiko der Luchse erhöht. Wenn man davon ausgeht, dass geringere Hangneigung im Pfälzerwald mit geringer Geländerauigkeit einhergeht, könnte man davon ausgehen, dass Rehe flacheres Gelände unter Luchsanwesenheit bevorzugen, um das Prädationsrisiko zu verringern.

Lone et al. (2014) bestätigt, dass die Distanz zu öffentlichen Straßen und der Anteil der Fichtenbestände positiv mit dem Prädationsrisiko korreliert. Dies stimmt mit unseren Ergebnissen der Risshabitatanalysen bezüglich der Entfernung zu Wegen und mit der erhöhten Risswahrscheinlichkeit in Nadelbeständen überein.

8 Öffentlichkeitsarbeit

Im Projekt betreute Abschluss-Arbeiten (Bachelor- / Masterarbeiten):

„Betrachtung der Einflüsse des Wegenetzes auf die Verteilung von Rehwild *Capreolus capreolus* im Bienwald und Hunsrück“ Lea Wirk, 2017, BOKU Wien

„Sommerliche Raumnutzung des Rehwildes im Pfälzerwald“ Simon Steiner, 2016, Universität Koblenz-Landau, Campus Landau

„Die Verteilung von Rehwildlosung in Bezug auf die Topographie im Wildforschungsgebiet Pfälzerwald“ Andre`Fetzer, 2016, Albert Ludwigs Universität Freiburg

„Verhalten von Rehwild auf Wildwiesen im Pfälzerwald“, Stefanie Kneer, 2016, HAWK Hildesheim, FH Standort Göttingen

„Luchs-Riss-Habitatkartierung im Projekt „Interaktion von Luchs und Reh im Pfälzerwald“, Robin Schukraft, 2017, Hochschule für Wirtschaft und Umwelt Nürtingen-Geislingen

„Habitatkartierung von Luchsrissorten im Pfälzerwald im Projekt „Interaktion von Luchs und Reh im Pfälzerwald“, Raphael Gaß, 2018, Hochschule für Forstwirtschaft Rottenburg

Vorträge:

Vortrag zur Projektvorstellung im Haus der Nachhaltigkeit Johanniskreuz 11.10.2015

Interaction of Lynx and roe deer in the Palatinate Forest, Wildlifemonitoring Workshop KORA, Bern, 21.11.2016

“Interaktion von Reh und Luchs im Pfälzerwald“, FAWF aktuell, 15.06.2016

“Interaktion von Reh und Luchs im Pfälzerwald“, Friedrich-Schiller-Universität Jena, 03.02.2016

“Interaktion von Reh und Luchs im Pfälzerwald“, LJV RLP Gensingen, 20.01.2017

“Interaktion von Reh und Luchs im Pfälzerwald“, LJV RLP & BaWü in Bad Bergzabern, 30.08.2017

“Interaktion von Reh und Luchs im Pfälzerwald“, FAWF Seminar Trippstadt, 12.09.2017

„Distance Sampling im I-R-L Projekt“, Erfassung von Huftieren – Methodenworkshop Trippstadt, 24.-26.04.2017

“Interaktion von Reh und Luchs im Pfälzerwald“, FAWF Seminar für Anwärtter Landesforsten, Trippstadt, 27.04.2017

“Neuesten Ergebnisse- Interaktion von Reh und Luchs im Pfälzerwald“, Besuch des Ministeriums für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg , Trippstadt, 22.01.2018

“Neuesten Ergebnisse- Interaktion von Reh und Luchs im Pfälzerwald“, Einladung zu Informationsveranstaltung „Luchse in der Pfalz“, Trippstadt, 06.06.2018

„Erfassung von Rehwild mittels Distance Sampling im Pfälzerwald“, VWJD im Nordschwarzwald, 28.-30.06.2018

“Neuesten Ergebnisse- Interaktion von Reh und Luchs im Pfälzerwald“, Luchsparlament RLP, Trippstadt, 28.06.2018

“Neuesten Ergebnisse- Interaktion von Reh und Luchs im Pfälzerwald“, Einladung zu Informationsveranstaltung „Luchse in der Pfalz“, Trippstadt, 21.08.2018

„Erfassung von Rehwild mittels Distance Sampling im Pfälzerwald“, FOWITA Göttingen, 24.-27.09.2018

“Neuesten Ergebnisse- Interaktion von Reh und Luchs im Pfälzerwald“, Jäger-Kreisgruppe Zweibrücken, 04.10.2018

„Projektvorstellung: Interaktion von Reh und Luchs im Pfälzerwald“, Informationsaustausch für LIFE Lynx Projekte, Trippstadt, 09.10.2018

„Projektvorstellung: Interaktion von Reh und Luchs im Pfälzerwald“, Austausch mit den französischen Kollegen von Park Vosges Nord, ONCFS und ONF, Trippstadt, 20.10.2018

Poster:

Vorstellung des Projektes auf einem Fest der SNU, Thema Wiederansiedlung vom Luchs im Pfälzerwald, Kaiserslautern, August 2015

„Rehwildzählung im Pfälzerwald“, VWJD Tagung in Trippstadt, 22.-24.06.2016

„Rehwildzählung im Pfälzerwald“, FOWITA 26.-29.09.2016

“Distance Sampling: Population estimations of roe deer – a comparison between seasons”, IUGB Montpellier, Frankreich, 21-25.08.2017

Projektvideo:

Im Zuge von Drehanfragen über die Rehwildzählung im Pfälzerwald wurde ein Projektvideo für die Öffentlichkeitsarbeit erstellt. Dieses Projektvideo ist auf dem mitgelieferten Datenträger zu finden.

Welchen Einfluss hat der Luchs auf Rehe?

EINE PROJEKTVORSTELLUNG VON DR. ULF HOHMANN, FORSCHUNGSANSTALT FÜR WALDÖKOLOGIE UND FORSTWIRTSCHAFT (FAWF)

Die meisten Jägerinnen und Jäger haben es sicherlich bereits im „Jagd & Jäger“ bzw. in der allgemeinen Presse gelesen oder während der am 31. Oktober 2014 in Pirmasens stattgefundenen Informations- und Diskussionsveranstaltung des LJV in Zusammenarbeit mit der Stiftung Natur und Umwelt Rheinland-Pfalz erfahren: Luchse sollen durch Wiederansiedlung im Pfälzerwald wieder heimisch werden.



Welchen Einfluss hat die Anwesenheit des Luchses auf die Rehwildpopulation? Eine Untersuchung der FAWF sucht nach Antworten.

Unter der Federführung der Stiftung Natur und Umwelt (siehe www.luchs-rlp.de) ist geplant, im Rahmen eines EU LIFE+ Projektes ab Winter 2015/16 über die nächsten Jahre ca. 20 Wildfänge sukzessive in dem 179.000 ha großen Waldgebiet auszusetzen. Das Wiederansiedlungsprojekt wird vom LJV von Anfang an konstruktiv begleitet und unterstützt. Die Beteiligung der Jägerschaft in der Phase der Auswilderung, beim Monitoring und bei der Akzeptanzbildung ist allen Beteiligten ein großes Anliegen. Der Luchs ist eine weitgehend auf Rehwild spezialisierte Katze. Aus diesem Grund bemüht sich die FAWF um Forschungsgelder bei der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU), um die möglichen Einflüsse der Luchse auf die Rehbestände im Pfälzerwald in einem Vorher-Nachher-Szenario untersuchen zu können.

Dieser Beitrag soll insbesondere die örtlich betroffenen Jägerinnen und Jäger schon zu einem möglichst frühen Zeitpunkt über das beabsichtigte Projekt informieren.

Es ist in Abstimmung mit dem LJV geplant, im Pfälzerwald bereits vor den ersten Aussetzungen repräsentative Rehwildfassungen durchzuführen. Nach dem Aussetzen der Luchse werden die Erhebungen wiederholt. Das beantragte Vorhaben würde zunächst über einen Zeitraum von drei Jahren durchgeführt. Es soll geklärt werden, ob mit der Wiederansiedlung und beginnenden Etablierung des Luchses im Pfälzerwald großräumig und mittelfristig Veränderungen in der Dynamik der Rehbestände, ihrem Verhalten und ihrer Raumnutzung in Zusammenhang zu bringen sind. Das rheinland-pfälzische Umweltministerium unterstützt das

Vorhaben parallel zur DBU-Förderung durch zusätzliche 10.000,- Euro jährlich. Eine Fortführung der Aufnahmen um weitere sieben Jahre, um auch langfristige Effekte (Gewöhnung) dokumentieren zu können, ist angedacht.

Wir setzen dabei auf eine Methode, die sich bereits im Rahmen anderer Rehuntersuchungen als praktikabel und hinreichend aussagekräftig erwiesen hat. Die Rede ist von der terrestrischen Infrarottaxation. Dazu werden mit einem geländegängigen PKW nachts mit Hilfe von zwei Infrarotkameras links und rechts der Wege Warmblüter und deren Detektionsentfernung erfasst. Die Kameras erkennen kleinste Temperaturunterschiede. Wir nehmen an, dass Rehe die Umgebung der befahrenen Waldwege zumindest nachts weder meiden noch bevorzugen. Außerdem sollen die Taxationsrouten den gesamten Lebensraum der Rehe repräsentativ abbilden. Da mit zunehmender Entfernung zum befahrenen Weg allerdings die Wahrscheinlichkeit, ein Reh zu entdecken, sinkt, wird die Detektionsentfernung zur Korrektur der übersehenen Tiere genutzt. Dieses Verfahren hat sich vielfach bewährt und liefert gute Hinweise zur Rehdichte und -verteilung. Die während der nächtlichen Befahrungen registrierten Rehsichtungen erlauben ferner Rückschlüsse zum Verhalten der Tiere. Der eigentliche Zensus wird auf zwei Phasen im Winter und Sommer verteilt durchgeführt. Je Jahreszeit wird jede Befahrung einmal wiederholt.

Das Verhalten und insbesondere die Raumnutzung der ausgesetzten Luchse, kann aufgrund

ihrer Besonderung direkt mit den parallelen Reherfassungen verschnitten werden. Die dadurch ebenfalls mögliche zeitnahe Analyse von Rissen bietet direkte Hinweise zur Beutewahl und zum Ort der Erbeutung.

In Abstimmung mit den örtlichen Forstämtern und Jagd ausübenden werden in den nächsten Monaten zunächst der Routenverlauf und die Befahrungstermine festgelegt. Werden die Projektgelder bewilligt, startet dann im Frühsommer 2015 die erste Rehzählung. Über den Verlauf der Arbeiten werden wir die Leser von „Jagd & Jäger“ gerne weiter auf dem Laufenden halten. Am Ende der dreijährigen Projektphase werden die wesentlichen Aussagen des Projektes in jedem Fall auf einer Abschlussveranstaltung der Öffentlichkeit vorgestellt. ■

Der Landesjagdverband und das rheinland-pfälzische Umweltministerium begrüßen das Forschungsvorhaben der FAWF zur Untersuchung des Einflusses des Luchses auf das Rehwild ausdrücklich und bitten die örtliche Jägerschaft und Forstämter im Pfälzerwald um Unterstützung.

Abb. 34: Jagd & Jäger Veröffentlichung: „Welchen Einfluss hat der Luchs auf Rehe?“, April 2015

Journal

22. August 2015

Rhein-Zeitung



Spielende junge Luchse in einem Tierpark. Wenn alles klappt, wird es solche Szenen auch bald im Pfälzer Wald geben. Das Land will nach und nach 20 Luchse dort ansiedeln und hofft, dass sich diese dann auch vermehren. Foto: dpa

Warten auf den Luchs

Rheinland-Pfalz will 20 Luchse im Pfälzer Wald aussetzen. Das Projekt kostet Millionen und bietet Biologen die seltene Chance, die Wiederansiedlung wissenschaftlich zu untersuchen. Carolin Tröger erforscht die Konsequenzen für das Lieblingsbeutetier des Luchses – das Reh.

Unter den breiten Reifen des Geländewagens knarzen zerbrochene Äste, durch die Fenster strömt kühle Luft, die aus dem geöffneten Fenster raus. An der Scheibe hinten links klebt mithilfe zweier fetter Saugnäpfe eine deutlich größere Infrarotkamera, die von Carolin Tröger bedient wird. Riva 30 000 Euro kostet so eine Kamera. Sie kann nämlich etwas ganz Besonderes: Sie unterscheidet warme von kalten Bereichen. Die kalten Flächen erscheinen auf dem Bildschirm im Auto blau, die warmen rot. Bäume und Rehe haben warme Körper, werden also rot angezeigt, die kühlen Luftströme im Wald sieht man auf dem Bildschirm als blaue Schleier, die sich zwischen den Bäumen bewegen. Jetzt im Sommer werden Carolin Tröger, Johannes und Lea zehn Strecken im Pfälzer Wald abfahren. Im Frühjahr werden die Fahrten wiederholt. Die Touren dauern jeweils die ganze Nacht. Ein ungeheurer Aufwand im Dienste der Wissenschaft und der Luchse.

Carolin Tröger kooperiert mit dem rheinland-pfälzischen Umweltschutzministerium. Die Wiederansiedlung kostet rund 2,75 Millionen Euro bei einer Projektlaufzeit von sechs Jahren. Die Hälfte des Geldes gibt die Europäische Kommission, das Land Rheinland-Pfalz zahlt 400 000 Euro, mehrere Umweltschutzverbände finanzieren den Rest. „Mit dem Luchsprojekt tragen wir zum Schutz einer gefährdeten Art bei, die in Europa nur noch in wenigen Rückzugsgebieten vorkommt. Einmal hat der Mensch die größte Wildkatze Europas ausgerottet, heute soll ihre Populanzität dazu beitragen, ihren Lebensraum und damit auch andere gefährdete Arten zu schützen“, schreibt das rheinland-pfälzische Umweltschutzministerium auf Anfrage. Bevor man sich entschloss, Luchse im Land auszusetzen, wurde die Wiederansiedlung ausführlich diskutiert. Immerhin kann es zum Beispiel mal vorkommen, dass ein Luchs auch ein Nutztier tötet.

Die Schaf- und Ziegenzüchter fürchten den Luchs aber nicht. Sie fühlen sich beim Thema Wiederansiedlung vom Land seit drei Jahren gut eingebunden. „Ich glaube, es gab mehr kritische Stimmen zum Luchsprojekt im Nachbarland Baden-Württemberg als bei uns“, sagt Rainer Wulff vom Landesverband der Schafhalter/Ziegenhalter und Züchter Rheinland-

„Dieses Projekt ist genial. So eine Chance bekommt man nicht oft.“
Carolin Tröger, Doktorandin und Wildbiologin

Pfalz. Vertreter seines Verbandes saßen mit am Runden Tisch Großkarnivoren – dort diskutierten Umweltschützer, Tierzüchter, Jäger und Luchsexperten über die Konsequenzen der Wiederansiedlung. Einige Schaf- und Ziegenzüchter sind zudem als Luchsoberberater im Wiederansiedlungsprojekt des Landes direkt mit eingebunden.

Angst haben die Tierhalter nicht, sie bereiten auch keine speziellen Schutzvorrichtungen vor. Die, ist Wulff überzeugt, bringen ohnehin nichts. „Bei der Koppelhaltung gibt es Drahtlitzenzäune und Netze. Beide Varianten stellen für den Luchs keine Hindernisse dar.“ Das große Warten auf den Luchs ist bei den Tierzüchtern eine entspannte Angelegenheit. Wulffs Verband geht davon aus, dass sich die Pfälzer Luchse nur wenige Nutztiere holen werden. „Wir bekommen eine Entscheidung, wenn der Luchs eines unserer Tiere reißt“, erklärt Wulff. Dafür muss dann genau festgestellt werden, dass das Schaf oder die Ziege tatsächlich von einem Luchs getötet wurde. Ein Biss durch die Kehle kann ein Hinweis sein. Klarheit verschafft aber erst eine DNA-Analyse.

Ein ausgewachsener Luchs verputzt etwa 80 Rehe pro Jahr. Dennoch macht sich auch der Landesjagdverband keine Sorgen darüber, dass es durch die Luchse bald nicht mehr genügend Rehe geben könnte. Der Ver-

band unterstützt die Wiederansiedlung. Aber die Jäger blicken mit großem Interesse auf das Forschungsprojekt von Carolin Tröger. Denn es ist denkbar, dass die Rehe vorsichtiger werden oder freie Flächen meiden, wenn im Wald bald die großen Raubkatzen hausen.

Genau das will Carolin Tröger herausfinden. Es ist inzwischen 21:40 Uhr, und Johannes muss den Geländewagen langsam durch einen engen Wegabschnitt manövrieren. Plötzlich macht ein Vogel einen Riesealarm. „Da regt sich gerade jemand tierisch auf“, sagt Lea und lacht. „Jetzt weiß der ganze Wald, dass wir kommen“, antwortet Carolin Tröger. Vermutlich stürzte sich ein Waldkauz – eine Bienenart – am gemächlich knatternden Dieselmotor des Geländewagens. Dann ruft Tröger wieder „Stopp, stopp, stopp!“ Johannes lässt sich nicht aus der Rehe bringen, bremst sachte und setzt wieder zurück. Auf dem Bildschirm im Auto erheben sich zwei Rehe. Einseitig. Ellig notiert Carolin Tröger die wichtigsten Daten, etwa die Entfernung zum Weg, das Geschlecht und ob die Tiere fliehen, äsen (also fressen), oder einfach liegen bleiben. Tröger vermerkt auf dem Computer auch, wo genau sie die beiden Rehe geschickt hat und wie stark der Waldabschnitt bewachsen ist.

In diesem Teil des Pfälzer Waldes – ganz in der Nähe des kleinen Ortes Carlsberg – gibt es scheinbar nicht sehr viele Rehe. Einen Tag zuvor erfasste Tröger 80 Sichtungungen, wobei darunter auch andere Tiere waren. Die Wildbiologin notiert Wildtiere, die größer sind als ein Marder.

Tröger wird voraussichtlich drei Jahre lang mit ihrer Doktorarbeit beschäftigt sein. Für diesen Zeitraum steht auch die Finanzierung der Untersuchung, die unter anderem von der Bundesanstalt Umwelt gefördert wird. „Dieses Projekt ist genial. So eine Chance bekommt man nicht oft“, sagt die Wissenschaftlerin, die an der Friedrich-Schiller-Universität Jena promoviert und im sächsischen Voigtland aufgewachsen ist. Sie wünscht sich, dass die Untersuchung nach den ersten drei Jahren weitergeht, vielleicht sogar eine zweite Doktorarbeit entsteht. „Themen und Aspekte, die man untersuchen könnte, gibt es viele“, sagt sie.

STEFAN HANTZSCHMANN

Serie Unsere Natur

Eine Serie für Kinder in Kooperation mit der Stiftung Natur und Umwelt Rheinland-Pfalz



„Eine Rehe. Gib mal das Fernglas“, sagt Tröger mit leichtem sächsischen Dialekt, können wir nicht aufschreiben, ist aber trotzdem schön.“ Carolin Tröger sucht nicht nach Rehen, sie sucht nach Reheln. Denn Rehe sind die Lieblingsbeutetiere des Luchses. Die Wildbiologin schreibt eine Doktorarbeit über den Einfluss des Luchses auf die Rehe im Pfälzer Wald. Im Frühjahr 2010 sollen die ersten Luchse hier ausgesetzt werden. Ingesamt sollen sich in Zukunft 20 Exemplare in Rheinland-Pfalz wohlfühlen. Weil Carolin Tröger herausfinden will, ob sich das Verhalten der Rehe ändert, wenn Luchse in die Pfalz kommen, fängt sie schon jetzt an, die potenziellen Beutetiere zu zählen und zu beobachten. Später will sie die Ergebnisse vor der Luchseinsiedlung mit den Ergebnissen nach der Wiederansiedlung vergleichen. Zwei wissenschaftliche Hilfskräfte unterstützen sie bei der Untersuchung: Johannes Hörst (21), der Umwelt- und Biowissenschaften studiert und an diesem Abend den Geländewagen fährt, und Lea Wirk (26), die über die Rehe im Pfälzer Wald ihre Masterarbeit an der Uni Wien schreibt und an diesem Abend eine Infrarotkamera bedient.

Carolin Tröger kooperiert mit dem rheinland-pfälzischen Umweltschutzministerium. Die Wiederansiedlung kostet rund 2,75 Millionen Euro bei einer Projektlaufzeit von sechs Jahren. Die Hälfte des Geldes gibt die Europäische Kommission, das Land Rheinland-Pfalz zahlt 400 000 Euro, mehrere Umweltschutzverbände finanzieren den Rest. „Mit dem Luchsprojekt tragen wir zum Schutz einer gefährdeten Art bei, die in Europa nur noch in wenigen Rückzugsgebieten vorkommt. Einmal hat der Mensch die größte Wildkatze Europas ausgerottet, heute soll ihre Populanzität dazu beitragen, ihren Lebensraum und damit auch andere gefährdete Arten zu schützen“, schreibt das rheinland-pfälzische Umweltschutzministerium auf Anfrage. Bevor man sich entschloss, Luchse im Land auszusetzen, wurde die Wiederansiedlung ausführlich diskutiert. Immerhin kann es zum Beispiel mal vorkommen, dass ein Luchs auch ein Nutztier tötet.

Die Schaf- und Ziegenzüchter fürchten den Luchs aber nicht. Sie fühlen sich beim Thema Wiederansiedlung vom Land seit drei Jahren gut eingebunden. „Ich glaube, es gab mehr kritische Stimmen zum Luchsprojekt im Nachbarland Baden-Württemberg als bei uns“, sagt Rainer Wulff vom Landesverband der Schafhalter/Ziegenhalter und Züchter Rheinland-

Unterm Strich

Forschungsprojekte

Verhalten Alle Luchse im Pfälzer Wald bekommen vor der Freilassung ein GPS-GSM-Sendehalsband. Damit kann die Position jedes Tieres in bestimmten Abständen ermittelt werden. Die Auswertung dieser Daten soll Rückschlüsse auf verschiedene Verhaltensweisen der Tiere zulassen – etwa wie die Luchse Reviere bilden und wo diese liegen. Auch Wanderungen werden mit dem GPS-Monitoring nachvollziehbar.

Tourismus Laut rheinland-pfälzischem Umweltschutzministerium sind im Zuge des Projekts auch wissenschaftliche Ausarbeitungen zu den Themen „Wirtschaftspotenziale für den Tourismus durch den Luchs im Pfälzer Wald“ und „Entwicklung der Akzeptanz des Großkarnivoren Luchs im Pfälzer Wald“ geplant.



Carolin Tröger, Lea Wirk und Johannes Hörst fahren nachts durch den Pfälzer Wald, um Rehe zu zählen. Foto: Stefan Hantzschmann

Abb. 35: Zeitungsartikel RheinZeitung am 21.08.2015: „Warten auf den Luchs“.

Drucken
Naturschutz

Projekt zu Luchsen und Rehen erfasst Bestandsdaten

Samstag, 08.04.2017, 11:01



dpa/Holger HollemannEin Luchs liegt in einem Luchsgehege.

Ein Jahr nach dem Start eines Forschungsprojekts zu Luchsen und Rehen im Pflizerwald zeigen sich noch keine wesentlichen Auswirkungen auf das ökologische System.

Noch bis Frühjahr 2018 sollen Daten zum Bestand des Rehwilds aufgenommen und in Modelle zur Populationsschätzung eingegeben werden, wie die wissenschaftliche Mitarbeiterin der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft (FAWF), Carolin Tröger, auf Anfrage in Trippstadt mitteilte. Der Bestand von Wildarten wird sonst oft anhand von Jagdergebnissen hochgerechnet. „Wir zählen die lebenden Rehe“, erklärte Tröger. Die Tiere in dem 180 000 Hektar großen Gebiet werden mit Infrarotkameras nachts von Autos aus erfasst. Außerdem wurden rund 30 fest installierte Fotokameras aufgestellt. Das Forschungsprojekt wird von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt und dem rheinland-pfälzischen Umweltministerium finanziell unterstützt.

dpa

© FOCUS Online 1996-2017

Drucken

Fotocredits:

dpa/Holger Hollemann

Alle Inhalte, insbesondere die Texte und Bilder von Agenturen, sind urheberrechtlich geschützt und dürfen nur im Rahmen der gewöhnlichen Nutzung des Angebots vervielfältigt, verbreitet oder sonst genutzt werden.

<http://www.focus.de/regional/rheinland-pfalz/naturschutz-projekt-zu-luchsen-und-reh...> 11.04.2017

Abb. 36: Artikel vom 08.04.2017 im Focus ; Quelle: http://www.focus.de/regional/rheinland-pfalz/naturschutz-projekt-zu-luchsen-und-rehen-erfasst-bestandsdaten_id_6921036.html

Nachtfahrt durch den Pfälzerwald

NÄCHTLICHE REHWILDZÄHLUNGEN MIT WÄRMEBILDKAMERAS

Welchen Einfluss haben Luchse auf das Verhalten des Rehwildes? Um diese Frage zu beantworten, führt die Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft in Trippstadt (FAWF) nächtliche Rehwildzählungen mit Wärmebildkameras durch. Wildmeister Christoph Hildebrandt ist für Jagd & Jäger mitgefahren.

Als an einem späten Märznachmittag Wildmeister Christoph Hildebrandt an der FAWF in Trippstadt eintrifft, ist das Team um Projektleiterin Carolin Tröger dabei, den Dacia Duster der Forschungsanstalt mit dem nötigen Equipment für die nächtliche Rehwildzählung zu beladen. Neben zwei Wärmebildkameras inklusive Montage, müssen zwei Tablets, ein Laptop, drei Ferngläser sowie Strahler und Taschenlampen verstaut werden. Nachdem die gesamte Elektronik angeschlossen und installiert ist, gleicht das Innere des Geländewagens eher einem Science-Fiction-Film. „Wir haben es hier mit einem interessanten Projekt zu tun“, sagt Wildmeister Hildebrandt. „Ich bin sehr neugierig, wie die Zählung mit Wärmebildkameras abläuft. Wie präzise ist sie? Welche Aussagen können mit den erhobenen Daten getroffen werden? Das ist meine Fragestellung dabei.“ Tröger empfängt Hildebrandt und unterrichtet ihn über den bevorstehenden Einsatz: Die Fahrt startet nach Einbruch der Dunkelheit, sie werden etwa 40 Kilometer in der Umgebung des Forstamtes Johanniskreuz zurücklegen und dafür mehr als sechs Stunden unterwegs sein.



Mit der Wärmebildtechnik ist das Reh in finsterner Nacht deutlich zu erkennen.



Das Forscherteam: Praktikant Max Hanke, Hilfswissenschaftlerin Katrin Schifferle und Projektleiterin Carolin Tröger (v.l.n.r.).

Ziel des Forschungsprojekts zur Interaktion von Luchs und Reh im Pfälzerwald ist es, erstmals in Europa mögliche Einflüsse der Luchse

auf die Rehbestände in einem umfangreichen Vorher-Nachher-Szenario zu untersuchen. Als das Projekt im Jahr 2015 begann, musste

Abb. 37: Presseartikel Jagd & Jäger Juni 2017: „Nachtfahrt durch den Pfälzerwald“.

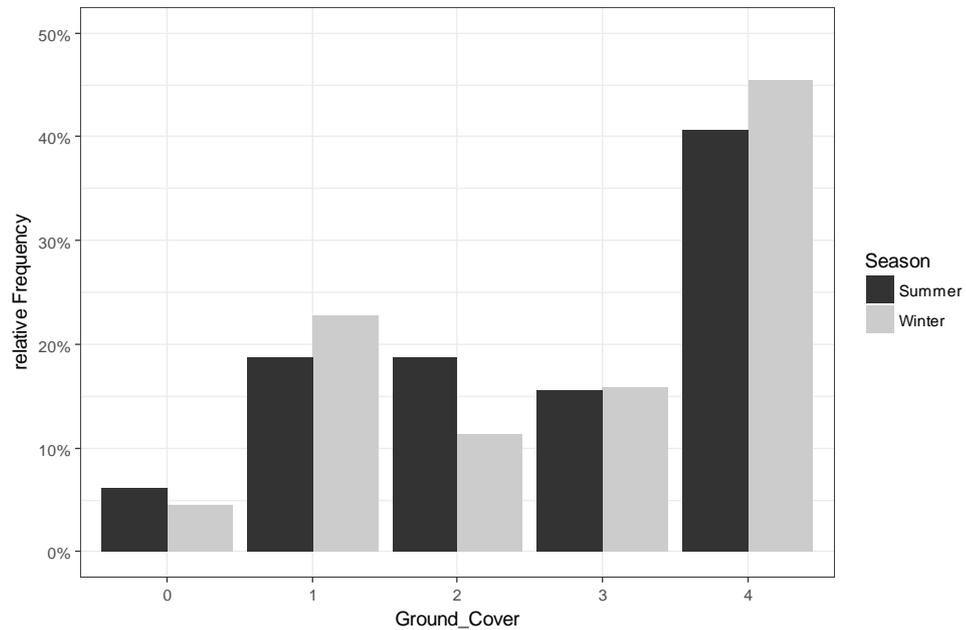
9 Literatur

- Anders O (2012) Untersuchungen zum Dispersionsverhalten eines männlichen Luchses im Dreiländereck zwischen Thüringen, Niedersachsen und Hessen. *Säugetierkundliche Informationen* 8, II 45:455-462
- Andrén H, Liberg O (2015) Large impact of Eurasian lynx predation on roe deer population dynamics *PloS one* 10:e0120570
- Behret I, Röhrich I, Kech G, Hohmann U (2007) Analyse von Rotwild Streckenmeldungen im Kreis Südwestpfalz der Jahre 1999-2005.
- Belotti E, Heurich M, Kreisinger J, Sustr P, Bufka L (2012) Influence of tourism and traffic on the Eurasian lynx hunting activity and daily movements *Animal Biodiversity and Conservation* 35:235-246
- Breitenmoser U, Breitenmoser-Würsten C (2008) *Der Luchs*. Salm-Verlag,
- Breitenmoser U, Haller A (1987) Zur Nahrungsökologie des Luchses *Lynx lynx* in den schweizerischen Nordalpen *Zeitschrift für Säugetierkunde* 52:168-191
- Breitenmoser U, Ryser A, Molinari-Jobin A, Zimmermann F, Haller H, Molinari P, Breitenmoser-Würsten C (2010) The changing impact of predation as a source of conflict between hunters and reintroduced lynx in Switzerland *Biology and conservation of wild felids*:493-506
- Brown JS, Laundré JW, Gurung M (1999) The ecology of fear: optimal foraging, game theory, and trophic interactions *Journal of mammalogy* 80:385-399
- Buckland ST (2004) *Advanced distance sampling*. Oxford University Press,
- Bunnefeld N, Linnell JDC, Odden J, Van Duijn MaJ, Andersen R (2006) Risk taking by Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in a human-dominated landscape: Effects of sex and reproductive status *Journal of Zoology* 270:31-39 doi:10.1111/j.1469-7998.2006.00107.x
- Ebert C, Sandrini J, Spielberger B, Thiele B, Hohmann U (2012) Non-invasive genetic approaches for estimation of ungulate population size: a study on roe deer (*Capreolus capreolus*) based on faeces *Animal Biodiversity and Conservation* 35:267-275
- Eccard JA, Meißner JK, Heurich M (2015) European Roe Deer Increase Vigilance When Faced with Immediate Predation Risk by Eurasian Lynx *Ethology*:n/a-n/a doi:10.1111/eth.12420
- Filla M et al. (2017) Habitat selection by Eurasian lynx (*Lynx lynx*) is primarily driven by avoidance of human activity during day and prey availability during night *Ecology and evolution* 7:6367-6381
- Gaß R (2018) *Habitatkartierung von Luchsrissorten im Pfälzerwald im Projekt „Interaktion von Luchs und Reh im Pfälzerwald“*.
- Gehr B, Hofer EJ, Ryser A, Vimercati E, Vogt K, Keller LF (2016) Caught in the crossfire of two predators—Hunting-mediated predator facilitation results in superadditive mortality of European roe deer by Eurasian lynx *Predator-prey Interactions in a Human-dominated Landscape*:61
- Heurich M, Möst L, Schauburger G, Reulen H, Sustr P, Hothorn T (2012) Survival and causes of death of European Roe Deer before and after Eurasian Lynx reintroduction in the Bavarian Forest National Park *European Journal of Wildlife Research* 58:567-578 doi:10.1007/s10344-011-0606-y
- Heurich M, Zeis K, Küchenhoff H, Müller J, Belotti E, Bufka L, Woelfing B (2016) Selective Predation of a Stalking Predator on Ungulate Prey *PloS one* 11:e0158449
- Hohmann DU, U. H, Ebert DC, Huckschlag D (2018) *Evaluierungsbericht zu den Auswirkungen einer dreijährigen Jagdruhe in der Kernzone „Quellgebiet der Wieslauer“ im Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“ (Langfassung)*. vol Nr. 84/18.

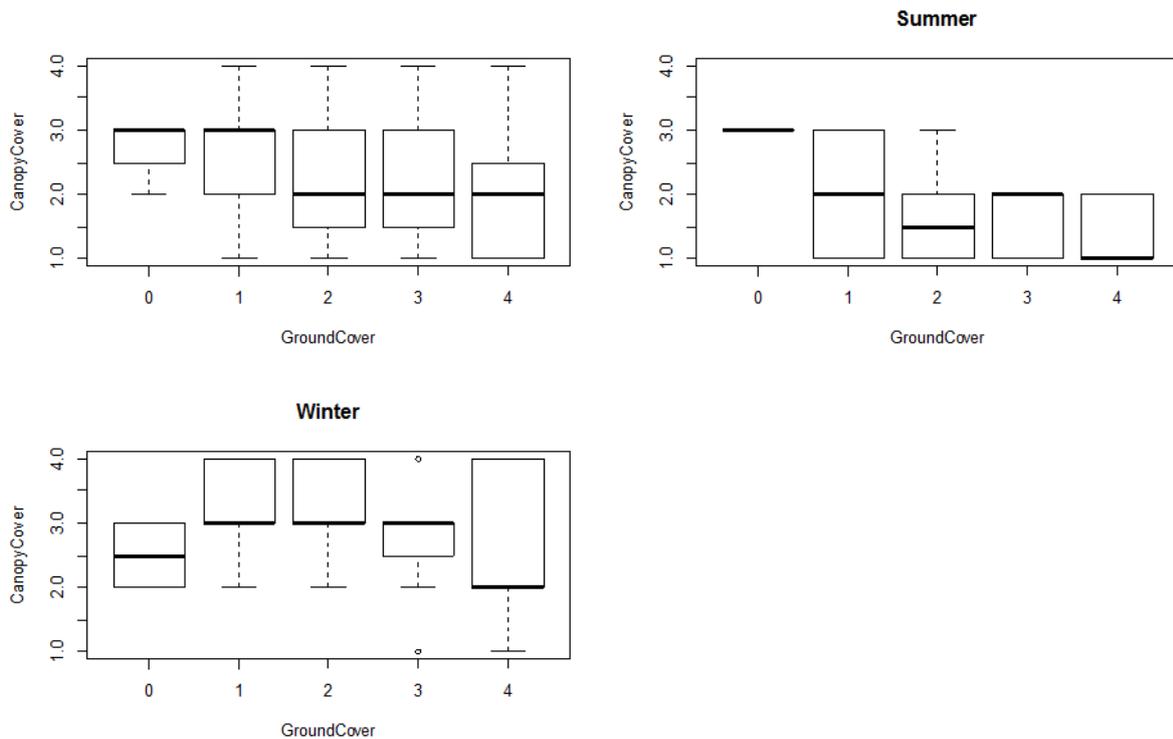
- Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft FAWF, Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft FAWF
- Hohmann U, Ebert C, Sandrini J, Rahlfs M, Thiele B (2014) Der gläserne Hirsch im Zukunftswald. Paper presented at the Forstwissenschaftlichen Tagung, Tharandt-Dresden
- Hohmann U, Huckschlag D Evaluierung des Kirrverzichts auf Regiejagdflächen im Pfälzerwald 2011 – 2013. . Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft, Rheinland-Pfalz im Auftrag der Zentralstelle der Forstverwaltung, Neustadt a. W.,
- Jędrzejewski W, Schmidt K, Miłkowski L, Jędrzejewska B, Okarma H (1993) Foraging by lynx and its role in ungulate mortality: the local (Białowieża Forest) and the Palaearctic viewpoints *Acta Theriologica* 38:385-403
- Kneer S (2017) Verhalten von Rehwild auf Wildwiesen im Pfälzerwald. HAWK Hildesheim FH Standort Göttingen
- Kuijper D, De Kleine C, Churski M, Van Hooft P, Bubnicki J, Jędrzejewska B (2013) Landscape of fear in Europe: wolves affect spatial patterns of ungulate browsing in Białowieża Primeval Forest, Poland *Ecography* 36:1263-1275
- Laundré JW, Hernández L, Altendorf KB (2001) Wolves, elk, and bison: reestablishing the "landscape of fear" in Yellowstone National Park, USA *Canadian Journal of Zoology* 79:1401-1409
- Lone K, Loe LE, Gobakken T, Linnell JDC, Odden J, Remmen J, Mysterud A (2014) Living and dying in a multi-predator landscape of fear: Roe deer are squeezed by contrasting pattern of predation risk imposed by lynx and humans *Oikos* 123:641-651
doi:10.1111/j.1600-0706.2013.00938.x
- Mattisson J et al. (2014) Lynx predation on semi- domestic reindeer: do age and sex matter? *Journal of Zoology* 292:56-63
- Mayer K, Belotti E, Bufka L, Heurich M (2012) Dietary patterns of the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in the Bohemian Forest *Säugertierkundliche Informationen* 45:447–453.
- Meißner-Hylanova V, Stier N (2015) Schalenwild-monitoring mittels Distance Sampling TU Dresden AG Wildtierforschung
- Melis C et al. (2009) Predation has a greater impact in less productive environments: variation in roe deer, *Capreolus capreolus*, population density across Europe *Global ecology and biogeography* 18:724-734
- Miller DL (2017) Distance: distance sampling detection function and abundance estimation R package version 097 3
- Molinari-Jobin A, Molinari P, Breitenmoser-Würsten C, Breitenmoser U (2002) Significance of lynx *Lynx lynx* predation for roe deer *Capreolus capreolus* and chamois *Rupicapra rupicapra* mortality in the Swiss Jura Mountains *Wildlife Biology* 8:109-115
- MUEEF RLP (2012) Klimawandel-Informationssystem RLP: Regionale Informationen - Pfälzerwald. Ministry of Environment ,Energy, Food and Forestry Rhineland-Palatinate. <http://www.kwis-rlp.de/de/anpassungsportal/regionale-informationen/pfaelzerwald/>, . Accessed 15.01.2018 2018
- Mysterud A, Østbye E (1995) Bed-site selection by European roe deer (*Capreolus capreolus*) in southern Norway during winter *Canadian Journal of Zoology* 73:924-932
- Mysterud A, Østbye E (1999) Cover as a habitat element for temperate ungulates: effects on habitat selection and demography *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)* 27:385-394
- Okarma H, Jędrzejewski W, Schmidt K, Kowalczyk R, Jędrzejewska B (1997) Predation of Eurasian lynx on roe deer and red deer in Białowieża Primeral Forest, Poland *Acta Theriologica* 42:203-224
- Pierce BM, Bowyer RT, Bleich VC (2004) Habitat selection by mule deer: forage benefits or risk of predation? *The Journal of Wildlife Management* 68:533-541

- Ratikainen I, Panzacchi M, Mysterud A, Odden J, Linnell J, Andersen R (2007) Use of winter habitat by roe deer at a northern latitude where Eurasian lynx are present *Journal of Zoology* 273:192-199
- Ryser A, Von Wattenwyl K, Ryser-Degiorgis M, Willisch C, Zimmermann F (2004) Breitenmoser, U. Luchsumsiedlung Nordostschweiz 2001-2003, Schlussbericht Modul Luchs des Projektes LUNO. KORA Bericht. 22, 1-60. 2004. Muri bei Bern
- Samelius G, Andrén H, Kjellander P, Liberg O (2013) Habitat Selection and Risk of Predation: Re-colonization by Lynx had Limited Impact on Habitat Selection by Roe Deer *PLoS ONE* 8:1-8 doi:10.1371/journal.pone.0075469
- SNU.rlp (2018) Life Luchs Projekt. <https://snu.rlp.de/de/projekte/>. Accessed Januar 18, 2018 n.d.
- Sunde P, Stener SØ, Kvam T (1998) Tolerance to humans of resting lynxes *Lynx lynx* in a hunted population *Wildlife Biology* 4:177-183
- Wikenros C, Kuijper DPJ (2015) Behavioural responses of ungulates to indirect cues of an ambush predator *Behaviour* 0:1-22 doi:10.1163/1568539X-00003266
- Zbyryt A, Bubnicki JW, Kuijper DP, Dehnhard M, Churski M, Schmidt K (2017) Do wild ungulates experience higher stress with humans than with large carnivores? *Behavioral Ecology* 29:19-30

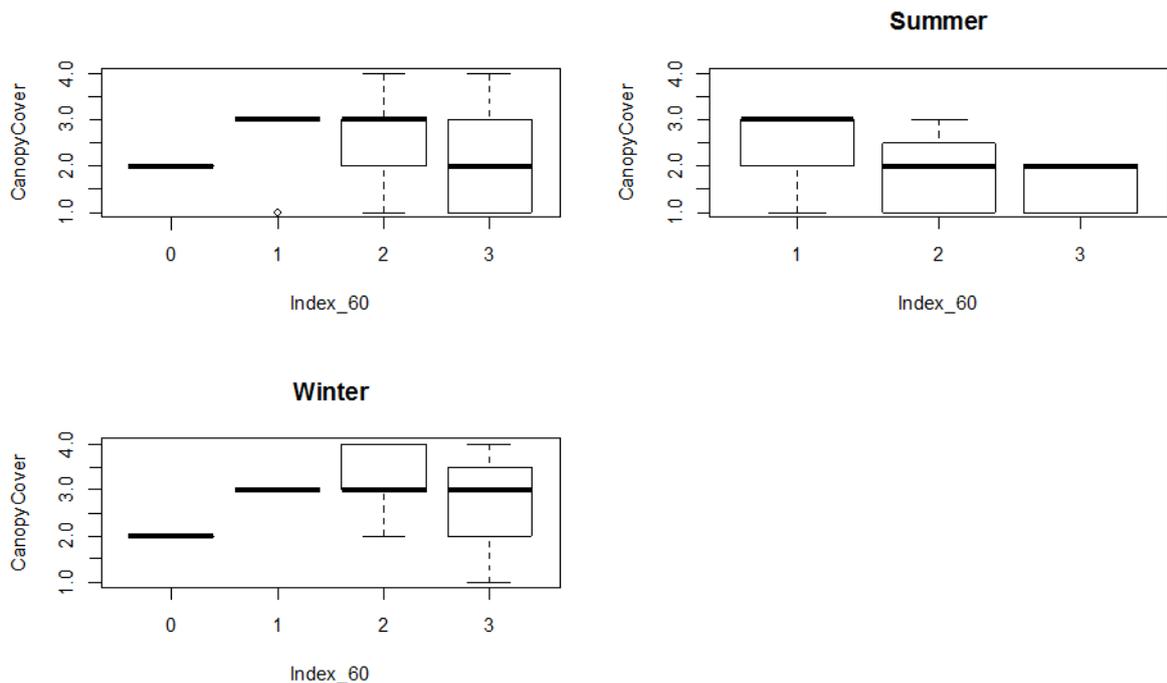
10 Anhang



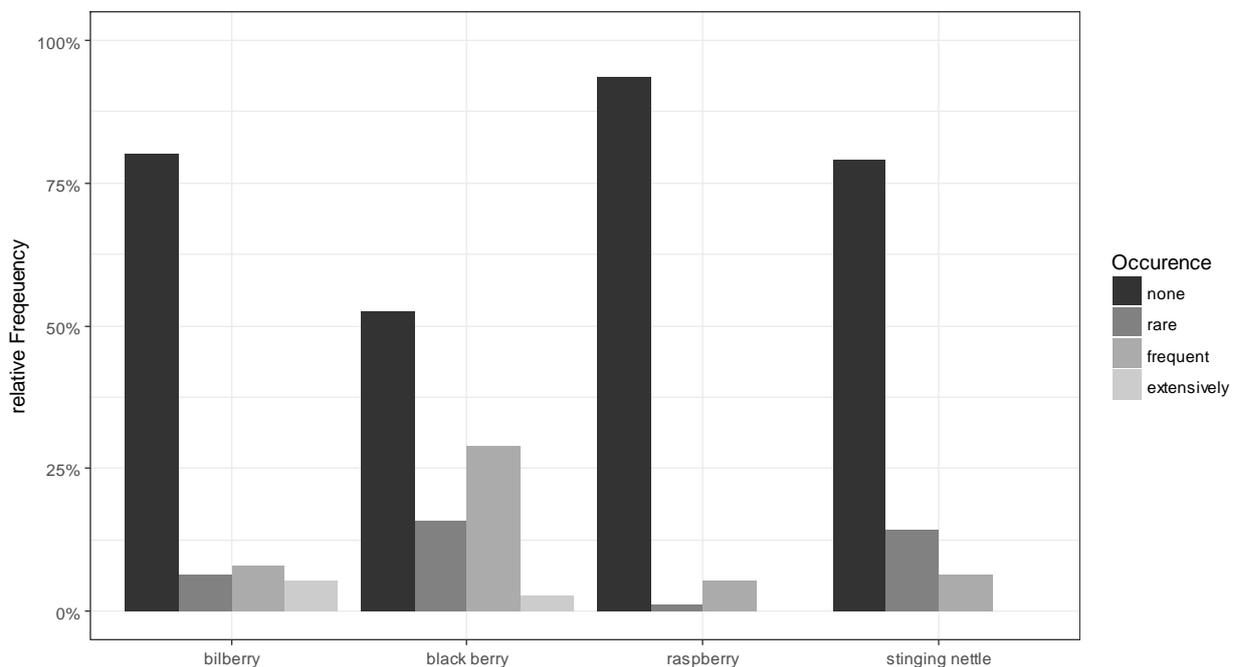
Anhang Abb. 1: Relative Häufigkeit der Bodenabdeckungskategorien der Rehwildrisse im Pfälzerwald im Sommer und Winter. Kategorien 1-4: Anzahl der Himmelsrichtungen, welche in den untersten 3 Segmenten (<60cm) des Stabes zu >50 % Bodenabdeckung aufwiesen. Kategorie 0: keine Bodenabdeckung vorhanden. Summer = Sommer, Winter = Winter.



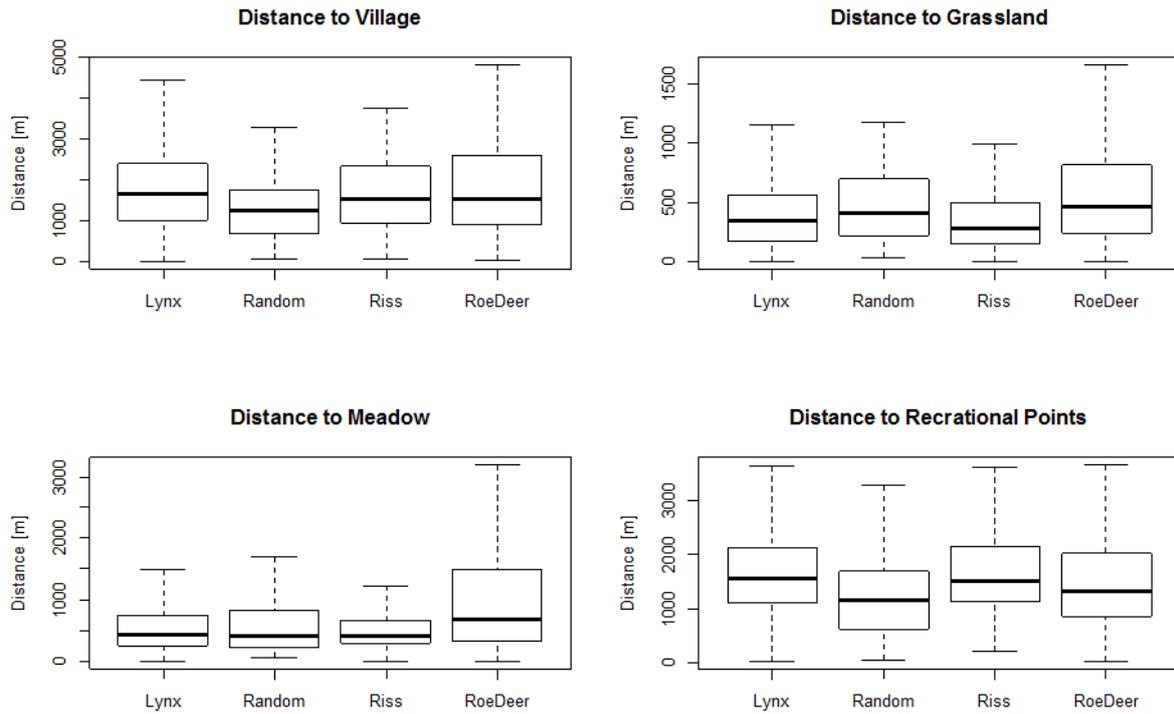
Anhang Abb. 2 Überschirmungsgrad (Canopy Cover) der Bestände an Rehwild-Risorten im Pfälzerwald im Zeitraum von 2016-2018 in Abhängigkeit von der Anzahl der Himmelsrichtungen, welche in den untersten 3 Segmenten (< 60 cm) des Stabes zu > 50 % abgedeckt sind.



Anhang Abb. 3: Überschirmungsgrad (Canopy Cover) der Bestände in Abhängigkeit von der Vegetationsabdeckung auf den ersten 60cm Bodennähe (Index 60) an Rehwild-Risorten im Pfälzerwald im Zeitraum von 2016-2018. Index 60 beschreibt den Mittelwert über die Anzahl der > 50 % verdeckten Segmente (max. Anzahl 3; 0.6 m) für die vier Himmelsrichtungen an einem Risort.



Anhang Abb. 4: Relative Häufigkeit von Äsungspflanzen an Rehwild-Risorten im Pfälzerwald. Bilberry = Blaubeere, blackberry = Brombeere, raspberry = Himbeere, stinging nettle = Brennnessel. Occurrence = Vorkommen: none = nicht vorhanden; rare = selten < 10 %; frequent = häufig 10 %- 50 %; extensively = flächig > 50 %.



Anhang Abb. 5: Berechnete Entfernungen von nächtlichen Luchs-GPS Punkten, Zufallspunkten der Risshabitatkartierung, der Rehwildrisse und der nächtlich auf den Transekten im Pfälzerwald erfassten Rehe zu der nächstgelegenen Ortschaft, Grünlandfläche, Wildwiese und Erholungsschwerpunkt.

Anhang Tab. 1: GLM-Analysen für das Risiko eines Rehs vom Luchs im Pfälzerwald gerissen zu werden. Es wurden Zufallspunkte und Rissorte in Bezug auf forstliche Habitatparameter und geographischen Habitaten verglichen. Modellbewertung erfolgte anhand Akaike's Information Criterion korrigiert für kleine Stichproben (AIC_c), die Differenz in AIC_c von dem besten Modell (ΔAIC_c) und model weight (w).

Datengrundlage	Modell	AIC_c	ΔAIC_c	w
Forsteinrichtung gshabitate	Predation ~ Laub_Nadel + BHD	211.1	0	0.14
	Predation ~ 1	211.2	0.1	0.13
	Predation ~ Stufung	211.9	0.8	0.09
	Predation ~ BHD	212.1	1.0	0.08
	Predation ~ Elevation + Laub_Nadel + BHD	212.3	1.2	0.08
	Predation ~ Alter_J	212.4	1.3	0.07
	Predation ~ Laub_Nadel	212.5	1.4	0.07
	Predation ~ Elevation	212.6	1.5	0.07
	Predation ~ Schichtung	212.9	1.8	0.06
	Predation ~ Slope	212.9	1.8	0.06
	Predation ~ Stufung + BHD	212.9	1.8	0.06
	Predation ~ Slope + Laub_Nadel + BHD	213.0	1.9	0.05
	Predation ~ Schichtung + Laub_Nadel + BHD	213.1	2.0	0.05
Geographische Habitate	Predation ~ Dist_Grassland + Dist_Meadow + Dist_Path_0 + Dist_Path_3 + Dist_ErholSchw	188.5	0	0.14
	Predation ~ Dist_Grassland + Dist_Path_0 + Dist_Path_3 + Dist_ErholSchw	189.0	0.5	0.11
	Predation ~ Dist_Grassland + Dist_Meadow + Dist_Path_0 + Dist_Path_1 + Dist_Path_3 + Dist_ErholSchw	189.2	0.7	0.10
	Predation ~ Dist_Grassland + Dist_Meadow + Dist_Path_3 + Dist_ErholSchw	189.6	1.1	0.08
	Predation ~ Dist_Grassland + Dist_Path_0 + Dist_Path_1 + Dist_Path_3 + Dist_ErholSchw	189.6	1.1	0.08
	Predation ~ Dist_Grassland + Dist_Path_3 + Dist_ErholSchw	189.6	1.1	0.08
	Predation ~ Dist_Grassland + Dist_Meadow + Dist_Path_0 + Dist_Path_2 + Dist_Path_3 + Dist_ErholSchw	189.8	1.3	0.07
	Predation ~ Dist_Grassland + Dist_Path_1 + Dist_Path_3 + Dist_ErholSchw	190.1	1.6	0.06
	Predation ~ Dist_Grassland + Dist_Meadow + Dist_Path_1 + Dist_Path_3 + Dist_ErholSchw	190.2	1.7	0.06
	Predation ~ Dist_Grassland + Dist_Meadow + Dist_Path_0 + Dist_Path_3 + Dist_Village + Dist_ErholSchw	190.2	1.7	0.06
	Predation ~ Slope_CT + Dist_Grassland + Dist_Meadow + Dist_Path_0 + Dist_Path_3 + Dist_ErholSchw	190.3	1.8	0.06
	Predation ~ Dist_Grassland + Dist_Path_0 + Dist_Path_2 + Dist_Path_3 + Dist_ErholSchw	190.4	1.9	0.05
	Predation ~ Dist_Grassland + Dist_Meadow + Dist_Path_3 + Dist_Village + Dist_ErholSchw	190.4	1.9	0.05

Anhang Tab. 2: GLM-Analysen für die erfassten Rehe im Luchsgebiet und Kontrollgebiet in unterschiedlichen Jahren und auf der Basis von forstlichen und geographischen Parametern. Modellbewertung erfolgte anhand Akaike's Information Criterion korrigiert für kleine Stichproben (AIC_c), die Differenz in AIC_c von dem besten Modell (ΔAIC_c) und model weight (w).

	Datengrundlage	Modell	AIC_c	w		
Luchs- gebiet	Sommer 2015 / 2016 Forstliche Habitate	Lynx_Presence_80Kernel ~ Slope . + Direction_Num*	96.38	0.42		
		Lynx_Presence_80Kernel ~ ALTER_J + Slope + Direction_Num*	97.54	0.23		
		Lynx_Presence_80Kernel ~ Direction_Num	98.12	0.18		
		Lynx_Presence_80Kernel ~ LAUB_NADEL + Slope + Direction_Num	98.15	0.17		
	Sommer 2015 / 2016 Geographische Habitate	Lynx_Presence_80Kernel ~ DIST_Weg_Kat1*	97.31	0.15580		
		Lynx_Presence_80Kernel ~ DIST_Wildw + DIST_Weg_Kat1	97.35	0.15305		
		Lynx_Presence_80Kernel ~ DIST_Weg_Kat1 + DIST_Weg_Kat2	97.94	0.11389		
		Lynx_Presence_80Kernel ~ DIST_Gruenfl + DIST_Weg_Kat1 + DIST_Weg_Kat2	98.13	0.10334		
		Lynx_Presence_80Kernel ~ DIST_Gruenfl + DIST_Weg_Kat1	98.77	0.07496		
		Lynx_Presence_80Kernel ~ DIST_Wildw + DIST_Weg_Kat0 + DIST_Weg_Kat1	98.78	0.07459		
		Lynx_Presence_80Kernel ~ DIST_Wildw + DIST_Weg_Kat1 + DIST_Weg_Kat2	98.87	0.07157		
		Lynx_Presence_80Kernel ~ DIST_Wildw + DIST_Gruenfl + DIST_Weg_Kat1	98.93	0.06942		
		Lynx_Presence_80Kernel ~ DIST_Ortslage + DIST_Weg_Kat1	99.16	0.06177		
		Lynx_Presence_80Kernel ~ DIST_Weg_Kat0 + DIST_Weg_Kat1	99.16	0.06165		
		Lynx_Presence_80Kernel ~ DIST_Wildw + DIST_Ortslage + DIST_Weg_Kat1	99.22	0.05995		
		Kontroll- gebiet	Sommer 2015 / 2016 Forstliches Habitat	LynxPresence ~ SCHICHTUNG + TOT HOLZ *+ Slope + Direction_Num*	182.1	0.09093
				LynxPresence ~ SCHICHTUNG + TOT HOLZ + Direction_Num	182.2	0.08888
				LynxPresence ~ STUFUNG + SCHICHTUNG + Direction_Num	182.7	0.06859
				LynxPresence ~ SCHICHTUNG + Direction_Num	182.9	0.06318
LynxPresence ~ STUFUNG + SCHICHTUNG + Slope + Direction_Num	183.2			0.05239		
LynxPresence ~ SCHICHTUNG + Slope + Direction_Num	183.3			0.05053		
LynxPresence ~ STUFUNG	183.5			0.04650		
LynxPresence ~ SCHICHTUNG + TOT HOLZ + PHASE_LANG + Direction_Num	183.5			0.04633		
LynxPresence ~ STUFUNG + SCHICHTUNG	183.5			0.04490		
LynxPresence ~ TOT HOLZ + PHASE_LANG + Direction_Num	183.6			0.04437		
LynxPresence ~ STUFUNG + Direction_Num	183.6			0.04358		
LynxPresence ~ SCHICHTUNG	183.9			0.03786		
LynxPresence ~ SCHICHTUNG + PHASE_LANG + Direction_Num	183.9			0.03708		

	LynxPresence ~ SCHICHTUNG + TOT HOLZ + Elevation + Slope + Direction_Num	183.9	0.03701
	LynxPresence ~ PHASE_LANG	184.0	0.03668
	LynxPresence ~ ALTER_J + SCHICHTUNG + TOT HOLZ + Direction_Num	184.0	0.03603
	LynxPresence ~ ALTER_J + SCHICHTUNG + TOT HOLZ + Slope + Direction_Num	184.0	0.03596
	LynxPresence ~ STUFUNG + Slope	184.0	0.03544
	LynxPresence ~ SCHICHTUNG + Elevation + Slope + Direction_Num	184.0	0.03537
	LynxPresence ~ STUFUNG + SCHICHTUNG + Slope	184.1	0.03447
	LynxPresence ~ STUFUNG + Slope + Direction_Num	184.1	0.03394
Sommer	LynxPresence ~ 1	184.9	0.2921
2015 / 2016	LynxPresence ~ DIST_Weg_Kat3	185.5	0.2112
	LynxPresence ~ DIST_Ortslage	186.3	0.1464
Geographische Habitate	LynxPresence ~ DIST_Weg_Kat1	186.5	0.1320
	LynxPresence ~ DIST_Weg_Kat0	186.8	0.1106
	LynxPresence ~ DIST_Wildw	186.9	0.1077
Sommer			
2015 / 2016	LynxPresence~ Slope + Direction_Num	185.28	-
Vergleich		(AIC)	
Forsteinrichtung			
Sommer			
2015 / 2016	LynxPresence~ DIST_Weg_Kat1	186.4	-
Vergleich		(AIC)	
Geographische Habitate			
Luchs-			
gebiet			
Sommer	Lynx_Presence_80Kernel ~ Elevation + Slope*	100.3	0.21
2015 / 2017	Lynx_Presence_80Kernel ~ SCHICHTUNG* + Elevation + Slope*	100.6	0.18
	Lynx_Presence_80Kernel ~ SCHICHTUNG + Slope	100.7	0.17
	Lynx_Presence_80Kernel ~ PHASE_LANG + Elevation + Slope	101.4	0.12
Forstliche Habitate	Lynx_Presence_80Kernel ~ SCHICHTUNG	101.6	0.11
	Lynx_Presence_80Kernel ~ Slope	101.8	0.10
	Lynx_Presence_80Kernel ~ PHASE_LANG + Slope	101.9	0.10
Sommer			
2015 / 2017	Lynx_Presence_80Kernel ~ 1	102.6	0.2560
	Lynx_Presence_80Kernel ~ DIST_Gruenfl	103.4	0.1707
	Lynx_Presence_80Kernel ~ DIST_Ortslage	103.9	0.1315
	Lynx_Presence_80Kernel ~ DIST_Wildw + DIST_Gruenfl	104.1	0.1212

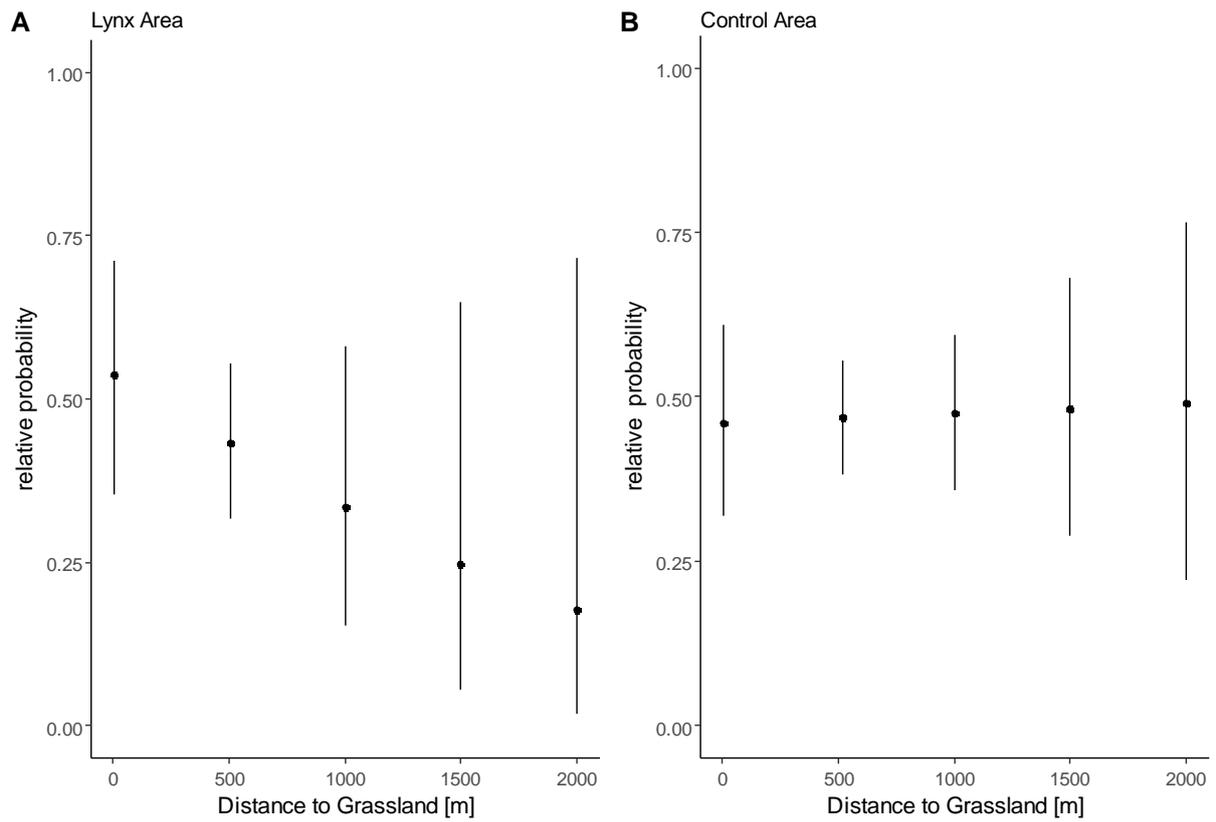
	Geographische Habitate	Lynx_Presence_80Kernel ~ DIST_Wildw	104.2	0.1150	
		Lynx_Presence_80Kernel ~ DIST_Weg_Kat1	104.4	0.1045	
		Lynx_Presence_80Kernel ~ DIST_Weg_Kat3	104.4	0.1011	
Kontroll- gebiet	Sommer 2015 / 2017	LynxPresence ~ Elevation + Slope* + Direction_Num	169.4	0.12265	
		LynxPresence ~ Slope + Direction_Num	169.7	0.10530	
		LynxPresence ~ SCHICHTUNG + Elevation + Slope + Direction_Num	169.9	0.09635	
		LynxPresence ~ BHD + Elevation + Slope + Direction_Num	170.2	0.08289	
		LynxPresence ~ SCHICHTUNG + Elevation + Slope	170.4	0.07381	
		Forstliche Habitate	LynxPresence ~ SCHICHTUNG + OeHB + Elevation + Slope	170.7	0.06609
			LynxPresence ~ Elevation + Slope	170.7	0.06497
			LynxPresence ~ BHD + Slope + Direction_Num	170.7	0.06465
			LynxPresence ~ BHD + Elevation + Slope	170.8	0.06145
	LynxPresence ~ SCHICHTUNG + BHD + Elevation + Slope		170.9	0.05881	
	LynxPresence ~ SCHICHTUNG + BHD + Elevation + Slope + Direction_Num		171.0	0.05594	
	LynxPresence ~ STUFUNG + SCHICHTUNG + Elevation + Slope + Direction_Num		171.1	0.05189	
	LynxPresence ~ SCHICHTUNG + LAUB_NADEL + Elevation + Slope		171.3	0.04817	
	LynxPresence ~ LAUB_NADEL + Elevation + Slope + Direction_Num		171.3	0.04703	
	Sommer 2015 / 2017		LynxPresence ~ DIST_Ortslage + DIST_Weg_Kat1 + DIST_Weg_Kat2 + DIST_Weg_Kat3	171.6	0.25898
		LynxPresence ~ DIST_Gruenfl + DIST_Ortslage + DIST_Weg_Kat1 + DIST_Weg_Kat2 + DIST_Weg_Kat3	172.6	0.15580	
		Geographische Habitate	LynxPresence ~ DIST_Ortslage + DIST_Weg_Kat1 + DIST_Weg_Kat2	173.0	0.12939
			LynxPresence ~ DIST_Ortslage + DIST_Weg_Kat0 + DIST_Weg_Kat1 + DIST_Weg_Kat2 + DIST_Weg_Kat3	173.1	0.12579
			LynxPresence ~ DIST_Gruenfl + DIST_Ortslage + DIST_Weg_Kat1 + DIST_Weg_Kat3	173.2	0.11970
LynxPresence ~ DIST_Ortslage + DIST_Weg_Kat2 + DIST_Weg_Kat3			173.3	0.11101	
LynxPresence ~ DIST_Wildw + DIST_Ortslage + DIST_Weg_Kat1 + DIST_Weg_Kat2 + DIST_Weg_Kat3			173.5	0.09933	
Luchs- gebiet	Frühjahr 2016 / 2017	Lynx_Presence_80Kernel ~ SCHICHTUNG + BHD + LAUB_NADEL* + Slope* + Direction_Num	188.4	0.22	
		Lynx_Presence_80Kernel ~ SCHICHTUNG + BHD + LAUB_NADEL + Slope	189.0	0.17	
		Lynx_Presence_80Kernel ~ SCHICHTUNG + LAUB_NADEL + Slope + Direction_Num	189.7	0.12	
		Forstliche Habitate	Lynx_Presence_80Kernel ~ ALTER_J + SCHICHTUNG + Slope + Direction_Num	189.8	0.11

		Lynx_Presence_80Kernel ~ SCHICHTUNG + Slope + Direction_Num	189.9	0.11
		Lynx_Presence_80Kernel ~ SCHICHTUNG + LAUB_NADEL + Slope	190.0	0.10
		Lynx_Presence_80Kernel ~ SCHICHTUNG + Slope	190.2	0.10
		Lynx_Presence_80Kernel ~ SCHICHTUNG + BHD + LAUB_NADEL	190.3	0.09
	Frühjahr 2016 / 2017	Lynx_Presence_80Kernel ~ DIST_Ortslage	191.5	0.14172
		Lynx_Presence_80Kernel ~ DIST_Wildw + DIST_Ortslage + DIST_Weg_Kat2	192.1	0.10496
		Lynx_Presence_80Kernel ~ DIST_Ortslage + DIST_Weg_Kat2	192.5	0.08756
		Lynx_Presence_80Kernel ~ 1	192.6	0.08097
	Geographische Habitate	Lynx_Presence_80Kernel ~ DIST_Ortslage + DIST_Weg_Kat1	192.7	0.07658
		Lynx_Presence_80Kernel ~ DIST_Wildw + DIST_Ortslage	192.8	0.07405
		Lynx_Presence_80Kernel ~ DIST_Weg_Kat1 + DIST_Weg_Kat2	193.0	0.06827
		Lynx_Presence_80Kernel ~ DIST_Wildw + DIST_Weg_Kat2	193.0	0.06585
		Lynx_Presence_80Kernel ~ DIST_Weg_Kat2	193.1	0.06463
		Lynx_Presence_80Kernel ~ DIST_Weg_Kat1	193.1	0.06212
		Lynx_Presence_80Kernel ~ DIST_Ortslage + DIST_Weg_Kat1 + DIST_Weg_Kat2	193.2	0.06005
		Lynx_Presence_80Kernel ~ DIST_Ortslage + DIST_Weg_Kat3	193.3	0.05718
		Lynx_Presence_80Kernel ~ DIST_Ortslage + DIST_Weg_Kat0	193.3	0.05607
Kontroll- gebiet	Frühjahr 2016 / 2017	LynxPresence ~ TOTHOLZ** + BHD	261.9	0.25002
		LynxPresence ~ TOTHOLZ + PHASE_LANG	263.2	0.12978
		LynxPresence ~ ALTER_J + TOTHOLZ* + LAUB_NADEL	263.3	0.12415
		LynxPresence ~ ALTER_J + TOTHOLZ + BHD	263.3	0.11921
		LynxPresence ~ TOTHOLZ + LAUB_NADEL	263.8	0.09561
	Forstliche Habitate	LynxPresence ~ TOTHOLZ	263.8	0.09427
		LynxPresence ~ TOTHOLZ + BHD + LAUB_NADEL	263.8	0.09395
		LynxPresence ~ TOTHOLZ + BHD + Direction_Num	263.8	0.09300
	Frühjahr 2016 / 2017	LynxPresence ~ 1	269.4	0.17196
		LynxPresence ~ DIST_Wildw	270.3	0.10686
	Geographische Habitate	LynxPresence ~ DIST_Weg_Kat1	270.4	0.10527
		LynxPresence ~ DIST_Ortslage	270.4	0.10336
		LynxPresence ~ DIST_Weg_Kat0	270.5	0.09863
		LynxPresence ~ DIST_Wildw + DIST_Weg_Kat1	270.9	0.08255
		LynxPresence ~ DIST_Weg_Kat2	271.1	0.07202
		LynxPresence ~ DIST_Ortslage + DIST_Weg_Kat0	271.3	0.06744
		LynxPresence ~ DIST_Wildw + DIST_Weg_Kat0	271.3	0.06496

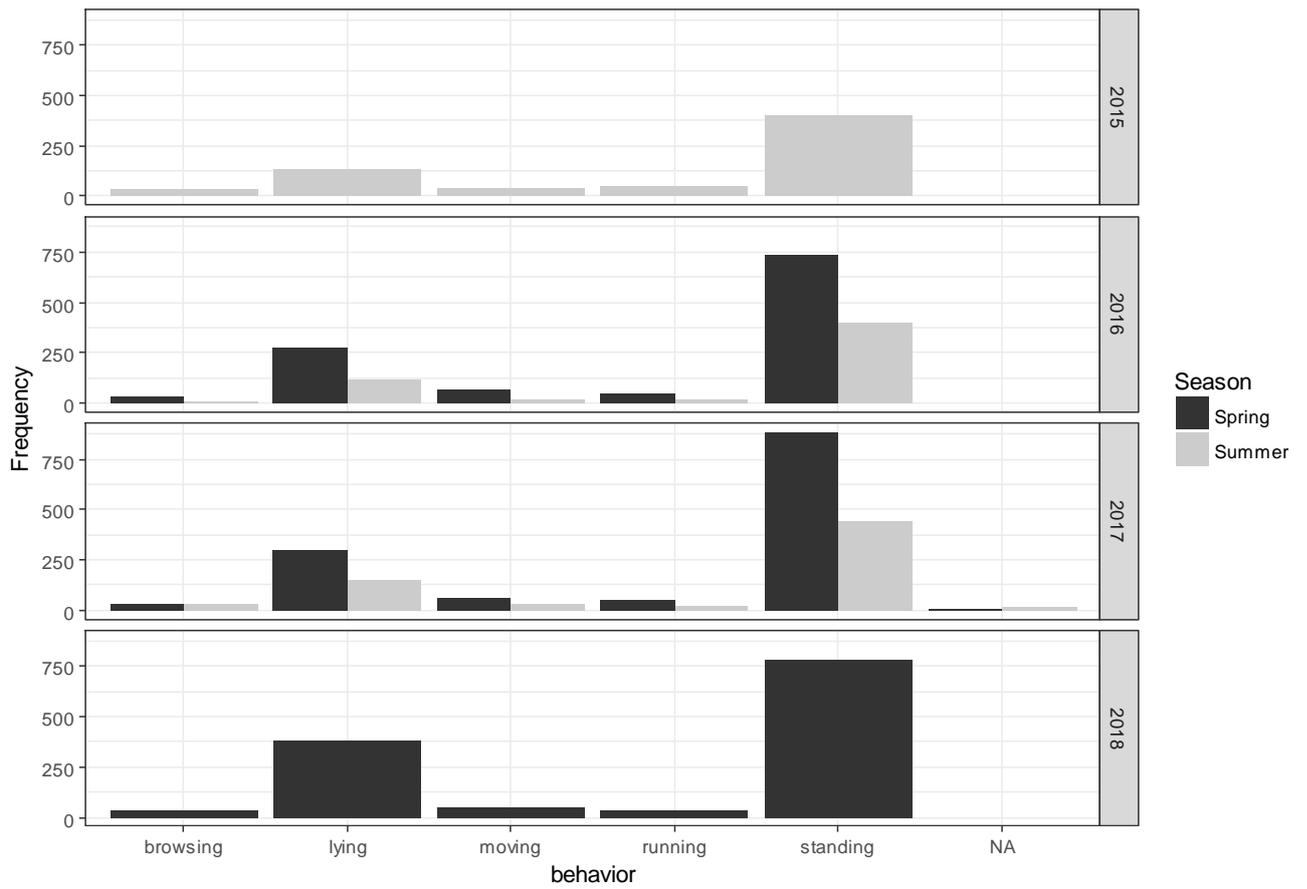
LynxPresence ~ DIST_Ortslage + DIST_Weg_Kat2	271.4	0.06348
LynxPresence ~ DIST_Ortslage + DIST_Weg_Kat1	271.4	0.06348

Anhang Tab. 3: Übersicht über die BACI-Modelle im Luchs- und Kontrollgebiet (Area) für den Zeitraum ohne und mit Luchspräsenz (Period: before / after) in Bezug auf die hier gelisteten Habitatparameter. Signif. codes: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1

Grundmodell: glm(Period ~ Area+ Habitat X+ Area*Habitat X					
	Habitat X	Estimate	Std Error	z value	p-wert
Frühling	Neigung	-0.03500	0.02099	-1.667	0.09544 .
	Höhenmeter	-0.0041	0.002803	-1.454	0.1458
	Ausrichtung	-4.374e-03	3.554e-03	-1.231	0.218
	Distanz Wildwiese	3.271e-04	3.496e-04	0.936	0.34941
	Distanz Grünfläche	0.0001714	0.0005427	0.316	0.75213
	Distanz Ortslage	-3.827e-04	2.095e-04	-1.826	0.067793 .
	Distanz Wege Kat. 1	-3.392e-03	2.846e-03	-1.192	0.2333
	Distanz Wege Kat. 2	0.0002489	0.0003887	0.640	0.5219
	Baumalter	0.008078	0.008360	0.966	0.333893
	Sommer	Neigung	0.005612	0.021423	0.262
Höhenmeter		-0.00065	0.0024750	-0.261	0.794
Ausrichtung		0.001005	0.003380	0.298	0.7661
Distanz Wildwiese		0.0005222	0.0006044	0.864	0.38760
Distanz Grünfläche		-0.00034	0.0005711	-0.602	0.5471
Distanz Ortslage		0.0001887	0.0001900	0.993	0.32059
Distanz Wege Kat. 1		-0.00484	0.003524	-1.374	0.16936
Distanz Wege Kat. 2		-4.190e-04	3.826e-04	-1.095	0.273403
Baumalter		-0.0002037	0.0088497	-0.023	0.982



Anhang Abb. 6: GLM-Analysen für die Habitatparameter Distanz vom erfassten Rehwild zur nächstgelegenen Grünfläche auf der Datengrundlage von Sommer 2015 und Sommer 2017 im Luchs- und Kontrollgebiet des Pfälzerwaldes. Distance to Grassland = Distanz in Metern zur nächstgelegenen Grünlandfläche, Lynx Area = Luchsgebiet, Control Area = Kontrollgebiet.



Anhang Abb. 7: Rehwildverhalten im Sommer und Frühling über die Jahre 2015 bis 2018 im Pfälzerwald. Season = Saison, Spring = Frühling, Summer = Sommer, Frequency = Anzahl der erfassten Rehindividuen.

Anhang Tab. 4 Vergleich von Rehwildverhalten über den Erfassungszeitraum von 2015 – 2018 getrennt nach Sommer und Frühling. Auswertungen erfolgten über ein GLM und über einen Tukey Honest Significant Differences Test (TurkeyHSD Test).

Sommer				
<i>Comparison</i>	<i>Diff</i>	<i>Lwr</i>	<i>Upr</i>	<i>P adj</i>
2016:browsing-2015:browsing	-1.857143e+00	-18.62	14.91	1.00
2017:browsing-2015:browsing	7.142857e-01	-16.05	17.48	1.00
2017:browsing-2016:browsing	2.571429e+00	-14.20	19.34	0.99
2016:lying-2015:lying	2.857143e-01	-16.48	17.05	1.00
2017:lying-2015:lying	3.285714e+00	-13.48	20.05	0.99
2017:lying-2016:lying	3.000000e+00	-13.77	19.77	0.99
2016:moving -2015:moving	-1.857143e+00	-18.62	14.91	1.0
2017:moving -2015:moving	-8.571429e-01	-17.62	15.91	1.0
2017:moving -2016:moving	1.000000e+00	-15.77	17.77	1.0
2016:running-2015:running	2.714286e+00	19.48	14.05	0.99
2017:running-2015:running	-1.571429e+00	-18.34	15.20	1.0
2017:running-2016:running	1.142857e+00	-15.62	17.91	1.0
2016:standing-2015:standing	-3.000000e+00	-19.77	13.77	0.99
2017:standing-2015:standing	1.428571e-01	-16.62	16.911	1.0
2017:standing-2016:standing	3.142857e+00	-13.62	19.91	0.99
Frühling				
2017:browsing-2016:browsing	-1.000000e+00	-28.99	26.99	1.00
2018:browsing-2016:browsing	-5.714286e-01	-28.56	27.42	1.00
2018:browsing-2017:browsing	4.285714e-01	-27.56	28.42	1.00
2017:lying-2016:lying	-2.000000e+00	-29.99	25.99	1.00
2018:lying-2016:lying	2.571429e+00	-25.42	30.56	1.00
2018:lying-2017:lying	4.571429e+00	-23.42	32.56	0.99
2017:moving -2016:moving	1.428571e-01	-27.84	28.13	1.00
2018:moving -2016:moving	-1.428571e+00	-29.42	26.56	1.00
2018:moving -2017:moving	-1.571429e+00	-29.56	26.42	1.00
2017:running-2016	-4.440892e-15	-27.99	27.99	1.00
2018:running-2016:running	-4.285714e-01	-28.42	27.56	1.00
2018:running-2017:running	-4.285714e-01	-28.42	27.56	1.00
2017:standing-2016:standing	1.585714e+01	-12.13	43.84	0.81
2018:standing-2016:standing	7.142857e+00	-20.84	35.13	0.99
2018:standing-2017:standing	-8.714286e+00	-36.70	19.27	0.99
2017:running-2016:running	-4.440892e-15	-27.99	27.99	1.00