



Rheinland-Pfalz

ZENTRALSTELLE DER
FORSTVERWALTUNG

Evaluierungsbericht zu den Auswirkungen einer dreijährigen Jagdruhe in der Kernzone „Quellgebiet der Wieslauter“ im Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“ (Langfassung)

Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz Nr. 84/18



Ulf Hohmann, Ulf Hettich, Cornelia Ebert und Ditmar Huckschlag

Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz, Trippstadt
Mai 2018



Landesforsten
Rheinland-Pfalz

IMPRESSUM

Herausgeber und Copyright:

Zentralstelle der Forstverwaltung
Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz (FAWF)
Hauptstr. 16
D-67705 Trippstadt

Telefon +49 6306 911-0
Telefax +49 6306 911-200

zdf.fawf@wald-rlp.de
www.fawf.wald-rlp.de

Verantwortlich:

Der Leiter der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz

Dokumentation:

Mitteilung FAWF, Trippstadt
Nr. 84/18, 152 Seiten

ISSN 1610-7705 Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft
Rheinland-Pfalz, Nr. 84/18

nur als Download verfügbar [<https://www.fawf.wald-rlp.de/de/veroeffentlichungen/>]

Alle Rechte, insbesondere das Recht der Vervielfältigung und Verbreitung sowie der Übersetzung vorbehalten.

Titelbild:

Kernzonenimpressionen Wolfsdelle (Foto: U.Hohmann)

Zitiervorschlag:

HOHMANN, U, U. HETTICH, C. EBERT & D. HUCKSCHLAG (2018): Evaluierungsbericht zu den Auswirkungen einer dreijährigen Jagdruhe in der Kernzone „Quellgebiet der Wieslauter“ im Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“ (Langfassung). Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft FAWF, Trippstadt Nr. 84/18, 152 Seiten, ISSN 1610-7705

INHALTSVERZEICHNIS

1	Zusammenfassung.....	6
2	Einleitung.....	9
2.1	Rechtlicher Rahmen	9
2.1.1	§ 4 Schutzzweck.....	9
2.1.2	§ 7 Schutzbestimmungen	9
2.1.3	§ 8 Ausnahmen.....	9
2.2	Hintergrund/Konzeption	10
2.3	Fragestellung	10
2.4	Zusammenfassung Zwischenbericht 2007-2013	11
2.4.1	Nierenfett als Konditionsweiser	11
2.4.2	Nahrungszusammensetzung anhand des Mageninhalts.....	11
2.4.3	Fertilität bei Schwarz- und Rotwild und Zuwachsfaktor beim Rotwild	12
2.4.4	Äsungsangebot und Störpotential.....	13
3	Methoden.....	15
3.1	Studiengebiet	15
3.1.1	Der Pfälzerwald	15
3.1.2	Biosphärenreservat	16
3.1.3	Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald	17
3.1.4	Die Teiluntersuchungsgebiete	21
3.1.5	Definition von Zeiträumen und -angaben	23
3.1.6	Arbeitsschwerpunkte	23
3.2	Jagderfassungen	24
3.2.1	Jagdstreckenhöhe.....	24
3.2.2	Streckenzusammensetzung.....	24
3.2.3	Räumliche Verteilung der Erlegungen.....	25
3.2.4	Jagdaktivitäten	25
3.2.5	Jagdeffizienz	26
3.2.6	Mast.....	26
3.3	Erhebungen der Schalenwildpopulationen	28
3.3.1	Sondererhebungen von Reh- und Schwarzwild	28
3.3.2	Losungskartierung	29
3.3.3	Losungskartierung aller Schalenwildarten 2016	30
3.3.4	Scheinwerferzählungen	31
3.3.5	Rotwildbestandserhebung via Kotgenotypisierung	34

3.4	Verbisserhebungen	36
3.5	Schälerhebungen.....	39
4	Ergebnisse	41
4.1	Jagdstrecken.....	41
4.1.1	Rotwild.....	42
4.1.2	Schwarzwild.....	46
4.1.3	Rehwild.....	49
4.2	Jagdaktivitäten	53
4.2.1	Einzeljagd.....	53
4.2.2	Kirrungsaktivität	56
4.2.3	Effizienz der Bewegungs-/ Drückjagden.....	58
4.3	Erhebungen der Schalenwildpopulationen.....	59
4.3.1	Losungskartierung	59
4.3.2	Scheinwerferzählungen.....	64
4.3.3	Bestandserfassung und Geschlechterverhältnis 2010 und 2016.....	67
4.3.4	Verteilungsmuster aller Schalenwildarten 2016	71
4.4	Verbisserhebungen	73
4.4.1	Stichprobenumfang.....	73
4.4.2	Winterverbiss Schalenwild	74
4.4.3	Gegenüberstellung: Kernzone und die restlichen Reviere.....	78
4.4.4	Winterverbiss durch Hasen	79
4.5	Schälerhebungen.....	80
4.5.1	Stichprobenumfang.....	80
4.5.2	Schälprozente	80
4.5.3	Revierweise Betrachtung der Schäle.....	81
5	Diskussion.....	83
5.1	Jagdstrecken und Jagdaktivitäten	83
5.1.1	Ansitzhäufigkeit und zeitliche Verteilung.....	83
5.1.2	Jagdeffizienz und Streckendichte beim Rotwild.....	84
5.1.3	Jagdeffizienz und Streckendichte beim Rehwild	85
5.1.4	Jagdeffizienz und Streckendichte beim Schwarzwild.....	86
5.1.5	Effekte der Kernzonenjagdruhe auf die Schalenwildbejagung	87
5.2	Erhebung der Schalenwildpopulationen	88
5.2.1	Losungskartierungen Rotwild.....	88
5.2.2	Scheinwerferzählungen und Kotgenotypisierung	89

5.2.3	Reh- und Schwarzwild	91
5.2.4	Effekte der Kernzonenjagdruhe auf die Schalenwildpopulationen	91
5.3	Verbiss	93
5.3.1	Methodische Vorbemerkungen.....	93
5.3.2	Verbisswirkung auf die krautige Vegetation	93
5.3.3	Winterverbiss Schalenwild - Werte im Landesvergleich	94
5.3.4	Werte im Vergleich mit Rotwildhegegemeinschaft "Pfälzerwald Süd"	95
5.3.5	Winterverbiss Schalenwild - Werte im Vergleich anderer Großschutzgebiete	95
5.3.6	Verbissursachen	97
5.3.7	Effekte der Kernzonenjagdruhe auf den Verbiss.....	98
5.4	Schälerhebungen.....	101
5.4.1	Aufnahmeverfahren	101
5.4.2	Werte im Landesvergleich	101
5.4.3	Werte im Vergleich mit Rotwildhegegemeinschaft "Pfälzerwald Süd"	102
5.4.4	Schälursachen.....	102
5.4.5	Effekte der Kernzonenjagdruhe auf die Rindenschäle	103
5.5	Resümee und Ausblick	106
6	Danksagung	108
7	Quellenangaben	109
8	Anhang	121
8.1	Untersuchungsgebiet	121
8.2	Jagd- und Streckenerfassungen.....	123
8.2.1	Jagdstrecken	123
8.3	Schalenwildpopulationen.....	128
8.3.1	Losungskartierung	128
8.3.2	Scheinwerferzählung.....	128
8.3.3	Genotypisierung	130
8.4	Verbiss	131
8.4.1	Kunstverjüngung.....	131
8.4.2	Naturverjüngung	134
8.4.3	Landesvergleich	138
8.5	Schäle	142
8.5.1	Neuschäle	142
8.5.2	Landesvergleiche	151
8.5.3	Vergleich mit der Rotwildhegegemeinschaft „Pfälzerwald Süd“	152

Der Bericht ist ebenfalls in einer 7-seitigen Kurzfassung online verfügbar auf www.fawf.wald-rlp.de unter dem Titel „Kurzfassung zum Evaluierungsbericht zu den Auswirkungen einer dreijährigen Jagdruhe in der Kernzone „Quellgebiet der Wieslauter“ im Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald““.

1 Zusammenfassung

Zentrale Fragestellung des vorliegenden Evaluierungsberichts ist die Beurteilung von Auswirkungen einer bisher drei Jahre andauernden Jagdruhe in der ca. 2.400 ha großen Kernzone „Quellgebiet der Wieslauter“ auf den umliegenden Wirtschaftswald im Biosphärenreservat Pfälzerwald.

Laut „Landesverordnung über den Naturpark Pfälzerwald (vom 22.1.2007)“ kann die Ausübung der Jagd in den Kernzonen in Ausnahmefällen zur Vermeidung von Schäden auf angrenzenden Flächen genehmigt werden. Im Fokus stand aus diesem Grund die Einschätzung der Wildschadensentwicklung in den angrenzenden 7.500 ha Forstwirtschaftsflächen, nachdem seit April 2013 die Jagd auf Reh- und Rotwild in der Kernzone ruht (Ausnahme Schwarzwild, das aufgrund tierseuchenrechtlicher Anordnungen bis dato weiter bejagt werden muss).

Zwecks Erkennung möglicher Effekte der Jagdruhe wurde ein zwischen Naturparkverwaltung sowie Obersten und Oberen Jagd- und Naturschutzbehörden abgestimmtes Schalenwild- und Lebensraummonitoring in dem ca. 10.000 ha großen Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“ bereits Anfang 2008 etabliert. Mit der Durchführung wurde die Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft beauftragt. Das Gebiet ist identisch mit dem Staatswald des Forstamtes Hinterweidenthal. In dessen Zentrum liegt die Kernzone „Quellgebiet der Wieslauter“. Es liegt am Westrand der insgesamt 28.720 ha großen Rotwildhegegemeinschaft „Pfälzerwald Süd“.

In einer ersten Stufe wurde durch die befristete Fortführung des Jagdbetriebs auf ganzer Fläche zunächst der Ausgangszustand von 2007 bis März 2013 erfasst.

Zu den zumeist jährlich erfassten Messgrößen zählten

- Populationsstruktur des Schalenwilds (an den erlegten Tieren: Altersklassenaufbau, Ernährungsverhalten, Fertilität, Kondition etc.; am lebenden Bestand: Geschlechterverhältnis, Verteilung und Dichte - insbesondere des Rotwildes - via Losungskartierung, Genotypisierung und Scheinwerferzählung)
- Habitat (z. B. Vegetationsstruktur durch Luftbildauswertung)
- Jagdaktivitäten (gemeldete Streckenverläufe und Protokolle zu den jagdlichen Aktivitäten)
- Wildwirkung (Erhebungen zu Neuschäle und Terminaltriebverbiss der Hauptbaumarten).

Von April 2013 bis März 2016 wurden in einer zweiten Stufe alle Erfassungen nach Einstellung der Jagd auf das wiederkäuende Schalenwild in der Kernzone unverändert fortgeführt.

Der vorliegende Bericht bilanziert die Entwicklung über den gesamten Untersuchungszeitraum 2007 - 2016.

Wildwirkung (Schäle und Verbiss)

Der Wildeinfluss durch Verbiss nahm leicht, bei der Schäle, insbesondere der dominierenden Fichtenschäle, sogar stetig und deutlicher über die gesamte Fläche ab. Dieser Trend setzte bereits vor der Jagdruhe ein und setzte sich während der Jagdruhe fort. Auf der Restfläche der Rotwildhegegemeinschaft „Pfälzerwald Süd“ deutete sich hingegen eine weniger ausgeprägte Absenkung der Schäl- und Verbissbelastung auf höherem Gesamtniveau an.

Bei allen natürlich verjüngten Baumarten wurden im Wildforschungsgebiet zwischen 7 % und 16 % der Terminaltriebe verbissen. Dabei fanden sich höhere Verbissprozente bei den selten erhobenen Baumarten wie Eiche und Tanne (32 % bzw. 54 %) und niedrigere Verbissprozente beim dominierenden Fichten- und Buchenaufwuchs (7,5 % bzw. 9,2 %). In der Kunstverjüngung war die Situation ähnlich. In der Kernzone fanden sich gegenüber dem Umland nach der Jagdruhe Anzeichen eines höheren Verbissdrucks beim Laubholz.

Bei der Neuschäle zeigten sich nennenswerte Schälprozente vorrangig bei der Fichte, aber auch bei der Douglasie. Über den gesamten 9-jährigen Erhebungszeitraum sank die Neuschäle bei der Fichte stetig von 7,8 % auf schließlich 1,8 % und bei der Douglasie von 3,8 % auf ca. 1 %. Buchen waren nur lokal und über den gesamten Betrachtungsraum im Mittel zu weniger als 1 % geschält. 2016 stieg die Schälbelastung der Fichte in der Kernzone wieder an. Sie lag damit erstmals über den Level des Umlandes, wo die Schälprozente weiter sanken.

Streckenentwicklung und Wildtiererfassungen

Weder die Erlegungsraten noch die Wildtiererfassungen deuteten im Studienzeitraum beim Reh- und Rotwildbestand signifikante Veränderungen an. Während die Erlegungsdichten des Rot- und Rehwildes auf vergleichsweise niedrigem Niveau keine wesentlichen Änderungen zeigten (ca. 1,0 – 1,3 erlegtes Rotwild und 1,6 -2,4 erlegtes Rehwild pro 100 ha bejagbarer [Wald-]Fläche), war die Situation bei der Schwarzwildbejagung variabler (2007 - 2009 2,7 erlegte Sauen, 2010 - 2015 im Schnitt 1,5 - 1,4 erlegte Sauen pro 100 ha bejagbarer [Wald-]Fläche).

Die bei Frühjahrszählungen (jährliche Scheinwerfertaxation seit 2010 und Losungsgenotypisierung 2010 und 2016) und Losungskartierungen ermittelte Verteilung und Dichte der Rotwildpopulation blieb offenbar bisher weitgehend konstant und liegt bei 3,3 - 3,7 Tieren pro 100 ha Waldfläche (Geschlechterverhältnis ca. 1 : 1,5 entspricht 60 % weiblicher Populationsanteil). Auch dies ein im Vergleich mit anderen Regionen von Rheinland-Pfalz relativ niedriger Wert. Unter Zugrundelegung eines Zuwachsfaktors von 0,6 vom weiblichen Frühjahrsbestand ergibt sich eine Zuwachsschätzung von nur ca. 1,1 - 1,3 Rotwildgeburten pro 100 ha.

In der Kernzone liegen zusammen mit den außerhalb liegenden Revieren Mühlenberg und Hermersbergerhof die Schwerpunkte des Rotwildvorkommens im Wildforschungsgebiet. Hingegen fehlte diese Tierart weitgehend im Westen (vorrangig im Revier Münchweiler). Für Reh- und Schwarzwild wurden keine jagdunabhängigen jährlichen Populationsweiser erhoben. Mittels Losungsgenotypisierung wurde lediglich 2008 ein Frühjahrsbestand beim Schwarzwild von ca. 5 Stück / 100 ha (GV 1 : 1,2) und beim Rehwild 2011 von ca. 4,5 Stück / 100 ha (GV 1 : 1,4) Waldfläche festgestellt.

Konnte in der Phase mit kompletter Bejagung weitgehend eine vollständige Abschöpfung des Zuwachses von ca. 1,2 pro 100 ha Jagd- bzw. Waldfläche beim Rotwild angenommen werden, ist dies durch die Jagdruhe ab April 2013 für die Gesamtfläche nicht mehr anzunehmen. Die Erlegungsrate sank nach 2013 auf 0,9 pro 100 ha Jagd- bzw. Waldfläche.

Jagdaktivitäten

Über die gesamte Dauer der Studie wurde die Kirrjagd seit 2007 von einst über 5.000 Kirrbeschießungen/-kontrollen pro Jahr fast komplett eingestellt. Die Anstichhäufigkeit wurden ebenfalls stetig auf schließlich die Hälfte der Anfangswerte reduziert. Diese Entwicklung vollzog sich im gesamten Wildforschungsgebiet. Die Jagdruhe in der Kernzone hatte auf diesen Trend keinen erkennbaren Einfluss gehabt.

Wurden zwischen 2007 und 2009 noch 12 Ansitze für eine Reh- oder Rotwilderlegung protokolliert, waren es zwischen 2013 und 2015 im Mittel nur noch 9. Diesem vorrangig durch Reduzierung von Pirschbezirksvergaben verursachten Rückgang standen weitgehend konstante Erlegungsraten auf der Einzeljagd gegenüber. Die Einzeljagd wurde somit effizienter. Beim Schwarzwild indizieren die ausgeprägten Streckenschwankungen vermutlich mastbedingte Populationsveränderungen. 2007 und 2008 waren 11 – 14 Ansitze

für eine Schwarzwilderlegung erforderlich, danach 21 – 93.

Auf den Drückjagden war keine zur Einzeljagd vergleichbare Effizienzsteigerung erkennbar. Es wurden zwischen 0,9 – 3,4 Stück pro 100 ha Drückjagdfläche pro Jahr erlegt. Die Schwankungen zeigten keinen Trend und wurden wohl maßgeblich vom Schwarzwildvorkommen bestimmt.

Lebensraum

Auf der Grundlage von Fernerkundungsdaten konnte ein Anteil potentieller Äsungsflächen in Form von Wiesen oder lichten Waldbereichen von 10 % - 13 % angenommen werden. Die Darstellung einer zeitlichen Entwicklung war aufgrund unterschiedlicher Qualitätsstandards der Ausgangsdaten schwierig. Wir gehen allerdings von einer Steigerung des Äsungsangebots vorrangig bedingt durch Rodungsmaßnahmen aus. Diese waren z. B. Folge der Waldentwicklungsplanung in der Kernzone oder der Aufarbeitung von Hagelschäden des Sommers 2009. Das von uns nicht untersuchte sonstige anthropogene Störpotential dürfte anderen Erhebungen zufolge (Simon & Kotremba 2016) trotz hoher Wegedichte (ca. 50 - 90 Laufmeter pro Hektar) wegen der wenigen Freizeiteinrichtungen und geringen Siedlungsdichte, insbesondere in der Kernzone, vergleichsweise gering sein. Das Wildforschungsgebiet wäre mit Ausnahme des siedlungsreicheren Westens in Bezug auf Äsungs- und Störungspotential im Vergleich zur Restfläche der Rotwildhegegemeinschaft als Gunstraum zu betrachten. Dies gilt besonders für die Kernzone.

Resümee und Ausblick

Für keine der untersuchten Messgrößen, die bereits über eine sechsjährige Phase vor der Jagdruhe erfasst wurde, war eine Beeinflussung durch die Jagdeinstellung auf einer 25%igen Teilfläche erkennbar.

Da Wälder auf Änderungen träge und komplex reagierende Ökosysteme darstellen, ist jedoch nicht auszuschließen, dass erst zu einem späteren Zeitpunkt solche Effekte erkennbar werden. Daher wäre es aus wissenschaftlicher Sicht wünschenswert, die Entwicklung unter einer fortgesetzten Jagdruhe weiter zu beobachten.

Aus Sicht des Forstamtes könnte jedoch dann ein gegebenenfalls steigender Rotwildbestand nicht mehr ausreichend reguliert werden. Die Wiederaufnahme der flächendeckenden Bejagung wird daher seitens des Forstamtes gewünscht.

Bisher wurden nur wenige solide Erfahrungswerte als Orientierungshilfe aus anderen Großschutzgebieten mit Jagdruhebereichen veröffentlicht. Dort, wo uns mehrjährige Messwerte zur Wildwirkung in und um Jagdruhebereiche von ca. 800 bis 2.000 ha zur Verfügung gestellt wurden (z. B. Nationalparke Kellerwald, Eifel, Hainich oder Müritzt), gab es Hinweise auf zunehmende, sinkende bzw. nicht messbare Einflüsse des Wildes auf die (holzige) Vegetation.

Vor diesem Hintergrund wird vorgeschlagen, die Indikatoren

- Leittriebverbiss
- Neuschäle
- Populationsentwicklung und Verteilung vorrangig des Rotwildes sowie
- Jagdaktivitäten

auch für die nächsten fünf Jahre jährlich zu erfassen. Dieses Monitoring würde es uns erlauben, eventuelle Kippunkte des Systems frühzeitig zu erkennen, um mögliche Handlungsoptionen zeitnah ergreifen zu können.

2 Einleitung

2.1 Rechtlicher Rahmen

Die „Landesverordnung über den Naturpark Pfälzerwald“ vom 22. Januar 2007 trifft zur Jagd bzw. zum Schalenwildmanagement im deutschen Teil des Biosphärenreservats „Pfälzerwald-Nordvogesen“ auszugsweise folgende Regelungen:

2.1.1 § 4 Schutzzweck

Dieser Paragraph definiert den besonderen Schutzzweck der Kernzonen. In § 4 Abs. 2 heißt es wörtlich: „Besonderer Schutzzweck der Kernzonen ist es, einen vom Menschen weitestgehend unbeeinflussten Ablauf natürlicher Prozesse zu gewährleisten und hierüber die Eigendynamik natürlicher oder naturnaher Ökosysteme einschließlich der Böden und Gesteine sowie der sich daraus ergebenden Vielfalt an Lebensräumen, Tieren und Pflanzen auf Dauer zu schützen“.

2.1.2 § 7 Schutzbestimmungen

Nach § 7 Abs. 3 sind in den Kernzonen alle Handlungen verboten, die diese Räume beschädigen, verändern oder den besonderen Schutzzweck gemäß § 4 Abs. 2 anderweitig beeinträchtigen können. Das Betreten, Reiten oder Befahren ist auf den mit Genehmigung der oberen Naturschutzbehörde entsprechend gekennzeichneten Wegen auf eigene Gefahr erlaubt. Der Genehmigung der oberen Naturschutzbehörde bedürfen

- wissenschaftliche Untersuchungen,
- Begehungen außerhalb der gekennzeichneten Wege, insbesondere zu Zwecken der Wissenschaft oder der Umweltbildung
- Handlungen oder Maßnahmen zur Verkehrssicherung
- Handlungen oder Maßnahmen zur Vermeidung von Schäden auf angrenzenden Flächen.

Vorgenannte Regelungen bedeuten zunächst, dass zur Vermeidung von Wildschäden in den an die Kernzonen angrenzenden Wäldern grundsätzlich Maßnahmen der Schalenwildregulierung ergriffen werden können. Diese bedürfen der Genehmigung – sofern sie die Kernzonen betreffen - und müssen sich allesamt daran messen lassen, ob sie den Schutzzweck nachhaltig beeinträchtigen.

2.1.3 § 8 Ausnahmen

Nach § 8 Abs. 4. ist die ordnungsgemäße Jagdausübung auf der Grundlage des Jagdrechts in den Pflege- und Entwicklungszonen des Biosphärenreservates von den Verbots- und Genehmigungstatbeständen frei gestellt. Insofern bestehen für diese Zonen, die den weit überwiegenden Teil der Biosphärenreservatsfläche ausmachen, keine jagdlichen Restriktionen.

Nach § 8 Abs. 3. ist die Ausübung der Jagd in den Kernzonen nur aufgrund tierseuchenrechtlicher Auflagen und für Maßnahmen zur Gefahrenabwehr zulässig.

Somit ist in Kernzonen eine jagdliche Beeinflussung von Wildtierpopulationen in zwei Fallkonstellationen vorgesehen:

Zur Vermeidung von Schäden auf angrenzenden Flächen (mit Genehmigung der oberen Naturschutzbehörde; § 7 Abs. 3 Pkt. 4 LVO) und aufgrund tierseuchenrechtlicher Auflagen (§ 8 Abs. 3 Pkt. 4 LVO).

Der Ausnahmetatbestand einer durch Krankheit- oder Seuchenbekämpfungsmaßnahmen begründeten Bejagung von Schalenwildbeständen in der Kernzone soll hier nicht weiter thematisiert werden. Im Fokus dieses Evaluierungsberichts steht die Beurteilung der forstlichen Schadvermeidung auf angrenzenden Flächen durch Wildeinfluss im Zuge einer Jagdruhe in der Kernzone „Quellgebiet der Wieslauter“.

2.2 Hintergrund/Konzeption

In sehr kleinen Kernzonen, welche in einem Habitatkontinuum liegen, kann aufgrund des hohen Randeffekts die Schalenwildregulierung ggf. noch von außen durchgeführt werden. Umfassen die Kernzonen hingegen viele hundert Hektar, können Beeinflussungen von außen nur bedingt wirken. Die Wildbestände könnten sich in solchen Kerngebieten abgekoppelt vom Umland vorwiegend eigendynamisch entwickeln. Dieser Prozess entspricht grundsätzlich der in der Rechtsverordnung formulierten Zielsetzung von Kernzonen. Allerdings können die Wildtiere aufgrund ihrer hohen Mobilität auch den Lebensraum der angrenzenden Flächen mit beeinflussen (z. B. in Form von Verbiss und Schäl) und den Nutzungsinteressen von Anliegern gegebenenfalls in unerwünschtem Maß entgegenwirken. Im deutschen Teil des Biosphärenreservats „Pfälzerwald-Nordvogesen“ liegt die Flächengröße bei 15 von 16 inselartig verteilten Kernzonen unter 320 ha (siehe Abbildung 3 in Abschnitt 3.1.2). In der mit ca. 2.400 ha größten Kernzone „Quellgebiet der Wieslauter“ ist allein aufgrund ihrer Ausdehnung von einer höheren populationsökologischen Eigendynamik der Schalenwildbestände auszugehen, so dass mit Auswirkungen einer dortigen Jagdruhe auf die Bestandshöhe von Schalenwild und in der Folge auch auf die Schadhöhe auf den umliegenden forstwirtschaftlich genutzten Flächen gerechnet werden kann.

Um diesen Sachverhalt genauer zu untersuchen wurde Anfang 2008 im Auftrag der Naturparkverwaltung von der Zentralstelle der Forstverwaltung, Fachbereich 53/Jagd und der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft (FAWF) das Forschungsmodul „Schalenwild- und Lebensraummonitoring im Bereich der Kernzone „Quellgebiet der Wieslauter“ im Biosphärenreservat „Pfälzerwald“ vorgelegt und mit den obersten und oberen Jagd- und Naturschutzbehörden sowie dem örtlichen Forstamt abgestimmt und beschlossen. Im dem vorliegenden Bericht sollen die Effekte nach dem Inkrafttreten der Jagdruhe im April 2013 in der Kernzone „Quellgebiet der Wieslauter“ untersucht und als Entscheidungshilfe für das weitere Vorgehen bewertet werden.

2.3 Fragestellung

Ziel des Schalenwild- und Lebensraummonitorings im Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“ (zuweilen im Bericht mit „WFG“ abgekürzt) war es, auf wissenschaftlich fundierten Grundlagen die Notwendigkeit und gegebenenfalls die Ausgestaltung und Überwachung eines Schalenwildmanagements in und um die Kernzone „Quellgebiet der Wieslauter“ zwecks Vermeidung von Schäden auf an die Kernzonen angrenzenden und forstwirtschaftlich genutzten Waldflächen ableiten zu können.

Das Monitoring gliederte sich in drei Zeitstufen:

Stufe 1: Erfassung Status quo von 2007 bis März 2013 (Details zu den Indikatoren siehe Tabelle 2; Seite 23) - Fortsetzung möglichst aller bisher üblichen Jagd- und Hegemaßnahmen. Erfassung der Schalenwildpopulationen und ihres Lebensraums, sowie Wildschadenserfassungen zwecks Bewertung der Wechselwirkungen von Wild und Wald. Durch eine befristete Fortführung des Jagdbetriebs auch in der Kernzone sollte der Ausgangszustand erfasst werden, um daraufhin in Stufe 2 die Reaktionen des Systems auf die Einstellung der Jagd besser erkennen und beurteilen zu können.

Stufe 2: Einstellung jeglicher Jagd- und Hegemaßnahmen in der Kernzone „Quellgebiet der Wieslauter“ ab April 2013. Ausnahme bildete das Schwarzwild, das wegen der als notwendig erachteten Tierseuchenbekämpfung aufgrund tierseuchenrechtlicher Anordnungen des Landesuntersuchungsamtes zum Schutz gegen die Schweinepest, zuletzt vom 25. März 2013 weiter bejagt werden muss. Die Einstellung jeglicher Jagd- und Hegemaßnahmen beziehen sich somit bis dato nur auf Reh- und Rotwild. Die Erfassung der Schalenwildpopulationen und ihres Lebensraums, sowie die Wildwirkungserfassungen zwecks Bewertung der Wechselwirkungen von Wild und Wald werden nach Einstellung der Jagd unverändert fortgeführt (Details zu den Indikatoren siehe Tabelle 2; Seite 23).

Stufe 3: Evaluation nach drei Jahren hinsichtlich der oben genannten Zielsetzung.

Mit dem hier vorliegenden Evaluierungsbericht soll die Bearbeitung der Frage im Vordergrund stehen, ob und wenn ja, welche Folgen der Jagdruhe in der Kernzone und in ihrer Umgebung festgestellt werden konnten. Deren fachliche Beurteilung dient auch als Entscheidungshilfe zur Fortsetzung, Aufhebung oder Modifizierung der Jagdruhe.

2.4 Zusammenfassung Zwischenbericht 2007-2013

Nach Abschluss der Stufe 1 2007-2013, also in der Phase mit Bejagung der Kernzone, wurde 2015 bereits eine Zwischenauswertung durchgeführt. Durch eine detaillierte Darstellung und Auswertung zahlreicher Messparameter sollte der Status quo in seiner Komplexität und Dynamik aufgezeigt werden. Die Diskussion der Ergebnisse konzentrierte sich dabei mehrheitlich auf die eingesetzten Methoden und versuchte eine erste Einordnung der Befunde im Vergleich zu anderen ähnlich gelagerten Erhebungen. Nicht alle diese Aspekte sollen in diesem Evaluierungsbericht, der sich auf den Jagdruheeffekt fokussiert, erneut aufgegriffen werden. Daher erfolgt an dieser Stelle eine Zusammenfassung wesentlicher Aussagen aus der Zwischenauswertung:

2.4.1 Nierenfett als Konditionsweiser

Die Ermittlung des Nierenfettindex als Konditionsweiser erfolgte in fünf Stufen. Hierbei wurden die Kategorien nach Petrack (2008) gewählt: „kein Fett“, „wenig Fett“, „Niere eingebettet in Fett, aber noch gut sichtbar“, „Niere weitgehend bedeckt, aber noch erkennbar“ und „völlig im Fett verschwunden“. Bei Unterschieden zwischen beiden Nieren eines Stückes wurde das Mittel erfasst. Da diese Einteilung keine klaren quantifizierbaren Abgrenzungen ermöglicht, wurde zwecks Vereinheitlichung die Kategorisierung von i. d. R. immer derselben Person vorgenommen. War eine zweite Person unabdingbar (z. B. zeitgleich zwei Beprobungsplätze), so wurde vorher eine Abstimmung zwischen dem ständigen „Begutachter“ und dieser zweiten Person vorgenommen. Als Richtlinie wurde den Kategorien ein prozentualer Bedeckungsgrad mit Fett zugeordnet:

- Nierenfettindex 0 (NFI 0): „kein Fett“ = 0 %
- Nierenfettindex 1 (NFI 1): „wenig Fett“ = 1 bis 40 %
- Nierenfettindex 2 (NFI 2): „Niere eingebettet in Fett, aber noch gut sichtbar“ = 41-70 %
- Nierenfettindex 3 (NFI 3): „Niere weitgehend bedeckt, aber noch erkennbar“ = 71-99 % und
- Nierenfettindex 4 (NFI 4): „Völlig im Fett verschwunden“ = 100 %.

Der Nierenfettindex wurde nur bei Wild erhoben, das auf Drückjagden zur Strecke kam. Dies war zwischen 2007 und 2012 bei 473 Tieren der Fall (253 Individuen Schwarzwild, 148 Individuen Rotwild und 72 Individuen Rehwild).

Fazit: Die Daten zeigten zwischen 2008 – 2012 keinen erkennbaren Trend. Lediglich beim Rotwild bestand ein positiver Zusammenhang zwischen dem Nierenfettindex und der Maststufe.

2.4.2 Nahrungszusammensetzung anhand des Mageninhalts

Bei Drückjagden wurde bei jedem erlegten Reh-, Rot- oder Schwarzwild der Mageninhalt makroskopisch begutachtet. Hierzu schätzten wir nach Ausbreitung des Mageninhalts in einer Wanne die Volumenprozent bestimmter Nahrungsfractionen okular ein. Bei Reh- und Rotwild waren dies Gras/Kräuter, Laub/Sträucher, holzige Strukturen, Koniferenblätter, Farn, Eicheln, Bucheckern und Sonstiges (z. B. Pilze oder Feldfrüchte). Die Nahrungsfractionen beim Schwarzwild wurden aus Huckschlag & Hohmann 2004 übernommen: grüner Nahrungsbrei (oberirdische Pflanzenteile), braun-schwarzer, körniger Brei (z. B. Wurzelstücke, Pilze, Erdreste, vermutlich zumeist unterirdischen Ursprungs), Kirsungsmais, Eicheln, Bucheckern und Sonstiges (z. B. tierische Nahrung). Ergänzend wurden auffällige Einzelbestandteile vermerkt. Bei den Wiederkäuern bezog sich die Beprobung und

makroskopische Ansprache auf den Pansen.

Beim Schwarzwild bestand der Mageninhalt durchschnittlich aus 62 % Eicheln und 24 % braun-schwarzem Brei. In 11 % aller Schwarzwildmägen konnten Hirschtrüffel gefunden werden. Sobald Eicheln bzw. Bucheckern verfügbar waren, waren sie auch Bestandteil der Schwarzwildnahrung. Lag zumindest eine Spreng- bis Halbmast vor, so wurden sie vom Schwarzwild bevorzugt gefressen. Rot- und Rehwild hatten Eicheln hingegen erst ab einer Spreng- bis Halbmast und entsprechend ihrer Verfügbarkeit aufgenommen. Während das Rotwild durchschnittlich 80 % Gras/Kräuter, 10 % Eicheln und 6 % Koniferen fraß, lagen die Anteile beim Rehwild bei 68 % Gras/Kräuter, 17 % Laub/Sträucher, 8 % Eicheln und 4 % Koniferen.

Für den Zeitraum 2008-2012 wurden 122 Rotwildpansen mikroskopisch im Rahmen einer Kooperation mit der AG Ökosystemanalyse Campus Landau Universität Koblenz-Landau untersucht. Im Zuge einer Schonzeitaufhebung 2010 – 2012 konnten dafür auch Proben für die Monate Februar bis April gesammelt werden. Die Bedeutung von Bucheckern und Eicheln (Nussfrüchte) in der Winterphase wurde darin bestätigt. In dieser auch waldbaulich sensiblen Jahreszeit sank die Bedeutung von Gräsern (vorrangig der Gattungen Poa, Festuca und Carex), während die der Blätter (vorrangig von Brombeere, Brennnessel, sowie Eiche bzw. Buche) und von Nadeln stieg (siehe Abbildung 1; Lange et al. 2015).

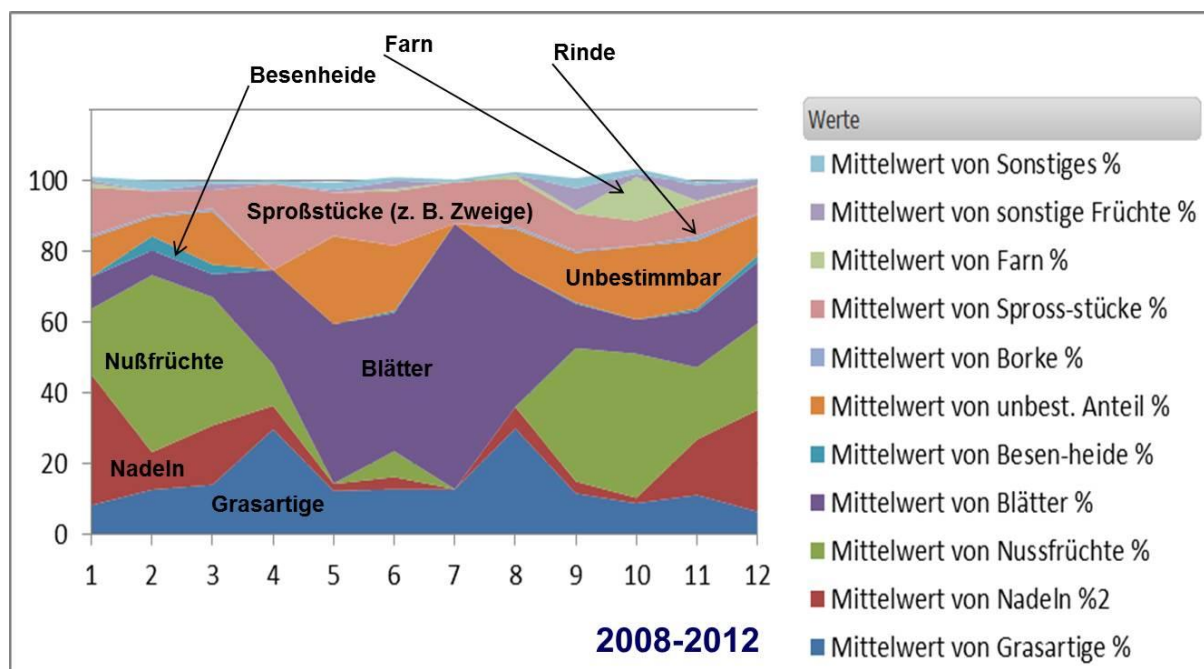


Abbildung 1: Monatliche Verteilung der mikroskopisch bestimmten Nahrungskomponenten in Rotwildpansen (n = 122) im Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“ 2008-2012 (Quelle Lange et al. unveröffentlicht).

Fazit: In Mastphasen stellten Bucheckern und Eicheln für alle Wildarten, aber vorrangig für Schwarzwild, eine bedeutsame Nahrungsquelle. In der Winterphase stieg die nahrungsökologische Bedeutung holziger Vegetation nachweislich beim Rotwild.

2.4.3 Fertilität bei Schwarz- und Rotwild und Zuwachsfaktor beim Rotwild

Nur bei Rot- und Schwarzwild erfolgten Fertilitätsuntersuchungen, da beim Rehwild aufgrund der winterlichen Keimruhe eine okulare Begutachtung von Föten während der Winterphase nicht möglich ist. Auch hier konzentrierten sich die Erhebungen auf die Drückjagden, wobei in den Uteri nach okular erkennbaren Föten gesucht wurde. Ab einer gewissen Größe der Föten erfolgte eine Ermittlung der Scheitel-Steiß-Länge sowie des Geschlechts. Beim

Schwarzwild erfolgte zusätzlich eine monatsgenaue Altersschätzung der im Jagdjahr abgegangenen Frischlinge und Überläufer anhand des Zahnwechsels zwecks Rückrechnung der Geburtszeitpunkte.

Der Anteil des auf Drückjagden erlegten und erkennbar trächtigen Schwarzwildes schwankte in den Untersuchungsjahren zwischen 0 % und 36 %, mit einem Mittel von 10 %. Keine auf Drückjagden erlegte Frischlingsbache war trächtig. Der Anteil auf Drückjagden erlegter, trächtiger Überläuferbache lag bei 21 %, der trächtiger Bache bei 14 %. Es sind 3-9, durchschnittlich 5,2 Föten pro trächtigem Schwarzwild aufgetreten; 4-7, im Mittel 5,1 Föten pro trächtiger Überläuferbache und 3-9, im Mittel 5,3 Föten pro trächtiger adulter Bache. Das Geschlechterverhältnis der Schwarzwild-Föten lag bei 1:1. Diese Werte weisen auf eine vergleichsweise niedrige Reproduktion des Schwarzwildes im Studiengebiet hin. Die Haupttrausche fand im November bis März statt, die Hauptfrischzeit ist Februar bis Juni. Während sich die Hauptfrischzeit mit den Ergebnissen einer Literaturrecherche (Ahrens 1984, Briedermann 1971, Cellina 2008, Getthöfer 2005, 2007, Linderoth et al. 2010, Müller 2002, Stubbe & Stubbe 1977) deckt, zieht sich die Haupttrauschzeit dieser Studie etwas in den Frühling hinein.

Der Anteil trächtigen Rotwildes lag bei durchschnittlich 58 % (n = 85 Schmal- und Alttiere 2008 - 2016). Ungefähr ein Drittel der Schmaltiere und zwei Drittel der Alttiere wiesen stets einen Fötus auf (n = 49 Föten).

Da die Uteri okular nach sichtbaren Föten abgesucht wurden, werden die Trächtigkeitsraten insbesondere in den ersten Wochen nach der Brunft (Oktober und November) unterschätzt. Verwenden wir daher nur die Teilstichproben der ab Dezember erlegten Alt- und Schmaltiere (n = 5 Schmaltiere und 13 Alttiere erlegt, davon 2 Schmaltiere und 12 Alttiere trächtig) ergibt sich eine realistischere Trächtigkeitsrate von ca. 80 %. Unter Einbeziehung eines Anteils weiblicher Kälber (mittlerer Kälberanteil wird nach Scheinwerferbeobachtungen auf 37 % veranschlagt, siehe Tabelle 23, GV der Kälber nicht bekannt und wird auf 1:1 gesetzt) läge der vermutliche postnatale Zuwachsfaktor dann bei 0,6 (80 % oder $0,8 \times [1 - 37\% \text{ oder } 0,37]$). Der reale Zuwachsfaktor, abzüglich der Kälbersterblichkeit in den ersten Lebenswochen (keine Messwerte für den Pfälzerwald) dürfte vermutlich bei 0,5 – 0,55 liegen.

Fazit: In diesem Bericht verwenden wir auf der Grundlage von Uterusuntersuchungen den postnatalen Zuwachsfaktor bei Rotwild von 0,6.

2.4.4 Äsungsangebot und Störpotential

Als Potentialräume für bodennahe Wildäsung wurde die Entwicklung von Freiflächen und lichte Baumbeständen ab 0,05 ha anhand von Luftbildaufnahmen zwischen den Jahren 2001 und 2010 für das gesamte Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“ untersucht. Zusätzlich wurden 2007 Äsungs- und Einstandsflächen (vorrangig für Rotwild) am Beispiel einer für das Wildforschungsgebiet repräsentativen 600 ha großen Teilfläche (Wartenberg) flächig kartiert (Simon & Goebel 2007).

Der Anteil potentieller Äsungsflächen stieg von 8% (2001) auf 10,4 % (2010), wobei die Kernzone gegenüber den umliegenden Flächen in allen Erhebungsjahren ein ca. 1 – 2 % höheres Angebot an potentiellen Äsungsflächen aufwies.

Auf der 600 ha Teilfläche waren große Waldflächen schattig und unterwuchsfrei. Ein nennenswertes Äsungsangebot war vorrangig im Bereich der Waldlichtungen einschließlich der Freileitungstrasse, der schmalen Quellrinnen und Bachauen bzw. Unterhänge zu finden. Trotz eines hohen Erschließungsgrades durch Forstwege wurde der Waldbesucherverkehr insgesamt als gering eingeschätzt. Ein hohes Störpotential wurde lediglich neben dem Jagdbetrieb im Bereich des Wanderparkplatzes „Holländerklotz“ und um den Luitpoldturm erwartet. Das Untersuchungsgebiet, das sich durch geringe nahrungsökologische Tragfähigkeit auszeichnet, kann daher als störungsarm angesehen werden.

Zusätzlicher Hinweis: Im Jahr 2016 wurde ein von der Rotwildhegegemeinschaft „Pfälzerwald Süd“ in Auftrag gegebenes Lebensraumgutachten erstellt (Simon & Kotremba 2016). Darin wurden auch das Äsungs- und Deckungsangebot nicht nur für das

Wildforschungsgebiet, sondern für die gesamte 28.720 ha große Hegegemeinschaft auf der Grundlage von Fernerkundungsdaten aus dem Jahr 2014 abgeschätzt. Die Ergebnisse deckten sich weitgehend mit den im Zwischenbericht dargelegten Aussagen zum Wildforschungsgebiet, wonach Bestandeslücken (hier allerdings ab 0,001 ha) auf 13 % – 14 % der Fläche vorlagen. Richtung Osten nahm der Anteil ab und lag am Haardtrand bei 7 %. In Bezug auf das Störpotential wurde unter Berücksichtigung des Wegenetzes verdeutlicht, dass sich insbesondere die Kernzone, wo 84 % der Fläche nicht durch Wege durchschnitten wurden (9,9 Laufmeter pro ha), als besonders störungsarmer Bereich darstellte. In den anderen Bereichen galten zwischen ca. 65 % (Rest des Wildforschungsgebiets; 25,4 Laufmeter pro ha) bis 35 % (Haardtrand; 64 Laufmeter pro ha) als störungsarm (Simon & Kotremba 2016).

Fazit: Das Wildforschungsgebiet ist in Bezug auf Äsungs- und Störungspotential als Gunstraum zu betrachten. Dies gilt besonders für die Kernzone.

3 Methoden

3.1 Studiengebiet

3.1.1 Der Pfälzerwald

Der Pfälzerwald liegt im Südwesten Deutschlands und im Süden von Rheinland-Pfalz zwischen den Ballungsräumen Rhein-Neckar, Saarbrücken und Karlsruhe (Abbildung 2). Dieses Gebiet erstreckt sich von Nord nach Süd über rund 60 km und hat eine West- Ost-Ausdehnung zwischen 30 und 40 km. Es bildet als nördliche und quasi nahtlose Fortsetzung der Nordvogesen das nordwestliche Randgebirge des Oberrheingrabens und stellt den östlichen Ausläufer des Südwestdeutschen Schichtstufenlandes dar (Erdmann 1995). Im Westen schließt sich das Saarländisch-Pfälzische Muschelkalkgebiet an, im Norden das Nordpfälzer Bergland und die Kaiserslauterer Senke. Im Osten fällt das Gebiet zum Oberrheingraben hin ab. Höchste Erhebung ist der Kalm mit 673 m über NN südwestlich von Neustadt a. d. Weinstraße. Es handelt sich um ein nahezu vollständig bewaldetes Mittelgebirge, das aus den als Buntsandstein bezeichneten triassischen Sedimentgesteinen hervorgegangen ist. Die bestimmenden Gesteine im zentralen Pfälzerwald gehören zum Mittleren Buntsandstein, der sich überwiegend aus der Karlstal-Felszone und den darüber liegenden Oberen Karlstal-Schichten zusammensetzt.

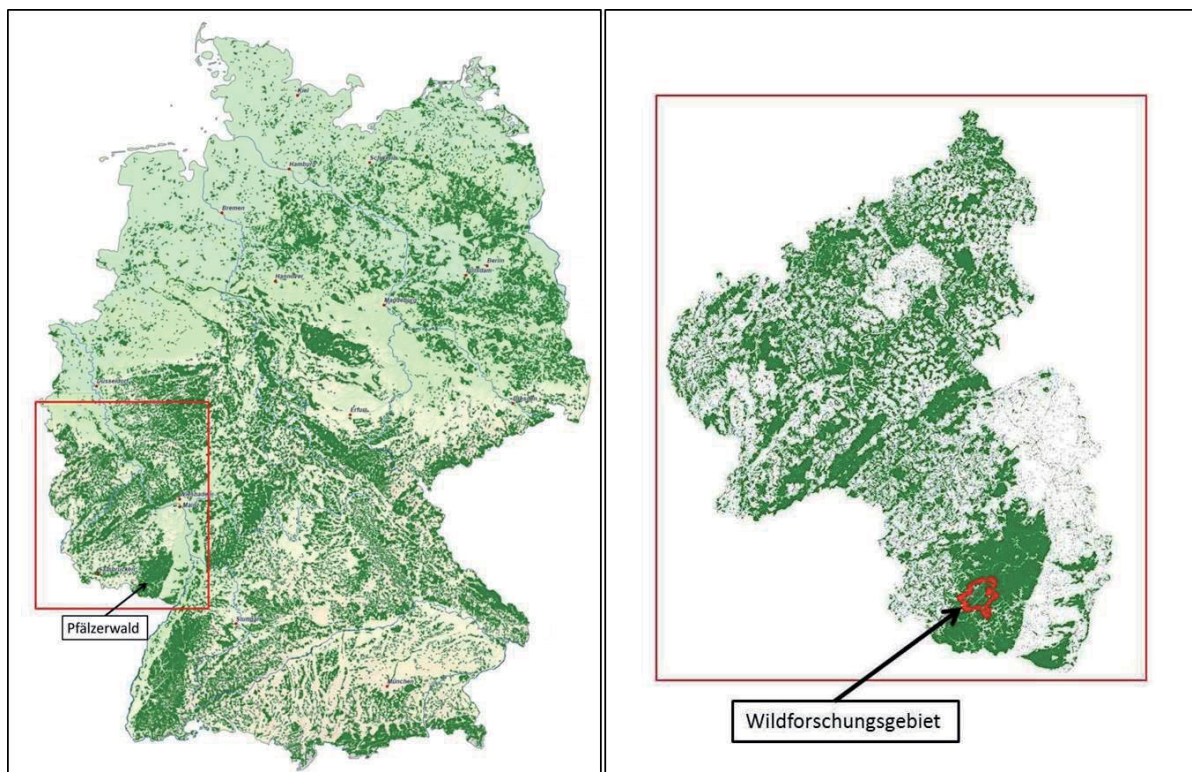


Abbildung 2: Schematische Darstellung der Waldverteilung in Deutschland (links, rotes Quadrat: ungefähre Position von Rheinland-Pfalz) und Waldverteilung in Rheinland-Pfalz mit Lage des Wildforschungsgebietes (rechts). Der mit 180.000 ha größte und dichteste Waldkomplex, der Naturpark „Pfälzerwald“, liegt im Süden des Landes und grenzt an Frankreich, wo er nahtlos in das Waldgebiet der „Nordvogesen“ übergeht. Gemeinsam bilden sie das grenzüberschreitende Biosphärenreservat „Pfälzerwald-Nordvogesen“.

Das Relief des Pfälzerwaldes ist sehr bewegt. Langgezogene Bergrücken und massige Bergstöcke sowie langgezogene, durch v-förmige Täler getrennte Höhenrücken oder Plateaus sind charakteristisch für das Landschaftsbild. Im südlichen Teil des Pfälzerwaldes, dem sog. Wasgau, prägen von Felsentürmen gekrönte Kegelberge, markante Bergkämme und breite, ausgeräumte Täler die Landschaft. Im Bereich der tiefer eingeschnittenen Talausgänge treten die Gesteine des Grundgebirges zutage (Magmatite und Sedimente des

Oberrotliegend). In den Hanglagen herrschen waldbaulich genutzte Sandböden vor, aus denen je nach Hangausrichtung und Art der Bestockung mehr oder weniger stark podsolierte Braunerden hervorgegangen sind. In Plateaulagen wurden die Standorte durch lößartige glaziale und periglaziale Aufwehungen aufgewertet (Bsp. Leimen = Lehmen, daneben u. a. Röderhof, Hermersbergerhof Hofstätten, Kufenberg). Dort legte man auch die ersten Rodungsinseln an, zunächst ackerbaulich, heute als Weideland genutzt. In den Talmulden finden sich neben schluffreicheren Lehmböden im Bereich der Bachläufe auch Nass- und Moorböden.

Der Pfälzerwald bildet mit einer Fläche von rund 180.000 ha eines der größten zusammenhängenden Waldgebiete Deutschlands. Für diesen Superlativ ist neben der Ausdehnung auch der hohe Bewaldungsgrad von 66 % bis 90 % verantwortlich (Mainberger 1987, Dexheimer & Weiss 1995, Weiss 1993). Auf den sauren, nährstoffarmen, zur Podsolierung neigenden, sandigen Braunerden mit schwacher bis mittlerer Humusaufgabe kommen als natürliche Vegetation Laubmischwald-Gesellschaften der gemäßigten Zone (subatlantisches Klima) vor, insbesondere Hainsimsen-Buchen- bzw. Eichen- Buchen-Mischwälder. Zwischen dem 16. und 20. Jahrhundert (zuletzt durch die sog. „Franzosenhiebe“ nach dem 2. Weltkrieg) kam es vielerorts zu Entwaldungen durch großflächige Kahlschläge und Übernutzung. Zur Aufforstung der nachfolgend oftmals devastierten Böden setzte man zunächst häufig Kiefern und bei ausreichender Wasserversorgung auch Fichten ein. Seit ca. 120 Jahren wird auch die aus Nordamerika stammende Douglasie zunehmend gepflanzt (Stein 2000, Tabelle 1).

Das Klima ist mit vorherrschend westlichen Winden mild und ozeanisch geprägt. In den Gipfellagen liegt die Jahresmitteltemperatur zwischen 7 und 8 °C, in den übrigen Gebieten bei 8-9 °C und für den Bereich der Weinstraße bei 10 °C. Die Jahresniederschlagssumme erreicht in den Höhenlagen 1000 mm, steigt aber im nördlichen Teil der Weinstraße nicht über 600 mm (Dexheimer & Weiss 1995).

Tabelle 1: Waldzusammensetzung im Pfälzerwald (Quelle [2002]: Internetseite des Ministeriums für Umwelt und Forsten).

Waldzusammensetzung im Pfälzerwald	
Kiefer	49 %
Buche	20 %
Fichte	11 %
Eiche	8 %
Andere Baumarten	12 %

3.1.2 Biosphärenreservat

1992 wurde der Naturpark Pfälzerwald drei Jahre nach Anerkennung der französischen Nordvogesen als Biosphärenreservat anerkannt. 1998 folgte dann die Bildung des grenzüberschreitenden Großschutzgebietes „Pfälzerwald-Nordvogesen“ (Naturpark Pfälzerwald 2013). Beide Teilbereiche unterliegen nach wie vor den jeweiligen nationalen Regelungen zu Biosphärenreservaten. Im ca. 178.000 ha großen deutschen Teilbereich sollen nach der „Landesverordnung über den Naturpark Pfälzerwald (vom 22.01.2007)“ ca. 3 % der Schutzgebietsfläche als Kernzone(n) ausgewiesen werden. Derzeit sind dies erst 2,2 % der Schutzgebietsfläche (3.939 ha; Abbildung 3). Eine Kernzonenerweiterung ist daher aktuell in der Planung.

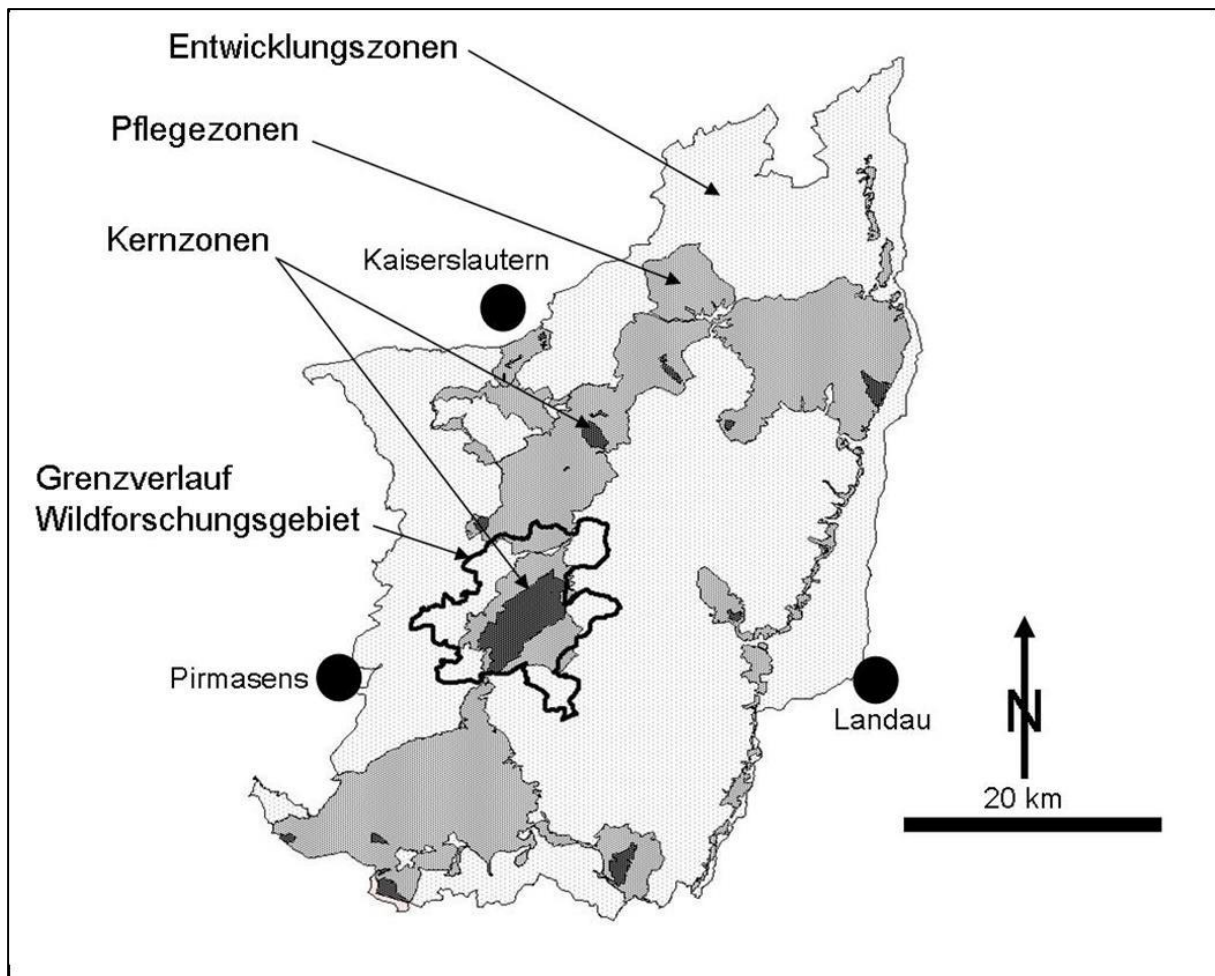


Abbildung 3: Lage des 178.000 Hektar großen deutschen Teils des Biosphärenreservats Pfälzerwald-Nordvogesen (identisch mit dem Naturpark Pfälzerwald) und Verteilung der Zonierungstypen. Die mit ca. 2.300 ha größte Kernzone „Quellgebiet der Wieslauter“ wird von dem 10.300 ha großen Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“ umfasst (Hohmann & Huckschlag 2012).

3.1.3 Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“

Das ca. 10.300 ha große Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“ umfasst den Staatswald Hinterweidenthal und befindet sich am Westrand der Rotwildhegegemeinschaft „Pfälzerwald Süd“ (Abbildung 4). Es liegt zentral im Pfälzerwald auf einer Höhe zwischen 220 m und 607m ü NN. Im Zentrum des Wildforschungsgebiets liegt die mit einer Fläche von ca. 2400 ha größte Kernzone „Quellgebiet der Wieslauter“. Das Wildforschungsgebiet ist nahezu vollständig bewaldet. Die Holzbodenfläche inkl. waldähnlicher Sukzessionsflächen umfasst 92 % seiner Gesamtfläche (Abbildung 5). Nur sechs Prozent bestehen aus Offenland inkl. Wildwiesen, zwei Prozent aus Siedlungsflächen und Straßen. Gewässer, zumeist kleiner Bäche inkl. Woogen (künstliche Stauteiche), spielen flächenmäßig keine nennenswerte Rolle. Die Buche ist im Staatswald mit 44 % die Baumart mit der größten Verbreitung (Abbildung 6)

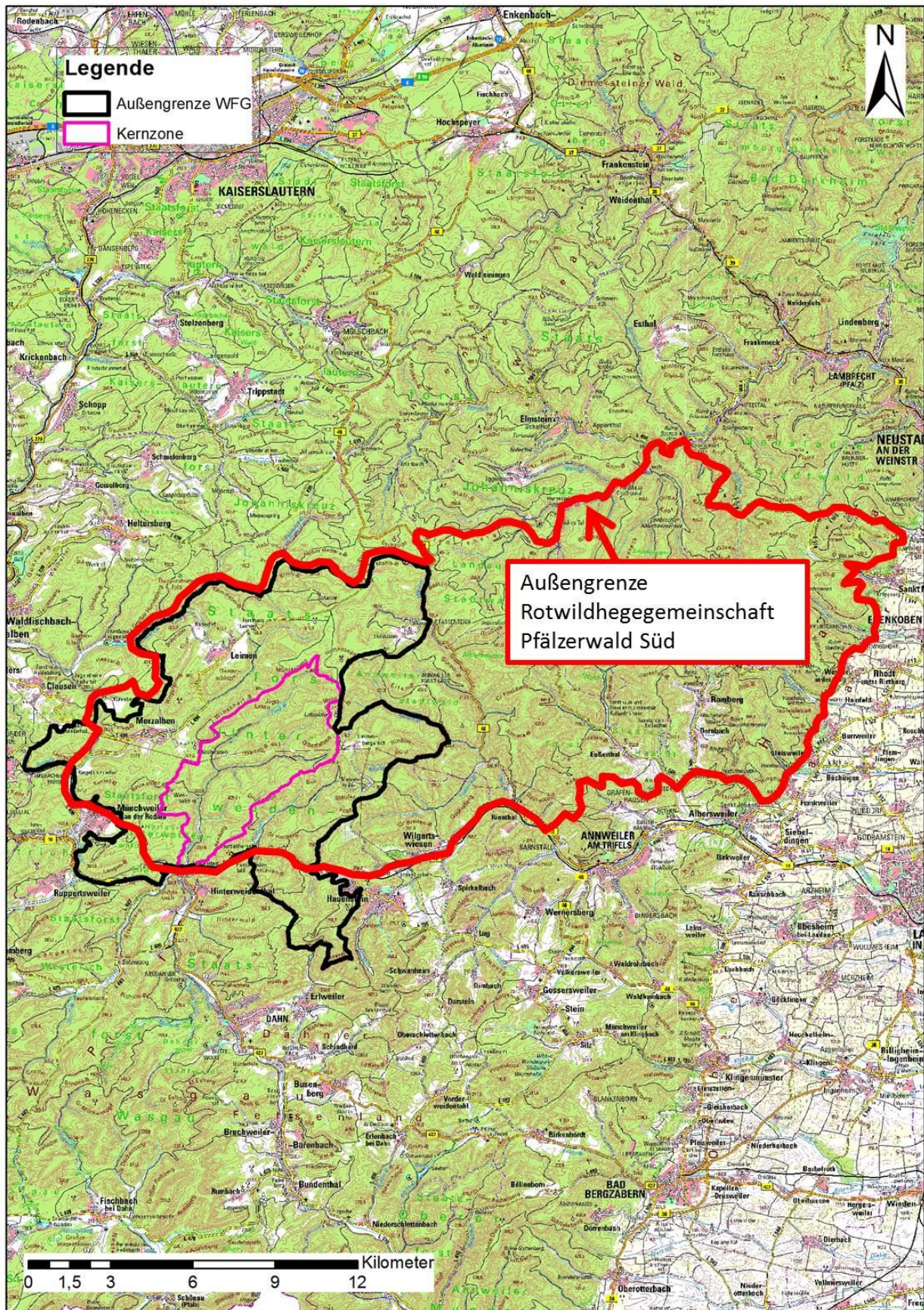


Abbildung 4: Lage des ca. 10.300 ha großen Wildforschungsgebietes "Pfälzerwald" inkl. Kernzone im mittleren Pfälzerwald mit Darstellung der Außengrenze der Rotwildhegegemeinschaft „Pfälzerwald Süd“. Quelle: Landesamt für Vermessung und Geobasisinformationen Rheinland-Pfalz und Rotwildhegegemeinschaft „Pfälzerwald Süd“.; Legende zur Karte siehe Anhang Abbildung 75, Seite 121).

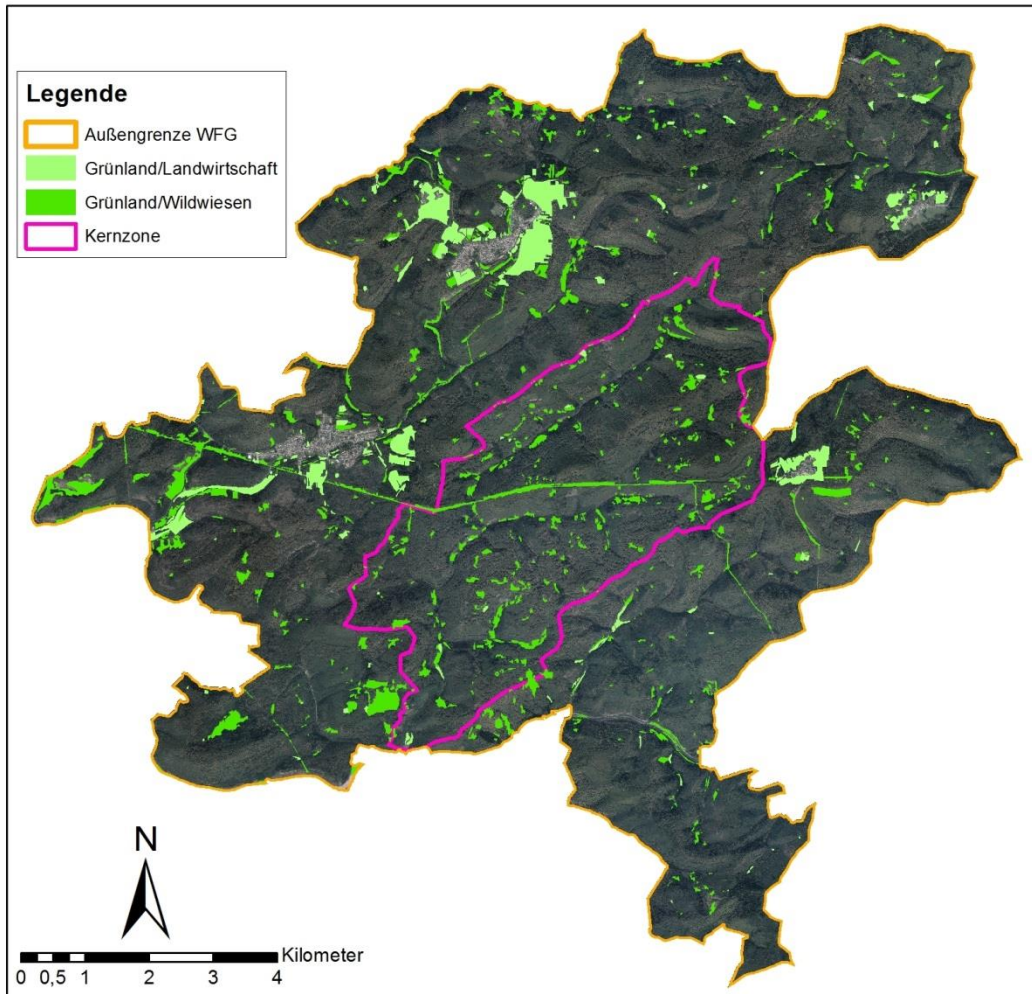


Abbildung 5: Luftbilddarstellung des gesamten Wildforschungsgebiets „Pfälzerwald“ mit Hervorhebung potentieller attraktiver Äsungsflächen wie Grünland, Wildwiesen und anderweitig offengehaltener Bereiche mit bodennaher Pflanzendecke (z. B. Stromtrassen).

Zusammen mit der Eiche (12 %) ergibt sich ein Laubholzbestand von 56 %. Bei den Nadelhölzern dominieren Kiefer und Lärche mit zusammen 26 %, während der Anteil von Fichte lediglich zehn Prozent und der von Douglasien sieben Prozent beträgt. Die Tanne kommt nur mit einem Prozent vor (Abbildung 6). Der Staatswald Hinterweidenthal ist geprägt durch Bestände jüngerer Altersklassen. Mehr als zwei Drittel (68,8 %) des gesamten Baumbestandes sind jünger als 100 Jahre.

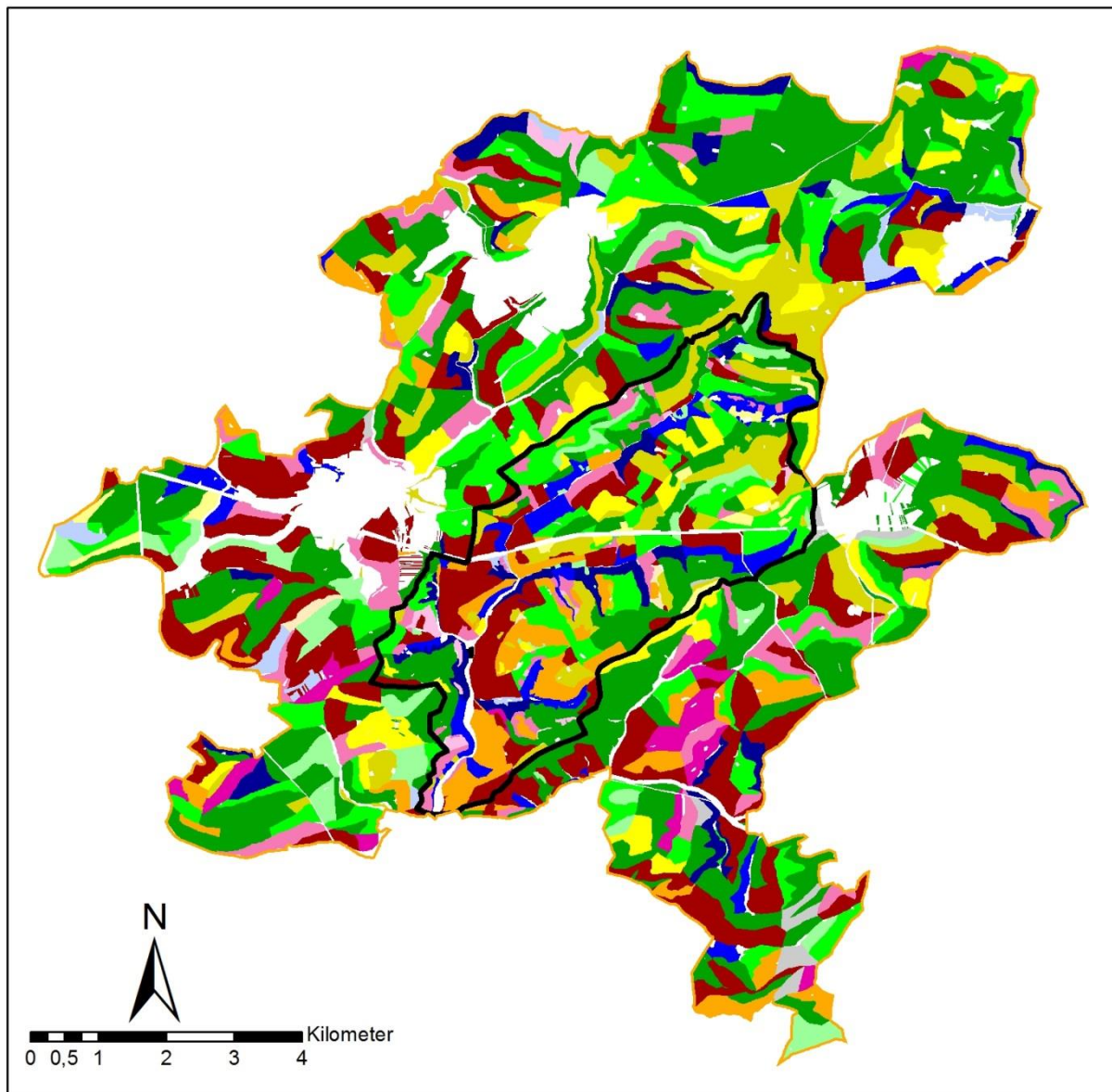


Abbildung 6: Verteilung der ökologischen Hauptbaumarten im Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“ (Quelle: Landesforsten Rheinland-Pfalz, Zentralstelle der Forstverwaltung 2016)

3.1.4 Die Teiluntersuchungsgebiete

Der Staatwaldbereich südlich der Bundesstraße 10 wurde aus praktischen Gründen aus dem Monitoring ausgespart (Ausnahme Rotwild-Losungskartierung 2007 und 2008).

Die Fläche und Lage der Teiluntersuchungsgebiete variierten je nachdem, welche Parameter betrachtet wurden:

Räumliche und zeitliche Verteilung der Erlegungsumstände, Jagdstreckensummen, sowie Jagdaktivitäten:

Diese Daten wurden in allen Jagdbezirken des Forstamtes Hinterweidenthal nördlich der Bundesstrasse 10 mit Ausnahme der gemeinschaftlichen Jagdbezirke Münchweiler, Merzalben, Leimen/Röderhof erhoben (siehe Abbildung 7 und Abbildung 8). Die Erfassungsfläche umfasst je nach Jagdjahr 8.813 bis - 9.109 ha. Die insgesamt erfassten Jagdbezirke untergliedern sich in fünf nicht-verpachtete staatliche Eigenjagdbezirke (mittlere Größe von fünf Flächen in Jagdjahren 2007-2016 = 1.529- ca. 2.000 ha), zwei verpachtete staatliche Eigenjagdbezirke (Wallmersbach = 290 ha und Farenberg = 400 ha. In dem bis 2014 verpachteten Eigenjagdbezirk Farenberg erfolgte die Berücksichtigung der dortigen Erlegungen ab dem Jagdjahr 2015) und 13 Pirschbezirke (mittlere Größe = 96 - 111 ha). Im Laufe der Untersuchung wurden bis auf einen alle Pirschbezirke aufgelöst: 2008: 11, 2009: 10; 2010: 8, 2011: 7, 2012: 6 und ab 2014 noch ein Pirschbezirk, siehe Anlage Abbildung 77, Seite 122).

Verbiss- und Schälaufnahmen sowie Erhebungen zur Schalenwildpopulation:

Die Wildschadenserhebungen bezogen sich auf die gesamte Waldfläche nördlich der B 10, inkl. aller dort vorhandenen Jagdbezirke (siehe Abbildung 9). Die Fläche umfasst ca. 10.000 ha. In diesem Areal wurden auch in verschiedengroßen Teilbereichen diverse Populationserhebungen wie die Losungskartierung (Abschnitt 3.3.2) oder Scheinwerferzählung (Abschnitt 3.3.4) durchgeführt. Der darin liegende Teil des insgesamt 62.000 ha großen Rotwildbewirtschaftungsbezirks „Pfälzerwald“ betrifft nahezu das gesamte Wildforschungsgebiet auf 9.140 ha (siehe Abbildung 9).

Die Revierzuschnitte sind im Laufe des Untersuchungszeitraums geändert worden. Damit verbunden waren Wechsel der Revierzuständigkeiten und der Verpachtungen von Eigenjagdbezirken (Abbildung 7). Um die Raumbezüge trotz dieser Veränderungen gleich zu halten, werden in diesem Bericht die alten Revierzuschnitte vor 2014 über die gesamte Zeitspanne 2007 – 2016 beibehalten.

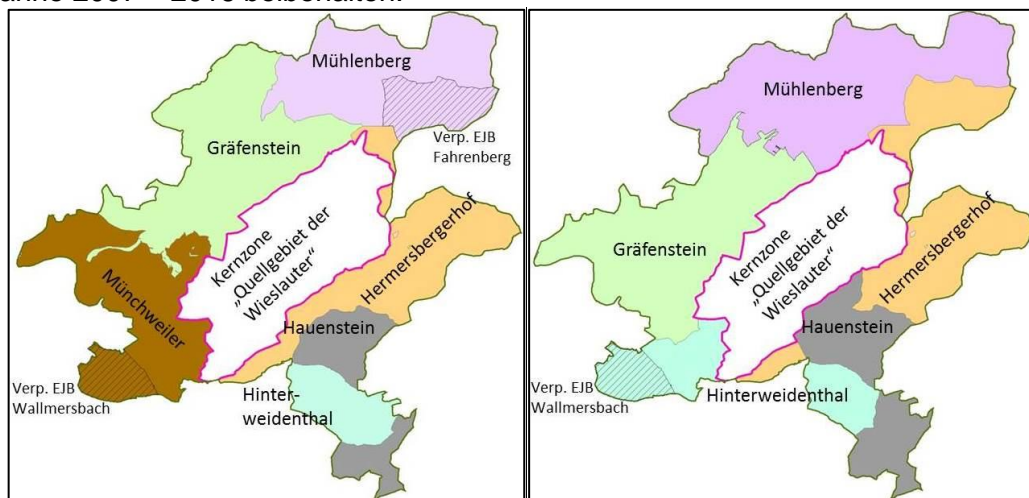


Abbildung 7: Zuschnitte der Forstreviere (farbige Flächen) bis 2014 (links) und nach 2014 (rechts). Vermerkt sind auch die Lagen der verpachteten Eigenjagdbezirke (verp. EJB) Wallmersbach und Farenberg (nur bis 2014).



Abbildung 8: Studiengebiet der Parameter „räumliche und zeitliche Verteilung der Erlegungen“, „Jagdstreckenhöhe“, „Erlegungsart“ sowie „Jagdaktivitäten“. Die erfasste Fläche (grün) umfasst je nach Jagdjahr 8.813 bis - 9.109 ha Jagdfläche (ohne die darin liegenden befriedeten Bezirke). Die internen weißen Flächen zeigen Namen und Lage der verpachteten gemeinschaftlichen Jagdbezirke Münchweiler, Merzalben und Leimen/Röderhof, sowie den bis 2014 verpachteten Eigenjagdbezirk Farenberg, für den sämtliche Parameter erst ab 2015 erfasst wurden.

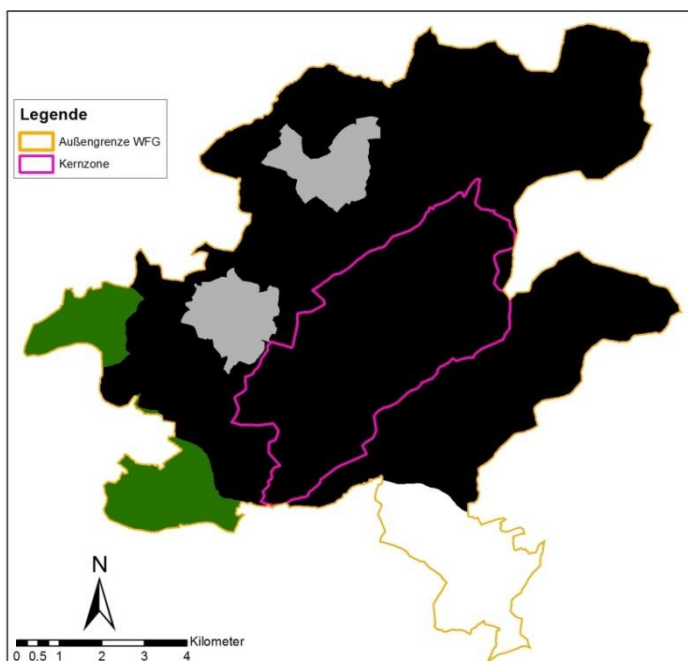


Abbildung 9: Studiengebiet der Parameter „Verbiss und Schälerhebungen“ (schwarze und grüne Fläche), sowie „Erhebungen der Schalenwildpopulation“ (schwarze, grüne und grau Fläche; ca. 10.000 ha). Die im Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“ gelegene Teilfläche des Rotwildbewirtschaftungsbezirks „Pfälzerwald“ entspricht der schwarzen Fläche und umfasst ca. 9.140 ha.

3.1.5 Definition von Zeiträumen und -angaben

Der Untersuchungszeitraum umfasst die Jagdjahre 2007/08 bis 2012/13 (mit Jagd im gesamten Untersuchungsgebiet) und 2013/14 bis 2015/16 (ohne Reh- und Rotwildbejagung in der Kernzone). Ein Jagdjahr beginnt am 1. April des Jahres und endet am 31. März des Folgejahres. Im Folgenden kann für die Bezeichnung eines Jagdjahres der Einfachheit halber auch nur eine Jahreszahl angegeben werden (Beispiel: „2007“ meint dann das Jagdjahr 2007, also den Zeitraum vom 1.4.2007 bis zum 31.3.2008). Einzelne Datenerhebungen verlaufen jedoch unabhängig vom Jagdbetrieb und damit unabhängig vom Jagdjahr. So finden eine Reihe von Untersuchungen im Frühjahr statt. Hier wird dann als Bezugsjahr lediglich das kalendarische Erhebungsjahr genannt.

3.1.6 Arbeitsschwerpunkte

Das Schalenwild- und Lebensraummonitoring im Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“ umfasste folgende Arbeitsschwerpunkte (siehe Hohmann & Huckschlag 2012, Tabelle 2):

- Struktur (wie Altersklassenaufbau, Geschlechterverhältnis, Ernährungsverhalten, Fertilität, Kondition etc.), Verteilung und Dichte der Schalenwildpopulationen insbesondere des Rotwildes
- Habitat (z. B. Vegetationsstruktur durch Luftbildauswertung)
- Wildregulierung (Streckenverläufe, jagdliche Aktivitäten)
- Wildwirkung (Neuschäle und Terminaltriebverbiss der Hauptbaumarten).

Nicht alle hier genannten Aspekte werden in diesem Evaluierungsbericht aufgegriffen (siehe Abschnitt 2.4, Seite 11).

Tabelle 2: Auflistung der Arbeitsschwerpunkte des wildökologischen Monitorings im Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“.

Arbeitsschwerpunkt (Koordinierung FAWF - Forschungsgruppe Wildökologie)	Turnus (bis 2016)	Beginn
Luftbildauswertung von Waldstrukturen	kein fester Turnus	1998
Jagdaktivitäten (Ansitz-, Erlegungs-, Kirrungsprotokolle aktiver Jäger, bei Drückjagden zentrale Erfassung von Ort, Beginn, Dauer und Fläche des Treibens, Anzahl Schützen, -Schüsse, -Hunde, -Nachsuchen, sowie Freigaben und Strecke)*	Monatlich	2007
Jagdstreckenerfassung	Permanent	2007
Rotwildlosungskartierung	Jährlich	2007
Rasterverbisskartierung nach Waldbaulichem Gutachten Rheinland- Pfalz, Verfahren erweitert	Jährlich	2008
Schälvollerhebung nach Waldbaulichem Gutachten Rheinland- Pfalz, Verfahren erweitert	Jährlich	2008
Terrestrische Scheinwerferzählung von Rotwild (inkl. Rehwild)	Jährlich	2010

3.2 Jagderfassungen

3.2.1 Jagdstreckenhöhe

Die Jagdstreckenangaben (= Anzahl erlegten Wildes) beziehen sich auf die Jagdjahre 2007/2008 (kurz 2007) bis 2015/2016 (kurz 2015). Sie umfassen die Regiejagdfläche des Forstamtes Hinterweidenthal nördlich der B10 (siehe Abbildung 8, Seite 22). Sie schwankte im Studienzeitraum etwas zwischen 8.813 ha und 9.109 ha. Die jagdlichen und nichtjagdlichen (Fallwild) Abgänge wurden vom Forstamt dokumentiert und an die FAWF gemeldet. Die Angaben zu Geschlecht und Alter der erlegten Stücke wurden bis 2014 von der FAWF anhand von Stichproben verifiziert und ggf. angepasst. Alle Angaben zur Streckenhöhe werden als Stück pro 100 ha Jagdfläche angegeben. Aufgrund des hohen Bewaldungsgrades erfolgt keine zusätzliche Angabe pro 100 ha bejagbarer Waldfläche, da sich die Werte kaum unterscheiden würden.

Ab dem Jagdjahr 2013 bis zum Ende des Betrachtungszeitraumes mit Abschluss des Jagdjahres 2015 wurde die Bejagung von Reh- und Rotwild innerhalb der ca. 2.400 ha großen Kernzone gänzlich eingestellt. Die für Reh- und Rotwild bejagbare Fläche reduzierte sich somit ab 2013 von ca. 9.000 ha auf ca. 7.600 ha. Schwarzwild musste dort jedoch weiterhin auf ganzer Fläche bejagt werden. Ab dem Jagdjahr 2015 wurde der ca. 400 ha große, bis dahin verpachtete, staatliche Eigenjagdbezirk „Farenberg“ (zur Lage siehe Abbildung 8) wieder in Eigenregie bejagt und somit auch der Regiejagdfläche zugeschlagen. Die dort im Jagdjahr 2015 erzielten Jagdstrecken wurden ab dann in die Gesamtstreckenangaben einbezogen, die entsprechende Änderung der Bezugsflächen bei den flächenbezogenen Streckenangaben entsprechend berücksichtigt. Darstellungen der Streckenhöhen/-dichten werden getrennt nach „Kernzone“ und „außerhalb der Kernzone“ dargestellt.

3.2.2 Streckenzusammensetzung

Für möglichst jedes im Wildforschungsgebiet abgegangene Reh-, Rot- oder Schwarzwild werden Wildart, Geschlecht und geschätztes Alter von vorher geschultem Forstamtspersonal erhoben. Für eine Teilstichprobe wurde die Altersschätzung anhand einer Unterkieferbegutachtung von der FAWF überprüft.

Rehwild: Einteilung in die Altersklassen Kitz (diesjährig), Schmalreh (einjährige Weibchen), Ricke (mehr als einjährige Weibchen) und Jährlings- und mehrjähriger Bock. Hierbei wurde der 1. April als Stichtag betrachtet.

Rotwild: Einteilung in die Altersklassen Kalb, Spießler bis Hirsch Klasse III, Schmaltier, älterer Hirsch (Klasse II 4 – 9jährig und Klasse I ab 10 jährig) bzw. Alttier (mehrjähriges Weibchen). Hierbei wurde der 1. April als Stichtag betrachtet. Bei den überprüften Unterkiefern wurde bei Hirschen und Alttieren eine möglichst jahrgenaue Schätzung nach Drechsler 1988 sowie Furniss-Roe 2008 anhand des Zahnabschliffs durchgeführt. Bei Abweichungen zwischen Drechsler 1988 und Furniss-Roe 2008 wurde der Mittelwert beider Altersschätzungen angenommen. Dabei kam es zu Abweichungen der Forstamtsangaben. Trotzdem verwenden wir hier die Forstamtsangaben (siehe Anhang 8.2.1, Seite 123).

Schwarzwild: Einteilung in die Altersklassen Frischling, Überläufer und Keiler bzw. Bache anhand des Zahnwechsels bzw. der Zahnentwicklung (nach Briedermann 1986, Iff 1976, Matschke 1967 sowie Stubbe 2001, 2006 modifiziert). Durch den beim Schwarzwild im Gegensatz zu Reh- und Rotwild nicht klar umrissenen Geburtszeitraum wurde hier nicht ein Stichtag, sondern das biologische Alter zu Grunde gelegt. Dabei kam es zu Abweichungen der Forstamtsangaben. Trotzdem verwenden wir auch hier die Forstamtsangaben (siehe Anhang 8.2.1, Seite 123).

3.2.3 Räumliche Verteilung der Erlegungen

Zusammen mit jeder Erlegung wurde auch der Erlegungsort dokumentiert. Bei Erlegungen auf der Einzeljagd erfolgte die Ortsangabe durch Mitteilung der Ansitz bzw. Hochsitznummer. Von alle Jagdeinrichtungen lagen uns entsprechende Koordinaten vor. Bei Erlegungen während der Drückjagden wurde der ungefähre Erlegungsort durch Mitteilung der Waldabteilung erhoben.

Alle Raumanalysen erfolgten mithilfe der Software ArcGIS 9.2 (Environmental Systems Research Institute Inc., Redlands, California). Hierzu wurden die Gauß-Krüger- Koordinaten von jedem aktiven Hochsitz ermittelt und die Jagdbezirks Grenzen digitalisiert.

Um die räumlichen Verschiebungen der Erlegungsschwerpunkte im Untersuchungszeitraum aufzuzeigen, werden die Strecken abteilungsweise jeweils als 3-Jahressummen der Jagdjahre 2007-2009, 2010 bis 2012 und 2013- 2015 abgebildet. Die 3-Jahressummen beinhalten Drückjagd-, Einzeljagderlegungen und Fallwild.

3.2.4 Jagdaktivitäten

Die hier bearbeiteten Informationen zum Jagdbetrieb im Wildforschungsgebiet lassen sich in drei Kategorien einteilen:

Einzeljagd: Einzel- und Gruppenansitze werden hier gleichermaßen als Einzeljagd bezeichnet. Die Jagdberechtigten des Wildforschungsgebietes meldeten Datum, Ort (bei Ansitzen: Hochsitz; bei Pirsch: nächstgelegener Hochsitz) und Tageszeit (morgens, abends) der genutzten Ansitze und im Falle einer Erlegung von Reh-, Rot- oder Schwarzwild Wildart, Geschlecht und Altersklasse in Form von Monatsprotokollen. Die Monatsprotokolle wurden von den jeweils zuständigen Revierbeamten geführt und regelmäßig an die FAWF weitergeleitet.

Drückjagd: Das Forstamt meldete uns Ort (Waldabteilungen), Beginn, Dauer und Fläche des Treibens, Anzahl Schützen, -Schüsse, -Hunde, -Nachsuchen, sowie Freigaben und erzielte Strecke (Geschlecht und Altersklasse). Die Erlegungsorte wurden abteilungsscharf dokumentiert.

Kirrungsaktivität: Die Datenerfassung erfolgte analog zur Einzeljagd. Erfasst wurden Datum, Ort und Tageszeit (morgens, mittags oder abends) von Kirrungskontrollen/-beschickungen.

3.2.5 Jagdeffizienz

Die Effizienz der Einzeljagd wird als Anzahl der Ansitze je Abschuss getrennt für Rot-, Reh- und Schwarzwild jahresweise dargestellt. Monatsweise Vergleiche innerhalb einzelner Jahre sind nur bedingt möglich, da die Jagdzeiten verschiedener Wildarten und Wildklassen übers Jahr unterschiedlich ausfallen oder sich überlagern. Zusammengefasste Werte (Ansitze je Erlegung einer beliebigen Schalenwildart) können beispielsweise von schwankenden Schwarzwildstrecken stark beeinflusst werden. Die Effizienz wird hier deshalb vorwiegend wildartenspezifisch betrachtet. Bei der Ermittlung der Effizienz wurden nur Ansitze berücksichtigt, die in der Jagdzeit der jeweiligen Wildart stattfanden.

Aufgrund möglicher Einflüsse der Mastintensität von Eiche und Buche auf die Jagdeffizienz wird die jährliche Mastindex-Stufe zusätzlich dargestellt (zur Erfassung der Mast siehe nächsten Abschnitt 3.2.6).

Die Effizienz der Drückjagden wird getrennt für Rot-, Reh- und Schwarzwild als Streckendichte je 100 ha je Treiben angegeben.

3.2.6 Mast

Die Früchte von Buche und Eiche spielen als kalorienreiche Nahrungsquelle im Herbst und Winter für alle drei Schalenwildarten im zentralen Pfälzerwald eine wichtige Rolle, allem voran für das Schwarzwild (siehe Abschnitt 2.4.2, Seite 11).

Beide Baumarten fruktifizieren jedoch nicht jedes Jahr. Diese sogenannten Mastphasen liefern also eine unregelmäßig auftretende und je nach Verteilung der Buchen- und Eichenbestände auch ungleichmäßig verteilte Energiequelle. Damit kann dieses Naturphänomen, je nach Ausprägung die Kondition der Wildtiere im Winter beeinflussen, was wiederum Auswirkungen auf die Fertilität haben kann. Dieser Zusammenhang ist besonders beim Schwarzwild ausgeprägt (Linderoth et al 2010). Die Mastschwerpunkte können die Verteilung des Schalenwildes soweit beeinflussen, dass indirekt auch die Verbissbelastung der bodennahen Pflanzen bzw. die Attraktivität von Wildwiesen und damit wiederum der Jagderfolg beeinflusst werden.

Die Dokumentation der Mastsituation im Studiengebiet wurde über zwei Datenquellen näherungsweise hergeleitet:

Eichelmast: Im Sommer 2008 wurden unter Alteichen-Buchenmischbeständen zumeist mit leichter Südexposition im Revier Mühlenberg 22 12 x 12 m große Flächenpaare ausgewählt. Die Flächenpaare verteilten wir auf vier Waldorte im Hainsimsen-Buchenwaldgesellschaften (Luzulo-Fagetum). Im herrschenden Bestand lag das Alter der Eichen zwischen 128 und 280 Jahre. Die Flächen wurden so verteilt, dass eine möglichst hohe Vergleichbarkeit hinsichtlich Standort (Boden, Frischegrad, Exposition, Höhe über NN), Ausgangsbestand und Belichtungsverhältnisse bestand. Alle Flächen wurden 2009 stark aufgelichtet.

Ab Herbst 2009 wurde nach dem Eichelfall jeweils Ende Oktober eine Eichelzählung durchgeführt. Hierbei wurden pro Flächenpaar an 10 definierten Stellen mit Hilfe eines 0,25 m² quadratischen Holzrahmens (Innenkantenlänge 50 cm) alle innerhalb des Rahmens am Boden liegenden Eicheln (inkl. der vom Laub bedeckten Eicheln) durch vorsichtiges Durchwühlen des Bodens gezählt. Aus den Zählwerten wurde dann eine mittlere Eicheldichte pro Quadratmeter hochgerechnet. Die Eichelfunddichte wurde dann in einen Mastindex umgerechnet: Eichelfunde je m² 0 = Index 0, 1 bis 10 = Index 1, 10 bis 19 = Index 2, 20 bis 29 = Index 3, 30 bis 39 = Index 4, 40 bis 49 = Index 5 und über 50 = Index 6.

Für die Jahre 2007 und 2008 wurde mangels direkter Messungen aus dem Gebiet behelfsweise auf die landesweiten Erhebungen zur Fruktifikation der Eiche zurückgegriffen. Hierzu rechneten wir den Anteil von Eichen mit Fruchtanlagen (Waldzustandsbericht 2007 und 2008, veröffentlicht im Internet unter www.fawf.wald-rlp.de) in folgende Mastindexwerte um: Anteil Eichen mit Fruchtanlagen im Jahr 2007 22 % = Index 6; Anteil Eicheln mit Fruchtanlagen im Jahr 2008 2 % = Index 0 (Tabelle 3).

Tabelle 3: Mastindexherleitung für die Jahre 2007 bis 2008 aus Anteilen Eichen mit Fruchtanlagen nach landesweiten Daten (Quelle: www.fawf.wald-rlp.de) und 2009 - 2015 aus gemittelten Eichelfundmengen im

Revier Mühlenberg, Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“.

Herbst	Mittlere Fundmenge Eicheln pro Quadratmeter im WFG	Anteil fruktifizierender Eichen Rheinland- Pfalz	Mastindex
2007	keine Daten	27%	6
2008	keine Daten	1%	0
2009	19,0	23%	2
2010	0,0	1%	0
2011	54,2	32%	6
2012	16,5	1%	2
2013	0,6	10%	1
2014	0,8	6%	1
2015	22,3	6%	3

Buchenmast: Hierzu verwendeten wir Fruktifikationserhebungsdaten 2007 - 2015 aus dem Nachbarforstamt Johanniskreuz (Internet www.fawf.wald-rlp.de) in Form der Anteile von Buchen mit mittelern bis starken Fruchtanlagen in jährlich bonitierten Buchenbeständen. Die Buchenfruktifikationsanteile wurden dann in einen Mastindex umgerechnet: Anteile bis 19 % = Index 1, 20 % bis 29 % = Index 2, 30 % bis 39 % = Index 3, 40 % bis 49 % = Index 4, 50 % - 59 % = Index5, über 60 % = Index 6 (Tabelle 4).

Für einen gemeinsamen Mastindex der beiden Baumarten wurden die Werte beider Arten addiert. Kappungsgrenze zwecks Übersichtlichkeit ist 6. Damit ergibt sich folgende Aussage:

- Die Jahre 2008 und 2010 waren Fehlmastjahre (Mastindexsumme 0)
- Die Jahre 2007, 2009, 2011 und 2014 waren Mastjahre (Mastindexsumme 5 und mehr)
- Die anderen Jahre 2012, 2013 und 2015 waren mittlere Mastjahre (Mastindexsumme 1 - 3)

Tabelle 4: Mastindexherleitung für die Jahre 2007 bis 2015 aus Anteilen Buchen mit Fruchtanlagen im Pfälzerwald (Forstamt Johanniskreuz, Quelle www.fawf.wald-rlp.de).

Herbst	Anteil fruktifizierender Buchen Pfälzerwald	Mastindex
2007	0,0	0
2008	0,0	0
2009	34,4	3
2010	0,0	0
2011	65,2	6
2012	0,0	0
2013	0,0	0
2014	73,9	6
2015	0,0	0

3.3 Erhebungen der Schalenwildpopulationen

3.3.1 Sondererhebungen von Reh- und Schwarzwild

Jährliche und repräsentative Erfassungen der Schalenwildpopulationen erfolgten nur beim Rotwild, der Wildart, der die höchste waldbauliche Relevanz zugesprochen wird. Die Erfassungen fanden im Rahmen von Losungskartierungen (siehe Abschnitt 3.3.2 und 3.3.3) und nächtlichen Scheinwerferzählungen (siehe Abschnitt 3.3.4) statt. Für die beiden anderen Arten Reh- und Schwarzwild wurden einmalige Schwerpunkterhebungen in bestimmten Jahren durchgeführt. Hier sind zu nennen die sog. Kotgenotypisierung beim Schwarzwild im Jahr 2008 und am Rehwild im Jahr 2011 sowie die Infrarot-Befliegungen für größere Säugetiere inklusiver aller Schalenwildarten in den Jahren 2007 - 2011. 2016 erfolgte eine alle Schalenwildarten umfassende Kartierung von Losungsfunden (siehe Abschnitt 3.3.3). Da diese Schwerpunkterhebungen eigenständige, teils durch Drittmittel finanzierte Studien darstellen und damit unabhängig vom hier zusammengefassten dauerhaften Monitoringprozess geplant, durchgeführt und publiziert wurden, wird auf eine detaillierte Ergebnisdarstellung hier verzichtet. Allerdings werden wir in der Diskussion auf diese Befunde eingehen. An dieser Stelle sei zunächst auf die dazu veröffentlichte Literatur verwiesen.

- EBERT, C.; J. SANDRINI, U. HOHMANN, B. THIELE (2016): Nicht-invasives genetisches Monitoring von Huftieren – ein Überblick am Beispiel des Rotwilds aus drei verschiedenen Untersuchungsgebieten. In A. KÖNIG; U. HOHMANN, C. EBERT & J. MITSCHKE (Hrsg.): Wildbiologische Forschungsberichte, Schriftenreihe der Vereinigung der Wildbiologen und Jagdwissenschaftler Deutschlands, Band 2, Verlag Kessel, ISBN 978-3-945941-16-4, 171-178
- HOHMANN, U.; C. EBERT; D. HUCKSCHLAG; U. HETTICH; J. SANDRINI: (2016): Jagd als Regulierungsinstrument? Untersuchungsbefunde am Beispiel zweier Schwarzwildpopulationen (*Sus scrofa*) in Südwestdeutschland. In A. KÖNIG; U. HOHMANN, C. EBERT & J. MITSCHKE (Hrsg.): Wildbiologische Forschungsberichte, Schriftenreihe der Vereinigung der Wildbiologen und Jagdwissenschaftler Deutschlands, Band 2, Verlag Kessel, ISBN 978-3-945941-16-4, 117-131
- EBERT, C., KNAUER, F., SPIELBERGER, B., THIELE, B., HOHMANN, U. (2012a): Estimating wild boar (*Sus scrofa* L.) population size faecal DNA and capture-recapture modelling. *Wildlife Biology* 18: 142-152.
- EBERT, C., SANDRINI, J., SPIELBERGER, B., HOHMANN, U. (2012b): Non-invasive genetic approaches for estimation of ungulate population size: a study on roe deer (*Capreolus capreolus*) based on faeces. *Animal Biodiversity and Conservation*, 35.2: 267-275.
- FRANKE, U., GOLL, B., HOHMANN, U., HEURICH, M. (2012): Aerial ungulate surveys with a combination of infrared and high-resolution natural colour images. *Animal Biodiversity and Conservation*, 35.2: 285-293.
- EBERT, C. (2011): Non-invasive genetic approaches to estimate ungulate population sizes in the Palatinate Forest, south-west Germany. Doktorarbeit an der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg im Breisgau, 132 S.
- HOHMANN, U.; M. RAHLFS & C. EBERT (2011): Die Rotwildzählung. *Öko Jagd* August 11, 55-56
- EBERT, C., KNAUER, F., STORCH, I., HOHMANN, U. (2010): Individual heterogeneity as a pitfall in population estimates based on non-invasive genetic sampling: a review and recommendations. *Wildlife Biology* 16, 225-240.
- EBERT, C., HUCKSCHLAG, D., SCHULZ, H.K., HOHMANN, U. (2010): Can hair traps sample wild boar (*Sus scrofa*) randomly for the purpose of non-invasive population estimation? *European Journal of Wildlife Research* 56, 583-590.
- EBERT, C., KOLODZIEJ, K., SCHIKORA, T., SCHULZ, H.K., HOHMANN, U. (2009): Is non-invasive genetic population estimation via faeces sampling feasible for abundant mammals with low defecation rates? A pilot study on free-ranging wild boar (*Sus scrofa*) in South-West Germany.- *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* 5, 167-177.
- EBERT, C., HUCKSCHLAG, D., SCHULZ, H.K., HOHMANN, U. (2009): Can hair traps sample wild boar (*Sus scrofa*) randomly for the purpose of non-invasive population estimation? *European Journal of Wildlife Research*, DOI: 10.1007/ s10344-009-0351-7.
- FICKEL J. & U. HOHMANN (2006): A methodological approach for non-invasive sampling for population size estimates in wild boars (*Sus scrofa*). *European Journal of Wildlife Research* 52- 28-33.
- HOHMANN, U., J. FICKEL (2004): The use of non-invasive sampling in population estimates of wild boars (*Sus scrofa*) in Rhineland-Palatinate. In C. Voigt & H. Hofer (Ed.): *Contributions to the 5th International Symposium on Physiology, Behaviour and Conservation of Wildlife*. 26.-29. September, Berlin, Germany, *Advances in Ethology* 38, Blackwell, Berlin: 133.

3.3.2 Losungskartierung

Genutzt wird hierbei das Prinzip, dass sich die räumliche Verteilung abgesetzter Losung (Kot) grundsätzlich an der raumzeitlichen Verteilung einer Population orientiert. Kann die Losung einer Art zugeordnet werden und ist sie über einen längeren Zeitraum sichtbar, kann die Verteilung einer Tierart für gewisse Zeiträume durch solche Kartierungen rekonstruiert werden.

Rotwildlosung kann aufgrund ihrer Größe und Form gut von den anderen im Studiengebiet vorkommenden Schalenwildarten Reh- und Schwarzwild unterschieden werden (Ebert 2011). Insbesondere im Winterhalbjahr ist aufgrund niedriger Umgebungstemperaturen und geringer Insektenaktivitäten (insbesondere von Mistkäfern [Scarabaeidae]) die Verschwinderate von Losung minimiert. Im Spätwinter/Vorfrühling lässt sich somit die in den zurückliegenden Wochen oder gar Monaten abgesetzte und akkumulierte Losung dazu nutzen, die Schwerpunkte der räumlichen Verteilung des Rotwildes über den Winterzeitraum großräumig nachzuzeichnen. Nach Smart et al. (2004) beträgt die maximale Verweildauer von Losung im Gelände je nach Wetter und Habitat bis zu 150 Tage. Wir gingen davon aus, dass aufgrund der atlantisch geprägten, oftmals milden Winterwitterung die Verweildauer jedoch in der Regel nur ein bis zwei Monate umfasst.

Bei der Losungszählung oder -kartierung können verschiedene Verfahren zum Einsatz kommen (Campbell et al. 2004). Hier wurde das Grundprinzip des „faecal standing crop“ (FSC)-Verfahrens (Campbell et al. 2004, Peters et al. 2011) angewendet. Dabei bestimmt man die absolute Anzahl gefundener Losung auf vorher definierten Suchbereichen ohne vorheriges Freiräumen (einzelne Losungspillen wurden wie Losungspillenhaufen gleichrangig als Fund gewertet; dies wird in anderen Studien z. T. anders gehandhabt, siehe z. B. Smart et al. 2004). Zu jedem Fund wurden folgende Daten aufgenommen: Uhrzeit, Laubtiefe am Fundort (in drei Klassen: a = kein Laub; b = dünne Laubschicht, Boden noch sichtbar; c = geschlossene, mehrere Zentimeter dicke Laubschicht), Sicherheit der Artidentifizierung (von 1 = „100% sicher“ bis 4 = „nur 50 % sicher“) und Frische (1 = „sehr frisch“ bis 6 = „sehr alt“). Als „frisch“ wurde Losung bezeichnet, wenn die Pille noch komplett intakt war und eine feuchte, glänzende Oberfläche aufwies (Tsaparis et al. 2009). Solche Proben waren in der Regel nicht älter als 24 Stunden (Acevedo et al. 2008). Als Proben der Kategorie 6 wurden teilweise zersetzte und stark verwaschene Proben angesehen, die vermutlich über mehrere Wochen alt waren. Proben der Kategorie 2 bis 5 beschreiben die dazwischen liegenden Übergangsstadien.

Die Verschwinderaten des Kots können zwar kleinräumig und kurzfristig variieren (Bevanda 2008, Smart et al. 2004), sollten aber nur einen geringen Einfluss auf eine großräumige Betrachtung der Losungsverteilung haben. Wir gehen davon aus, dass diese Einflussfaktoren innerhalb eines Betrachtungszeitrahmens und -raums über die gesamte Population bzw. das gesamte Untersuchungsgebiet gleichermaßen wirksam sind. Die Rekonstruktion von Verteilungsschwerpunkten sollte damit von diesen Faktoren weitgehend unbeeinflusst bleiben.

Die von uns praktizierte Losungskartierung unterlag einer stetigen Optimierung. In einem Parallelversuch wurde das in Deutschland sonst übliche Traktverfahren (Tottewitz et al. 1996) mit einem Linientransektverfahren von Bevanda (2008) verglichen. Im Traktverfahren werden 50 m lange Trakte entlang eines 600 x 600 m-Rasters, dies entspricht einer Dichte von einem Trakt auf 39 ha, langsam und intensiv nach Losung abgesucht. Beim Linientransektverfahren werden hingegen Strecken von mehreren Kilometern Länge in gemäßigtem Wanderschritt abgelaufen. Es erfolgte eine Aufzeichnung der tatsächlichen Laufwege mit einem GPS-Gerät („Cattracker“). Der Suchbereich kann dann weniger intensiv nach Losung abgesucht werden. Peters (2010) hatte diesen Parallelversuch weiter ausgewertet und kam zu dem Schluss, dass Linientransekte trotzdem effektiver und kostensparender abgesucht werden konnten. Insbesondere ließ sich trotz geringerer Suchintensität die absolute Anzahl der Detektionen soweit erhöhen, dass auch weniger oft von Rotwild frequentierte Bereiche erkannt werden konnten (Peters 2010). Das Linientransektverfahren kam daher seit 2009 ausschließlich zum Einsatz. Die mit dieser Methodenoptimierung einhergehende unterschiedliche Verteilung der Suchräume ist der

Grund für die über die Zeitreihe 2007 - 2016 etwas unterschiedlichen Darstellungen der winterlichen Rotwildverteilungsräume (Abbildung 10).

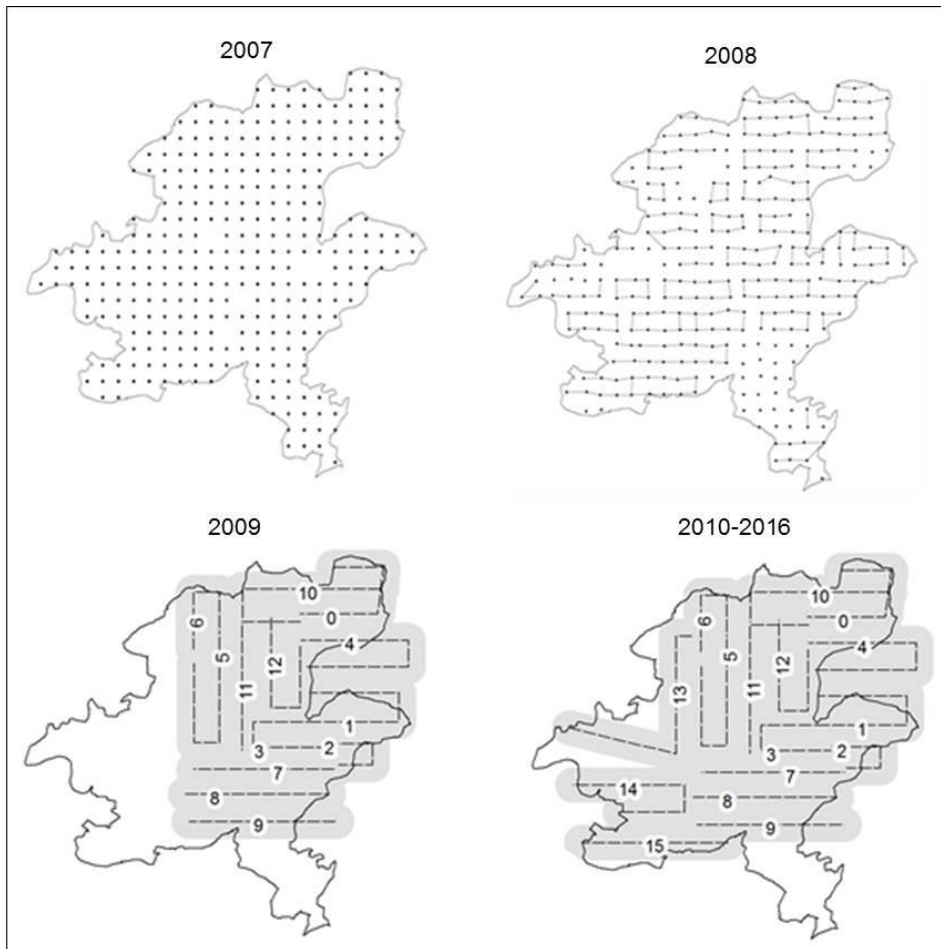


Abbildung 10: Veränderung der Suchräume 2007 – 2016 innerhalb des Wildforschungsgebietes „Pfälzerwald“. 2007: 50m-Trakterhebung (n = 302 Trakte); 2008: Trakte von 2007 wurden zusätzlich durch 234 Rundtransekte (Gesamtlänge der Rundentransekte 142,5 km) miteinander verbunden, 2009: Erstmals alleinige Anwendung der Linientransekteerhebung in den Rotwildkernräumen (grau hinterlegt ist der potentielle Erfassungsraum, die Nummern entsprechen der internen Transektnummerierung), ab 2010 Linientransekteerhebung dann im gesamten Wildforschungsgebiet nördl. der B10 (siehe topographische Übersichtskarte Abbildung 4).

3.3.3 Losungskartierung aller Schalenwildarten 2016

Parallel zu der jährlich durchgeführten Standardlosungskartierung auf 15 Transekten (siehe Abschnitt 3.3.2) wurde 2016 eine verdichtete Sonderkartierung auf insgesamt 80 Transekten durchgeführt (Abbildung 11). Sie sollte wie oben beschrieben ein für die Kotgenotypisierung ausreichende Stichprobe für das Rotwild liefern (Abschnitt 0). Andererseits wurde die Gelegenheit genutzt, auch Reh- und Schwarzwildlosungsfunde zu verorten, um damit die Verteilungsmuster aller drei Schalenwildarten zeitgleich für die Frühjahrsphase 2016 zu erfassen. Bei der Verteilung der Suchtransekte ist allerdings eine gleichmäßige Verteilung nicht immer gelungen. Lücken in der Losungsfundverteilung können demnach auch auf eine geringere Abdeckung durch Transekte zurückzuführen sein (z. B. Wüsttal, Lagebeschreibung von Ortsbezeichnungen siehe Abbildung 76; Seite 122).

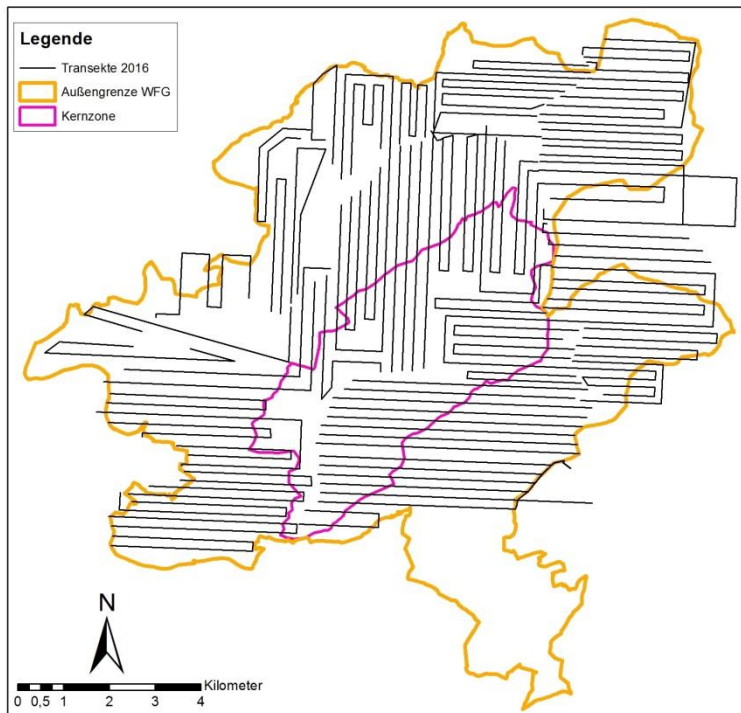


Abbildung 11: „Im Jahr 2016 erfolgte einmalig eine Kartierung der Losungsfunde aller Schalenwildarten. 15 Sucher orientierten sich dazu zwischen dem 10.3. und 14.3.2016 grob per GPS an zuvor festgelegten 80 Linientransekten (dünne schwarze Linien), die weitgehend die Fläche des Wildforschungsgebietes „Pfälzerwald“ und Teile des Annweiler Stadtwaldes im Osten abdeckten. Entlang dieser Transekte wurde alle Losungsfunde von Reh-, Schwarz- und Rotwild kartiert.“

3.3.4 Scheinwerferzählungen

Dieses Zählverfahren nutzt die besondere Äsungsattraktivität von grünem Offenland (Talwiesen, Wildwiesen, Weiden und andere bewachsene Freiflächen) im Frühjahr für Rotwild aus. Zur Buschwindröschenblüte, die in unseren Breiten in der Regel ein paar Wochen im April umfasst, bieten besonnte Freiflächen die erste frische Grünäsung nach der Winterphase. Im geschlossenen Wald setzt die Entwicklung der bodennahen Vegetation aufgrund der höheren Beschattung entsprechend später ein, so dass in dieser Zeit insbesondere die Kahlwildrudel (in der Regel Weibchenverbände mit diesjährigen und vorjährigen Kälbern) die Freiflächen zur Aufnahme hochwertiger Nahrung vermehrt aufsuchen (Simon et al. 2008).

Leuchtet man nachts im oben genannten Zeitraum mit ausreichend starken Scheinwerfern (mittlere Leuchttiefe 150- 200 m) von einem Auto aus einsichtige Offenlandbereiche ab, lässt sich ein Großteil des lokalen Bestands, insbesondere des Kahlwildbestands, gut erfassen. Zu beachten ist, dass adultes männliches Wild, das zu dieser Jahreszeit sein Geweih abwirft und nicht in dem Maße zur Rudelbildung neigt, mit einer geringeren Wahrscheinlichkeit als Kahlwild erfasst wird. Diese Zählmethode wurde schon frühzeitig in Amerika an Huftieren getestet (Progulske & Duerre 1964) und kommt auch in Europa seit einigen Jahren zunehmend für Rotwilderfassungen zum Einsatz (siehe beispielsweise Focardi et al. 2001 oder Garel et al. 2006).

Im Wildforschungsgebiet wurde diese Methode 2010 erstmalig für den Pfälzerwald angewendet. Hierzu wurden zwei Zählfahrten im April durch das Institut für Tierökologie und Naturbildung im Auftrag der FAWF organisiert und ausgewertet. Danach erfolgte jährlich eine Zählung an möglichst insgesamt vier Nächten pro Jahr in Eigenregie. Es kamen dabei jeweils zwei Zählteams mit je vier Personen (Fahrer, Protokollant, zwei Leuchter) zum Einsatz, die zwischen 22:00 Uhr und ca. 3:00 Uhr eine vorher festgelegte Route im Osten und Westen des Gebietes langsam (im Schnitt ca. 15 - 20 km/h) abfuhren. Der Routenverlauf war so gewählt, dass vom Fahrweg möglichst ein hoher Anteil der gut einsehbaren Freiflächen (Waldwiesen, Äsungsflächen, Talwiesen, Sturmwurfflächen, lichte

Altholzbestände, etc.) abgeleuchtet werden konnte. Aber auch der durchfahrene Wald wurde kontinuierlich beidseitig abgeleuchtet. Die beiden Routen hatten zusammen eine Länge von ca. 144 km (Min. 127 km und Max 167 km). Bildet man um das Routennetz ein nahezu konvexes Polygon ergibt sich eine Bezugsfläche von 8.400 ha (davon 7.806 ha Wald, 507 ha Offenland und 90 ha Siedlungen). Von den 507 ha Offenland wurden 75 % abgesucht. Das Offenland verteilte sich allerdings auf 233 unterschiedlich großen Einzelflächen. Davon wurden im Schnitt 40 % angefahren. Insbesondere die 151 verstreut liegenden, kleineren Flächen (bis 1 ha) konnten mehrheitlich nicht angefahren werden; dafür aber die 82 über einen Hektar großen Flächen. Die besonders großen Flächen von mehr als 20 ha wurden komplett abgeleuchtet (Abbildung 12).

Gewertet wurde pro Saison nur jene Zählfahrt mit der höchsten Gesamtzahl gesehener Tiere. Sie entspricht dem Mindestfrühjahrsbestand. Über die Jahre sollte die Entwicklung dieses Wertes einen Hinweis auf die grobe Populationsentwicklung geben. Dazu musste die Vorgehensweise weitestgehend unverändert beibehalten werden. Die äußeren Zählbedingungen sollten in keinem Jahr durch Nebel oder starken Wind beeinträchtigt sein. Folgende Parameter wurden pro Sichtung dokumentiert:

- Ort, Uhrzeit und Anzahl der angetroffenen Rotwildindividuen pro Kontakt ereignis.
- Kurzcharakterisierung des Standortes (Wald, Windwurf fläche, Wildwiese oder landwirtschaftlich genutzte Freifläche wie Weideland oder Mähwiese) je Kontakt ereignis.
- Weitere Angaben zu Geschlecht und Altersklasse der gesichteten Tiere:
- Jüngere Hirsche der Klasse 3 (ein- bis dreijährig). Sie haben oftmals noch nicht abgeworfen und können anhand der Körpergröße, Geweihform und -größe als Spießler (einjährige Hirsche) oder 2-3 jährig angesprochen werden.
- Ältere Hirsche (Klasse 2 und 1). Sie haben meist schon ihr Geweih abgeworfen, sind aber unter Umständen noch an der Mähne und den noch offenen oder bereits überwallten Rosenstöcken erkennbar.
- Alttiere bzw. vorjährige Schmaltiere (beachte: der übliche Altersklassenwechsel zum 1.4. wird hier außer Acht gelassen). Eine Unterscheidung ist nicht immer möglich. Sie werden daher zusammengezählt.
- Vorjährige Kälber (beachte: der übliche Altersklassenwechsel zum 1.4. wird hier außer Acht gelassen). Sie sind noch deutlich kleiner als Alttiere bzw. vorjährige Schmaltiere und daher in den meisten Fällen gut erkennbar.

Auf der Grundlage der Gesamtzahl und der Geschlechts- und Altersangaben (Differenzierungsgrad) wurde der erkannte Anteil von Kahlwildrudeln (hier Weibchenverbände bestehend aus Alttieren bzw. den vorjährigen Schmaltieren und Spießlern, sowie den vorjährigen Kälbern und einzelnen älteren Junghirschen) ermittelt. Er diente der Herleitung der Bestandshöhe und einer Zuwachsprognose. Bei der Zuwachsprognose wird zunächst der Weibchenanteil in den Kahlwildrudeln ermittelt. Hierzu wurden alle Alttiere, vorjährige Schmaltiere und ein Teil der Kälber aufaddiert. Bei den Kälbern wurde vereinfacht ein Geschlechterverhältnis von 1 : 1 angenommen.

Multipliziert man die Anzahl vorhandener Weibchen mit dem in Rheinland-Pfalz veranschlagten durchschnittlichen Reproduktionspotential von 70 % (gemäß Anlage 7 zum § 37 LJGDVO), ergäbe sich daraus eine erste Näherung der zu erwartende Geburten in der folgenden Setzzeit. Allerdings deuteten die im Wildforschungsgebiet erhobenen Reproduktionsparameter auf eine um ca. 10 % niedrigere Fertilität beim Rotwild hin (siehe Hohmann und Huckschlag 2015). Als durchschnittliches Reproduktionspotential wird daher hier ein Zuwachsfaktor von 0,6 verwendet.

Die tatsächliche Bestandshöhe wurde durch die unterstellte Übersehrate bestimmt. Unter der Übersehrate versteht man den Anteil nicht erfasster Individuen zu allen im Zählgebiet zum

Zählzeitpunkt vorkommenden Individuen. Die Übersehrate musste geschätzt werden. Sie wird für Kahlwildrudel hier pauschal mit 30 % und alternativ mit 40 % veranschlagt. Dabei beziehen wir uns u. a. auf verschiedene Kalibrierungsexperimente, die mit Hilfe der sog. Kotgenotypisierung durchgeführt wurden (siehe Abschnitt 5.2.2).

Parallel dazu wurde nach Chevrier et al. (2015) ein mittlerer Index der Sichtungen pro Kilometer plus 95-% Konfidenzintervalle berechnet.

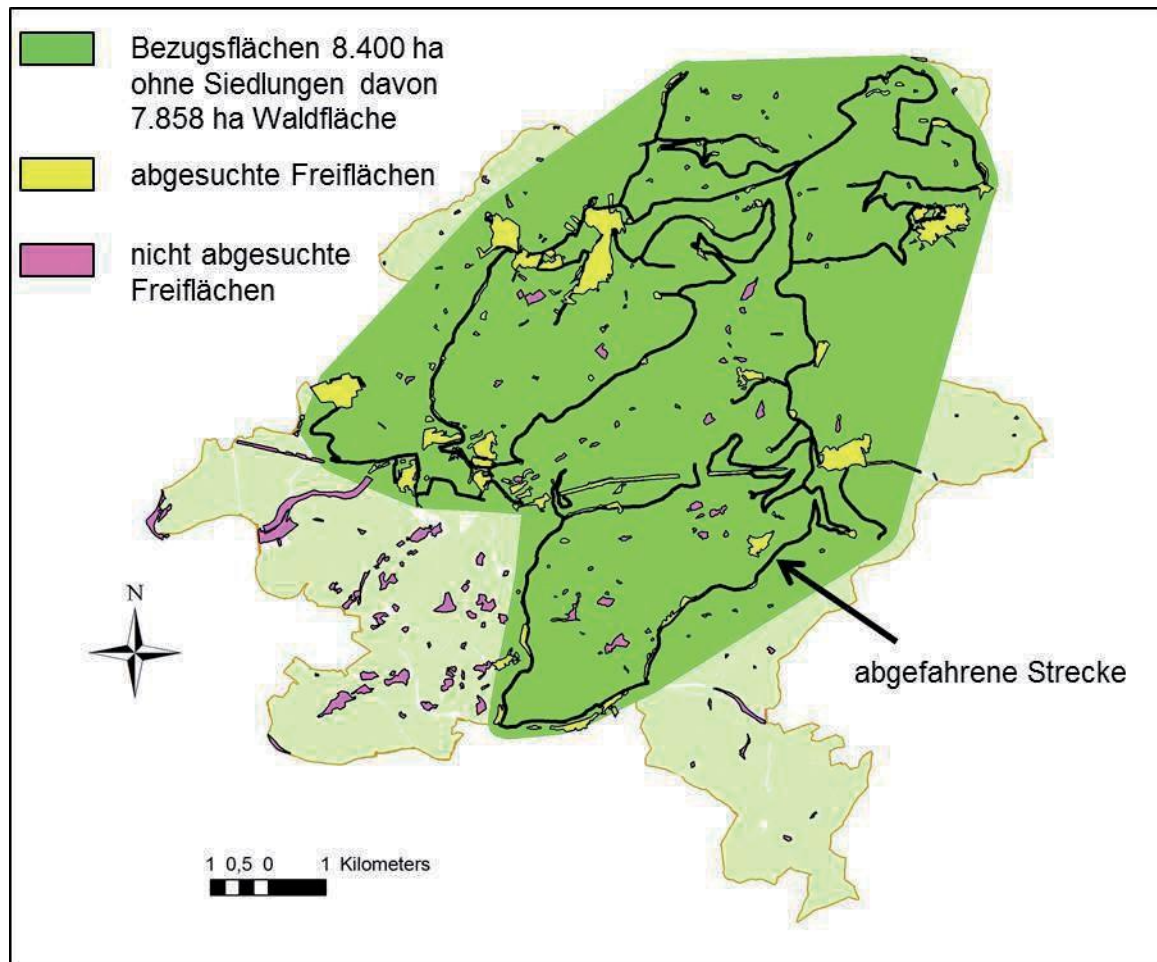


Abbildung 12: Routenverlauf und Zählflächen der Rotwild-Scheinwerferzählung im Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“ (hellgrüne Fläche). Das Zählgebiet (dunkelgrüne Fläche) umfasst 8.400 ha (ohne Siedlungen). Darin liegen 233 Freiflächen (nur Flächen > 500 m²) mit einer Flächensumme von 507 ha (Freiflächenanteil am Zählgebiet 6 %, Waldfläche im Zählgebiet 7.858 ha). Von den Freiflächen wurden 93 Freiflächen (40 % aller Flächenstücke) bzw. 375 ha (75 % der Gesamtfreifläche) abgeleuchtet.

3.3.5 Rotwildbestandserhebung via Kotgenotypisierung

Dieser Schätzmethode von Populationsgrößen liegt ein modifiziertes Fang-Wiederfang-Experiment (capture-mark-recapture, CMR) zugrunde, bei dem einzelne Individuen anhand von nicht-invasiv gewonnenen Gewebeproben (hier: Kot) über genetische Methoden individuell bestimmt bzw. markiert werden. Diese Methodik wurde bereits bei verschiedenen Tierarten angewandt (siehe z.B. Mowat & Strobeck 2000; Valière et al. 2006). Weitere Details zur Durchführung im Pfälzerwald finden sich beispielsweise in folgenden Veröffentlichungen (Ebert et al. 2016, Hohmann et al. 2011). An dieser Stelle belassen wir es daher bei einem kurzen methodischen Überblick:

Die Rotwildlosung wurde jeweils entlang von 16 Transekten in Jahr 2010 und dann nochmals im Jahr 2016 im Wildforschungsgebiet Pfälzerwald auf ca. 10.000 ha Fläche gesammelt. Das Sammeln erfolgte zwischen Mitte März und Anfang April über 5 bis maximal 10 Tage hinweg. Aus den gesammelten Kotproben wählte man jeweils diejenigen, die für eine Laboranalyse ausreichend frisch erschienen, für eine DNA-Analyse aus und extrahierte aus den Proben in einem ersten Schritt DNA. Die individuelle Identifizierung der Rothirsch-Kotproben erfolgte mittels eines Sets aus sieben polymorphen Mikrosatelliten sowie einem Geschlechtsmarker. Die insgesamt acht Marker wurden auf zwei Multiplex-PCRs verteilt und jeweils in einem Dreifach-Ansatz durchgeführt (sprich: 3 Wiederholungen der PCR pro Probe für jeden der beiden Multiplexe, also insgesamt 6 PCRs pro Probe). Es folgte eine anschließende Fragmentanalyse im Kapillarsequenzierer. Nach der händischen Auswertung der entstandenen Rohdaten für jede Probe konnte aus den drei Ergebnissen für jeden Marker und jede Probe jeweils ein Consensus-Genotyp ermittelt werden. Mit Hilfe der Software GENECAP (Wilberg & Dreher 2004) verglich man diese Genotypen miteinander und bestimmte die so genannten „Matches“, d.h. gleiche Genotypen verschiedener Proben, die zum gleichen Individuum gehören. Die drei Wiederholungen dienten dazu, das Risiko einer Fehlzuzuordnung von Genotypen durch Genotypisierungsfehler (Allel-Ausfälle oder Falschallele) zu minimieren. Proben, bei denen mehr als zwei Marker komplett ausgefallen waren oder deren Ergebnisse keine eindeutige Zuordnung ermöglichten, wurden aus dem Datensatz entfernt. Bei der Suche nach „Matches“ wurden alle Probenpaare, die sich nur an einem oder an zwei Allelen unterschieden, nochmals untersucht. Zunächst geschah dies durch direktes Vergleichen der Rohdaten jeweils aller drei Wiederholungen. Im Falle bestehender Unsicherheiten wurde ggf. Analyse wiederholt. Die Validierung der Genotypisierungsergebnisse erfolgte jeweils mit Hilfe von Blindtests und mittels Abschätzung der Genotypisierungsfehlerraten (Details in Ebert et al. 2012).

Die Bestandsschätzungen wurden mit Hilfe des Programms CAPWIRE berechnet (Miller et al. 2005). Hierbei fand – nach Überprüfung der Anpassungsgüte mit Hilfe eines likelihood ratio test – für alle drei Projekte das so genannte two innate rates model (TIRM) Verwendung. Um von der geschätzten Populationsgröße auf die Populationsdichte schließen zu können, versah man jeweils die Außenränder der realen Untersuchungsgebiete (konvexes Polygon um die jeweiligen Losungsfunde je Jahr und Geschlecht) mit einem Puffer, um die tatsächlich erfasste Fläche abzuschätzen (Tioli et al. 2009). Die Breite dieses Puffers konnte für jedes Jahr einzeln jeweils aus den Entfernungen mehrfach erfasster Individuen als mittlere maximale Wiederfangentfernung (mean maximum distance moved, kurz MMDM) ermittelt werden. Dies ermöglichte es, ein aus den tatsächlichen Raumnutzungsdaten der beprobten Population ermittelten Wert zu nutzen, um der Tatsache Rechnung zu tragen, dass die Tiere sich an den Außenrändern der Fläche ein und aus bewegten. Für Randbereiche, die defacto aufgrund von Zäunungen (Bundestrasse 10 im Bereich der Wildbrücke) oder Siedlungsbarrieren (z. B. Münchweiler) während der Wochen vor der Losungssuche vermutlich nicht regelmäßig genutzt werden konnten, erfolgte keine Pufferberechnung.

Für die Schätzung der geschlechterspezifischen Rotwildichten wurden jeweils nur die MMDM der erfassten männlichen und der erfassten weiblichen Tiere verwendet, so dass ein auf das jeweilige Geschlecht abgestimmter Bezugsraum Grundlage für die Dichteberechnung war.

Ein weiterer Ansatz, der zur Schätzung der Gesamtdichte angewandt wurde, ist das so

genannte „spatially explicit capture recapture“ (SECR; siehe z.B. Efford et al. 2004, Royle & Young 2008). Hierbei wird neben der individuellen Zuordnung der Proben mittels Genetik auch die räumliche Information (d.h. die Koordinaten des Fundorts einer jeden Probe von einem bestimmten Tier) mit in den Schätzprozess einbezogen. Die mittlere Distanz zwischen mehreren Losungsdetektionen eines Tieres kann Aufschluss darüber geben, wie sich das Tier im Raum bewegt. SECR kann unter anderem mit Hilfe der Software „R“ implementiert werden (hierzu wurde das R-Paket „secr 2.9.0“ verwendet, Quelle: www.otago.ac.nz/density/SECRinR.html). Anhand der räumlichen Informationen der einzelnen Detektionen wird für jedes erfasste Individuum ein Aktionszentrum errechnet unter der Annahme, dass die Aufenthaltswahrscheinlichkeit mit zunehmender Entfernung zum Aktionszentrum abnimmt (Efford et al. 2004). Zusätzlich wird die räumliche Verteilung der Aktivitätszentren modelliert. Diese räumliche Abschätzung aus den Fundorten der Proben dient als Grundlage für die SECR-Dichteberechnung.

3.4 Verbisserhebungen

Für die waldbauliche Beurteilung der Verbissituation ist der Terminaltriebverbiss im Winter ausschlaggebend. Die Taxationen erfolgten jährlich. Die Verbisserhebungen orientierten sich dabei an dem landesweiten Verfahren¹ und wurden im März/April durchgeführt. Darüber hinaus gab es Zusatzerhebungen (Tabelle 6).

Das Verfahren orientierte sich bei der Flächenauswahl an einem 500 x 500 m Raster. Innerhalb eines um den Rasterpunkt liegenden Suchraums von 500 x 500 m wird die nächste zum Rasterpunkt liegende, erhebungsrelevante Verjüngungsfläche ausgewählt. Die Suchraumgrenze unterteilt dabei ggf. die Erhebungsfläche. Für eine Erhebungsfläche müssen bestimmte Kriterien erfüllt werden. Dabei wurde zwischen Naturverjüngung und Kunstverjüngung unterschieden (Tabelle 7; Zusammenfassung zur Erhebungsmethodik in Tabelle 8).

2008 erfolgten noch zwei parallele Erhebungen, eine nach dem landesweiten Standards (Mindestfläche 0,2 ha) durch das Forstamt und eine durch einen Unternehmer, der auch Verbissflächen zwischen 0,1 ha und 0,2 ha begutachtete. In der Auswertung werden dann beide Datenblöcke zu einem Datensatz vereinigt und gewichtete Mittelwerte gebildet. In den Folgejahren ab 2009 erfolgte die komplette Aufnahme dann nur noch durch einen beauftragten Unternehmer und dies nur für Aufnahmeflächen ab 0,2 ha.

Ab 2010 hat sich schließlich eine gewisse Routinepraxis der Verbisserhebungen etabliert. Wir gehen davon aus, dass zumindest seit 2009 eine gute Vergleichbarkeit der Zeitreihe gegeben ist. Dies erklärt, warum einige vertiefende Betrachtungen der Verbissituation teils erst ab dem Jahr 2010 vorgenommen wurden.

Bei den in diesem Bericht vorgelegten Verbissprozenten handelt es sich, wenn nicht anders vermerkt, um Mittelwerte für eine Baumart, unabhängig davon, ob diese als führende Hauptwirtschaftsbaumart oder als Mischbaumart angesprochen wurde.

Zu jedem Jahresmittelwert werden die zugehörigen Standardfehler und 95%-Konfidenzintervalle (nach Trisl 1998) aus Übersichtsgründen im Anhang (8.4, ab Seite 131) tabellarisch und graphisch dargestellt.

Tabelle 5: Für die waldbauliche Beurteilung der Verbissituation ist ausschließlich der Terminaltriebverbiss im Winter ausschlaggebend. Zur Beurteilung des Gefährdungsgrades des waldbaulichen Betriebszieles wird, wie in Rheinland-Pfalz üblich, nur der Winterverbiss des Schalenwildes wie folgt bewertet:

Waldbauliches Betriebsziel	nicht gefährdet	gefährdet	erheblich gefährdet
Laubbäume und Tanne	< 15 %	15- 25 %	> 25 %
Übriges Nadelholz	< 20 %	20 – 40 %	> 40 %

¹ Siehe: Erhebungsanleitung - Grundsätze zur Erhebung von Verbiss- und Schälsschäden als Grundlage einer forstbehördlichen Stellungnahme zum Einfluss des Schalenwildes auf das waldbauliche Betriebsziel (Stellungnahme gemäß § 31 Abs. 7 LJG), Februar 2011 (=Erhebungsanleitung; www.jagd-ww.de/fileadmin/user_upload/Daten/PDF/Wissenswertes/Waldbauliches_Gutachten/WBG_2011_Erhebungsanleitung.pdf).

Tabelle 6: Sonderregelungen und Zusatzerhebungen bei den Verbissaufnahmen im Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“.

Flächenauswahl und -bearbeitung	Verbisszeiträume	Hasenverbiss
<p>Flächenvorauswahl erfolgt wie landesweit üblich durch das Forstamt. Die Erhebung selbst wird jedoch nicht durch Forstamtpersonal, sondern durch externe Unternehmer durchgeführt.</p>	<p>Es erfolgt nicht nur die Erhebung des Winter-, sondern auch des zurückliegenden Sommersverbisses.</p>	<p>Beim Winterverbiss erfolgt okulare Unterscheidung in Schalenwild- oder Hasenverbiss nicht fakultativ, sondern obligatorisch. Hasen verbeißen Jungbäume meist schräg und rasiermesserscharf. Es bleibt kein Fähnchen zurück. Beim vorjährigen Sommersverbiss ist wegen der zwischenzeitlich eingetretenen Heilungs- und Verwachsungsprozesse eine solche Differenzierung in Schalenwild- und Hasenverbiss nicht mehr möglich. 2008 und 2009 wurde der Winterhasenverbiss lediglich qualitativ erfasst, ab 2010 dann auch quantitativ.</p>

Tabelle 7: Kriterienkatalog für die Mindestanforderungen an eine Verbisserhebungsfläche im Wildforschungsgebiet.

Naturverjüngung (NV)	Kunstverjüngung (KV)
<ul style="list-style-type: none"> • Die Aufnahme erfolgt regelmäßig dann, wenn die Verjüngung dauerhafter Bestandteil der folgenden Waldgeneration sein wird. Dabei muss es sich um die Zielbaumarten handeln und die NV etabliert sich im Rahmen eines planmäßigen Generationenwechsels bzw. eine Kalamitätssituation erzwingt eine unverzügliche Wiederbewaldung • Mindestfläche 0,2 ha (um auch kleinere Naturverjüngungskomplexe aufzunehmen, haben wir auf den Anspruch, die Fläche solle zusammenhängend sein, verzichtet) • Mindestverjüngungsdichte = 1 Pflanze auf 2 m² im Höhenrahmen von 20 - 150 cm (5000 St./ha) • verjüngungsarme /-freie Bereiche >200 m² trennen die Erhebungsfläche (2. Taxationslinie) • 50% der Oberhöhenpflanzen der Zielbaumarten haben die Höhe von 150 cm noch nicht überschritten 	<ul style="list-style-type: none"> • Mindestfläche 0,2 ha (~ 45 x 45m) • 50% der Pflanzen im Höhenrahmen von 20 - 150cm • Auf Kunstverjüngungsflächen wird in eine Aufnahme nach NV gewechselt, wenn der Naturverjüngungsanteil waldbaulich relevant ist.

Tabelle 8: Vorgehensweise der Verbissaufnahme auf den Aufnahmeflächen in Stichworten.

Naturverjüngung (NV)	Kunstverjüngung (KV)
Festlegen der führenden Hauptwirtschaftsbaumart (FHWB)	
<p>Aufsuchen des ersten Aufnahmepunktes. Mit Hilfe von vier Fluchtstäben (2m) werden Aufnahmequadrate abgegrenzt.</p> <p>In jedem Aufnahmequadrat werden die zwei höchsten Pflanzen der FHWB auf Verbiss angesprochen, ebenso die jeweils zwei höchsten Pflanzen weiterer Baumarten (2008 – 2010 wurde neben der führenden Hauptwirtschaftsbaumart noch in Sonstige Hauptwirtschaftsbaumarten und Mischbaumarten unterschieden. Ab 2011 gab es dann nur noch die Einteilung in führende Hauptwirtschaftsbaumart und Mischbaumarten).</p> <p>Mindestanzahl FWHB ≥ 32 St.</p> <p>Fällt ein Aufnahmequadrant aus, so muss ein 5. Aufnahmepunkt mit vollständiger Erhebung an die Taxationslinie angehängt werden.</p> <p>Alle Pflanzen der Leitbaumart sind mit verwitterungsfähigem Band zu kennzeichnen.</p>	<p>Aufsuchen des ersten Aufnahmepunktes.</p> <p>Die 10 zum Aufnahmepunkt nächsten Pflanzen im Höhenrahmen 20-150cm werden auf Verbiss angesprochen.</p> <p>In der Summe werden 40 Pflanzen pro Erhebungsfläche bewertet.</p> <p>In Flächen mit Vollschutz² werden die vorkommenden Baumarten erfasst, sowie die Frage beantwortet, ob die Naturverjüngung außerhalb des Zaunes ausbleibt.</p> <p>Die erste beurteilte Pflanze ist mit verwitterungsfähigem Band zu kennzeichnen.</p> <p>Besonderheit Klumpenpflanzung: Der jeweils nächst gelegene Klumpen zum Aufnahmepunkt wird erfasst. Läuft man vom Erhebungspunkt in den Klumpen, wird die erste relevante Pflanze erfasst, sowie die nächsten neun Pflanzen der Leitbaumart in dieser Laufrichtung.</p>

² Vollschutz = Zaun oder sonstiger Schutz an allen Einzelpflanzen (Wuchshülle), nicht zum Vollschutz zählt der Leittriebschutz

3.5 Schälernerhebungen

Analog zu den Verbissaufnahmen (siehe vorheriger Abschnitt) orientierten sich die im Wildforschungsgebiet durchgeführten Erhebungen der Rindenschäle am Landesverfahren. Auch hierbei wurden die Felderhebungen durch einen beauftragten Sachverständigen (Dr. O. Trisl) durchgeführt. Rheinland-Pfalz verwendet bei der Schälernerhebung ein systematisches Stichprobenverfahren mit permanenten Stichprobenpunkten. Im Gegensatz zu den Verbisserhebungen erfolgte die Auswahl der Stichprobenpunkte allerdings hier nicht ausschließlich über einem 500 x 500 m Rasterverfahren. Um die Aussagekraft weiter zu erhöhen wurde angestrebt, sämtliche erhebungsrelevante Flächen vom Forstamt auswählen und deren Lage in einer Karte (1 : 10.000) kennzeichnen zu lassen. Als erhebungsrelevant galt eine Fläche, wenn sie zusammenhängend mindestens 0,5 ha groß war, mindestens 50 % aller Baumindividuen ab einer Größe von 150 cm und einen Mindestdurchmesser in Brusthöhe (BHD) von 2 cm aufwies.

Zwecks Datenerhebung wurde dann vor Ort zunächst eine gedachte Taxationslinie durch die längste mögliche Achse in die Erhebungsfläche gelegt. Ein jeweils 10 m breiter Randbereich am Beginn und Ende der Taxationslinie blieb dabei unberücksichtigt. Diese Taxationslinie musste flächengrößenabhängig 90 m bzw. 150 m lang sein. Auf dieser Linie konnten in einem Abstand von 15 m bzw. 25 m sieben Aufnahmepunkte festgelegt werden. Pro Aufnahmepunkt wurden die zehn nächsten schälgefährdeten Bäume angesprochen und dabei die erste Pflanze mit einem verwitterungsbeständigen Band gekennzeichnet. Die Datenaufnahme erfolgte im August, spätestens im September.

Es wurden nur Bestände folgender Baumarten/-gruppen in die Inventur einbezogen, die spezifische Altersgrenzen aufwiesen. Sie bildeten die Grundgesamtheit der Schälernerhebung:

- Eiche (7 - 20 Jahre),
- Kiefer/Lärche (5 - 20 Jahre),
- Douglasie (5 - 25 Jahre),
- Roteiche (7 - 30 Jahre),
- Buche/sonst. Laubholz (7 - 50 Jahre) und
- Fichte/Tanne (5 - 40 Jahre).

Zur artspezifischen Charakterisierung der Bestände wurde die Hauptwirtschaftsbaumart und die erste Mischbaumart (die zwei Baumarten mit dem höchsten Flächenanteil pro Waldort) herangezogen, bei den kartographischen Darstellungen aus Übersichtsgründen nur die Hauptwirtschaftsbaumart verwendet.

Das landesweite Verfahren sieht lediglich die Erfassung von Neuschäle vor. Das sind Schälereignisse, die seit dem letzten Winterhalbjahr angefallen sind. Dabei wird nicht in Winter- oder Sommerschäle unterschieden. Alte Schälerschäden bleiben bei der landesweiten Erhebung gemäß der Anleitung ebenfalls ohne Berücksichtigung.

Tabelle 9: Für die waldbauliche Beurteilung der Schälsituation ist ausschließlich die Neuschäle, also Winter- und Sommerschäle des zurückliegende Jahres, ausschlaggebend. Zur Beurteilung des Gefährdungsgrades des waldbaulichen Betriebszieles werden in Rheinland-Pfalz folgende Schwellenwerte verwendet:

Waldbauliches Betriebsziel	nicht gefährdet	gefährdet	erheblich gefährdet
Neuschäle in Prozent	< 2 %	2-3 %	> 3 %

Im Rahmen der Erhebungen im Wildforschungsgebiet wurde hingegen ein erweiterter Kriterienkatalog erarbeitet. Dieser umfasst folgende Grunddaten für den Erhebungsbestand:

- Bestandestyp
- Baumartenzusammensetzung
- Mischungsform
- Schichtung
- Bestockungsgrad
- Beschirmungsgrad
- Mittlere Bestandehöhe
- Entwicklungsphase
- Ökologische Hauptphase.

Ergänzt wurden diese Kriterien durch die lebensraumbestimmenden Aspekte:

- Störungskategorie und
- Äsungskategorie in der Umgebung.

Für die zu taxierenden Bäume wurden folgende Parameter erfasst:

- Baumart
- Neuschäle getrennt in Winter- und Sommerschäle
- Altschäle
- Kraft'sche Baumklasse oder kurz „Kraftsche Klasse“
- Vitalität
- Brusthöhendurchmesser (BHD)
- Beastungsgrad sowie
- Ggf. vorgenommene Astung

Zur Bestimmung der möglichen Einflussfaktoren auf die Schäle, wurden bereits im Vorfeld unterschiedliche logistische Regressionsmodelle getestet (Hohmann & Huckschlag 2015).

Die erste Schälaufnahme im Gebiet, die in den Monitoringzeitrahmen fiel, erfolgte im Jahr 2008. Da 2008 ohnehin die turnusmäßigen Aufnahmen im Rahmen des offiziellen Waldbaulichen Gutachtens anfielen, übernahm ein Unternehmer die Aufnahme aller weiteren erhebungsrelevanten Flächen im Gebiet, die nicht in das 500 x 500 Rasterauswahlverfahren fielen. Für das Jahr 2008 wurden daher die Schälprozente als gewichtete Mittelwerte aus beiden Teiluntersuchungen angegeben. In den Folgejahren wurden die Aufnahmen dann allein von einem Unternehmer durchgeführt.

Zu jedem Jahresmittelwert der Neuschäle werden die zugehörigen Standardfehler und 95%-Konfidenzintervalle (nach Trisl 1998) aus Übersichtsgründen im Anhang (ab Seite 142) tabellarisch und graphisch dargestellt.

4 Ergebnisse

4.1 Jagdstrecken

Die in den Jagdjahren 2007 bis 2015 gemeldeten Strecken von Rot-, Reh- und Schwarzwild der Regiejagdfläche im Wildforschungsgebiet verliefen auf unterschiedlichem Niveau und zeigten teils stärkere Schwankungen (Abbildung 13).

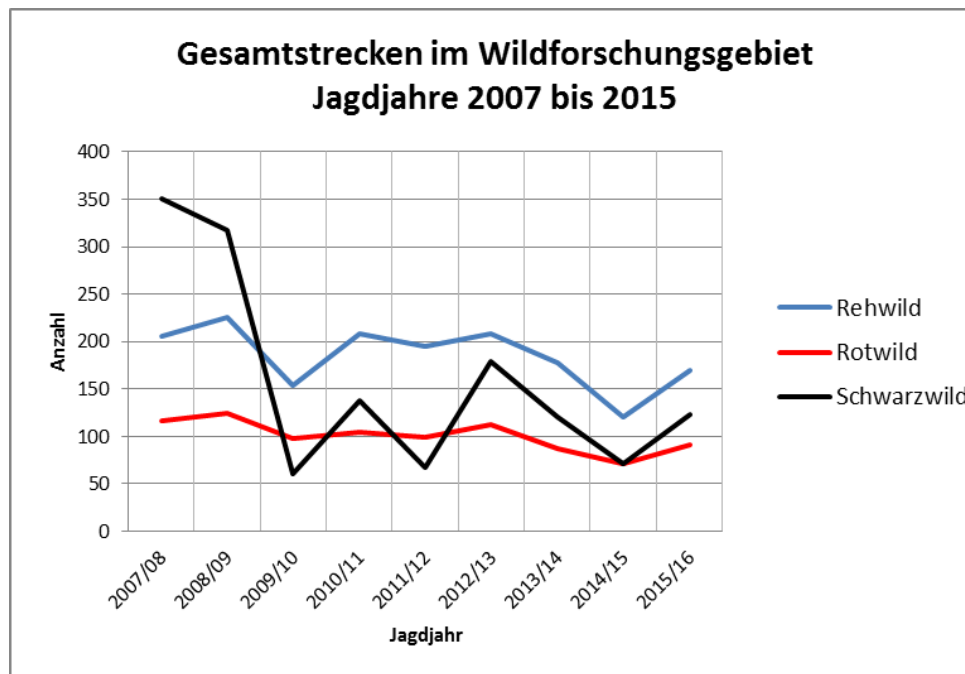


Abbildung 13: Gesamtstrecken von Reh-, Rot- und Schwarzwild auf der Regiejagd des Forstamts Hinterweidenthal in den Jagdjahren 2007 bis 2015. Zu beachten ist, dass sich ab 2013 mit Einführung der Jagdruhe in der Kernzone die für Reh- und Rotwild bejagbare Fläche von ca. 9.000 ha auf ca. 7.600 ha reduzierte.

Die am häufigsten erlegte Wildart im gesamten Erfassungszeitraum war das Rehwild (Summe der Jagdjahre 2007 – 2015: 1664 Stück), gefolgt vom Schwarzwild (Summe der Jagdjahre 2007 – 2015: 1426 Stück) und dem Rotwild (Summe der Jagdjahre 2007 – 2015: 903 Stück).

Schwankungen der Streckenhöhe sind beim Schwarzwild besonders stark ausgeprägt. So betrug die Strecke des Jagdjahres 2007 ca. 350 Stück Schwarzwild, im Folgejahr 2008 kamen immer noch 317 Stück zur Strecke, 2009 fiel die Strecke dann auf nur noch ca. 50 Stück deutlich ab. Seitdem schwanken die Jahresstrecken zwischen ca. 70 und 180 Stück.

Beim Rotwild zeigten die Streckenzahlen bis zur Einführung der Kernzonen-Jagdruhe im Jahr 2013 eine höhere Konstanz. So betrug die Strecke in diesem Zeitraum zwischen 98 Stück (Jagdjahr 2009) und 124 Stück (Jagdjahr 2008). Seit der Einführung der Jagdruhe in der Kernzone betrug die Jahresstrecke auf der reduzierten Jagdfläche noch zwischen 71 Stück und 91 Stück.

Beim Rehwild lag die Jahresstrecke vor der Einführung der Kernzonen-Jagdruhe zwischen 154 und 208, danach lag die Strecke noch bei 121 bis 177 Stück.

Anstiege und Rückgänge der jährlichen Gesamtstrecken spiegeln sich häufig bei allen drei Wildarten gleichermaßen wider.

Vor dem Hintergrund der 2013 eingeführten Jagdruhe werden die folgenden Streckenergebnisse getrennt für Bereiche inner- und außerhalb der Kernzone dargestellt.

4.1.1 Rotwild

4.1.1.1 Absolute Streckenhöhen inner- und außerhalb der Kernzone

Die jährliche Rotwildstrecke innerhalb der Kernzone betrug in den Jagdjahren 2007 bis 2012 zwischen 27 und 57 Stück (siehe Abbildung 14). Außerhalb der Kernzone kamen in dieser Zeit zwischen 56 und 95 Stück Rotwild zur Strecke. Aufgrund unterschiedlicher Bezugsflächen im Zeitverlauf erfolgt eine tiefergehende Betrachtung der Streckenentwicklung mit Angabe des Flächenbezugs (Streckendichte).

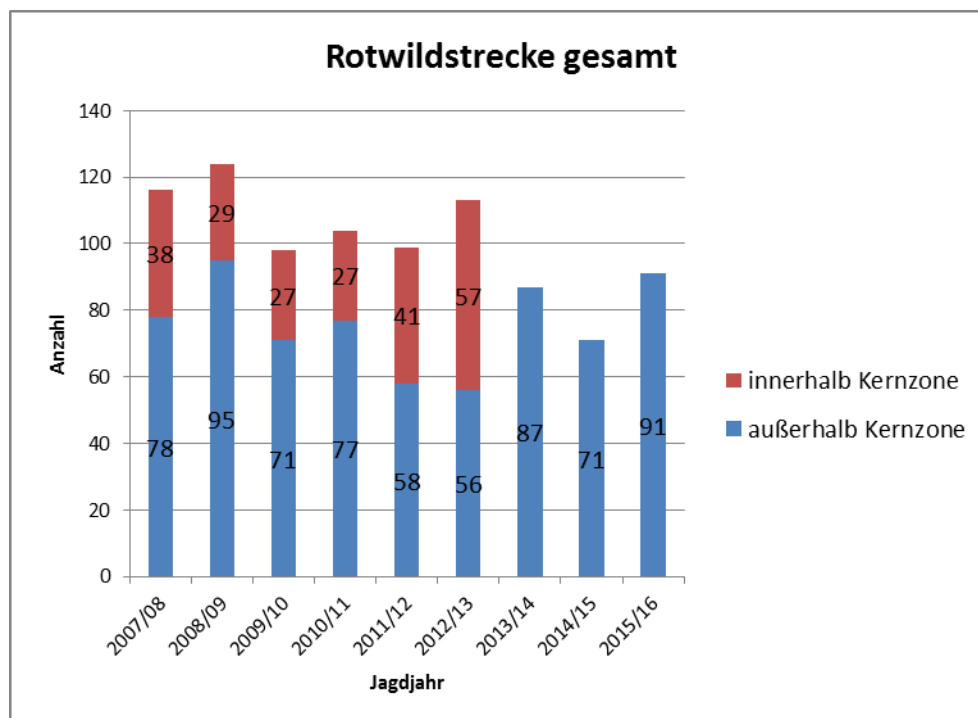


Abbildung 14: Rotwildstrecken der Jagdjahre 2007 bis 2015 auf der Regiejagd, getrennt nach Bereichen innerhalb und außerhalb der Kernzone.

4.1.1.2 Streckendichte und das Geschlechterverhältnis der erlegten Tiere

Zwischen 2007 und 2009 betrug die Streckendichte inner- und außerhalb der Kernzone im 3-Jahresdurchschnitt gleichermaßen je 1,3 Stück Rotwild pro 100 ha Jagdfläche. In den anschließenden Jagdjahren 2010 bis 2012 fiel dieser Wert außerhalb der Kernzone ab, innerhalb der Kernzone stieg die Strecke hingegen deutlich an. Der Streckenanteil der Kernzone an der Rotwild-Gesamtstrecke war in diesem Zeitraum also überproportional hoch. Nach Einführung der Jagdruhe stieg die Rotwildstrecke außerhalb der Kernzone im 3-Jahresdurchschnitt wieder leicht an, innerhalb der Kernzone wurde dann kein Rotwild mehr erlegt. Die Streckendichte auf der Gesamtfläche fiel ab Einführung der Jagdruhe auf 72 % der Vorjahreswerte (Tabelle 10).

Tabelle 10: Durchschnittliche jährliche Rotwildstrecken je 100 ha Jagdfläche inner- und außerhalb der Kernzone und auf der Gesamtregiejagd sowie Geschlechterverhältnis der Strecken in den Jagdjahren 2007-09, 2010-12 und 2013-15.

Durchschnittliche jährliche Rotwildstrecke je 100 ha	2007-2009	2010-2012	2013-2015
außerhalb Kernzone	1,3	1,0	1,3
innerhalb Kernzone	1,3	1,8	0,0
Gesamt	1,3	1,2	0,9
Geschlechterverhältnis im Abschuss	1 : 1,4	1 : 1,3	1 : 1,2

Im Dreijahresdurchschnitt wurde immer mehr weibliches als männliches Rotwild erlegt. Der Anteil männlicher Tiere in der Strecke stieg jedoch zwischen 2009 und 2015 sukzessive leicht an. Die Streckenzusammensetzung ist der Tabelle 15 Seite 123 im Anhang zu entnehmen.

4.1.1.3 Einzel- und Bewegungsjagdstrecken

Der jährliche Anteil des auf der Einzeljagd erlegten Rotwilds betrug zwischen 50 und 81 Prozent, auf Bewegungsjagden wurden 15 bis 46 Prozent der jährlichen Strecke erlegt (Rest Verkehrs-/ (Fall) wild, siehe Anhang Abbildung 78 Seite 123).

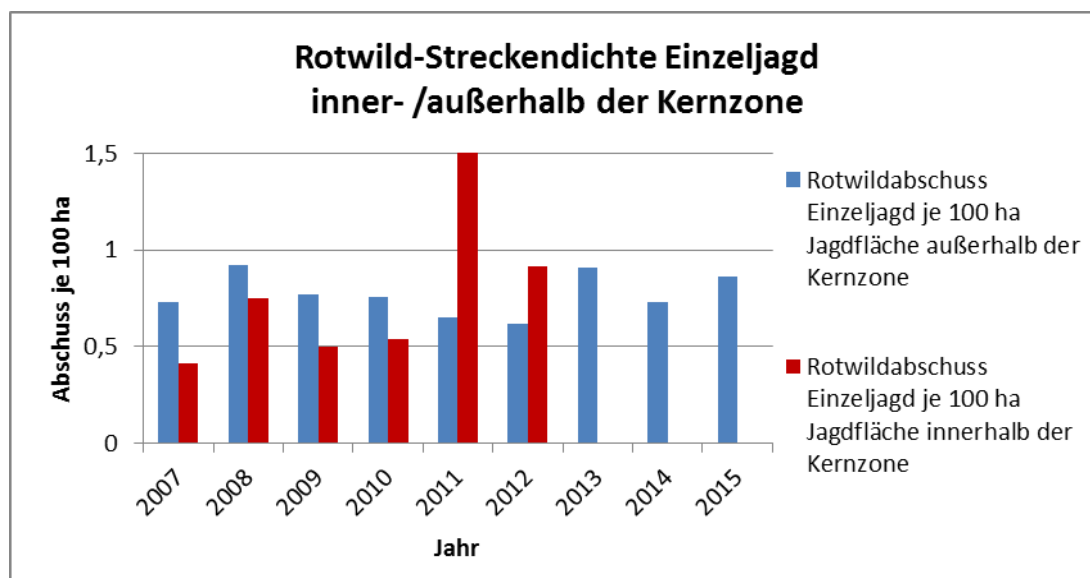


Abbildung 15: Bei der Einzeljagd erzielte Rotwild- Streckendichte inner- und außerhalb der Kernzone je 100 ha. (Bezugsfläche Kernzone: gesamte Kernzonenfläche ; Bezugsfläche außerhalb: Gesamtfläche außerhalb).

Die dabei erzielten Streckendichten inner- und außerhalb der Kernzone wichen zum Teil erheblich voneinander ab (siehe Abbildung 15). Bei der Einzeljagd wurden bis 2010 außerhalb der Kernzone höhere Streckendichten erzielt als innerhalb. 2011 und 2012 jedoch erhöhten sich die Streckendichten in der Kernzone und lagen dann wesentlich höher als außerhalb.

Bei Bewegungsjagden wurden innerhalb der Kernzone zumeist höhere Rotwild-Streckendichten erzielt. 2007 und 2012 lagen die Streckendichten innerhalb der Kernzone sogar wesentlich höher als außerhalb der Kernzone (Abbildung 16).

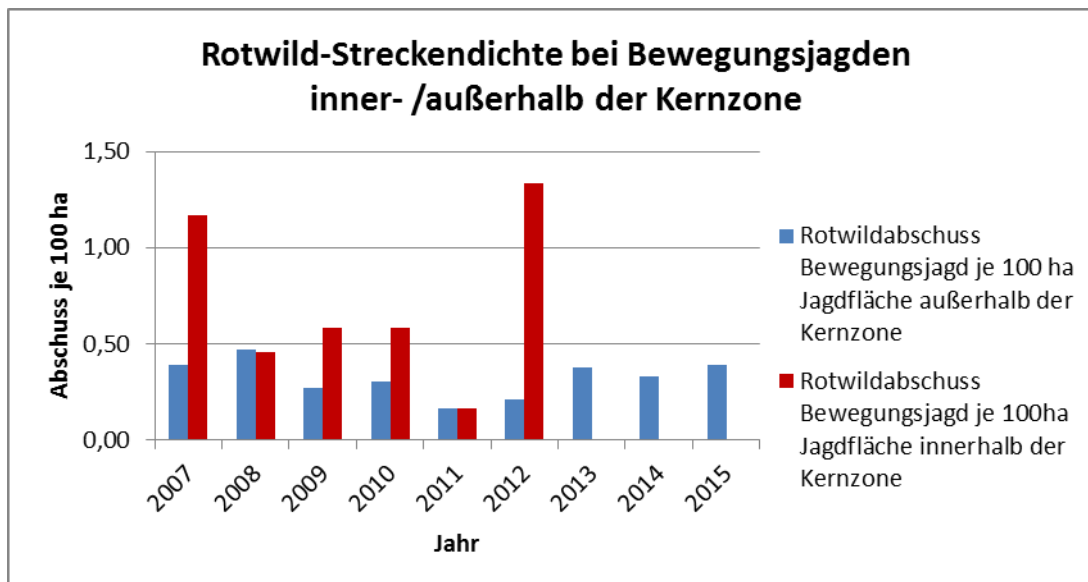


Abbildung 16: Bei Bewegungsjagden erzielte Rotwild-Streckendichte inner- und außerhalb der Kernzone (je 100 ha).

4.1.1.4 Räumliche Verteilung der Rotwildstrecken

Die räumliche Verteilung der Rotwildstrecken wird in Abbildung 17 und Abbildung 18 veranschaulicht. Die Strecken werden dabei abteilungsweise jeweils als 3-Jahressummen der Jagdjahre 2007-2009, 2010 bis 2012 und 2013- 2015 dargestellt und beinhalten die Einzeljagd-, Drückjagd- und Fallwildstrecken.

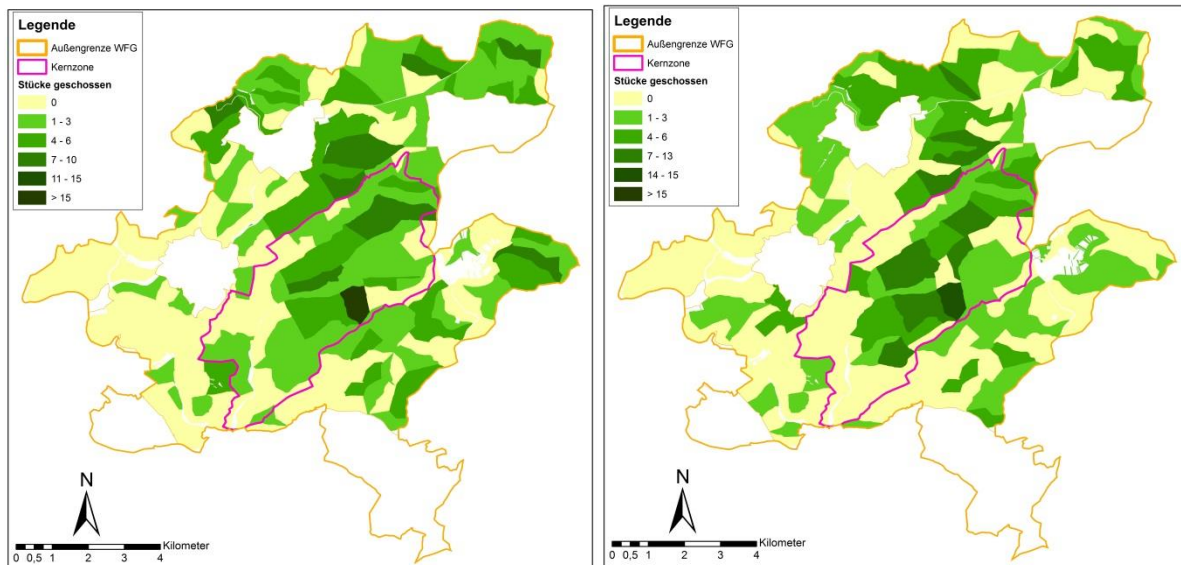


Abbildung 17: Summe der Rotwild-Strecken der Jagdjahre 2007-2009 (links) und der Jagdjahre 2010-2012 (rechts) in der Regiejagd (je Abteilung).

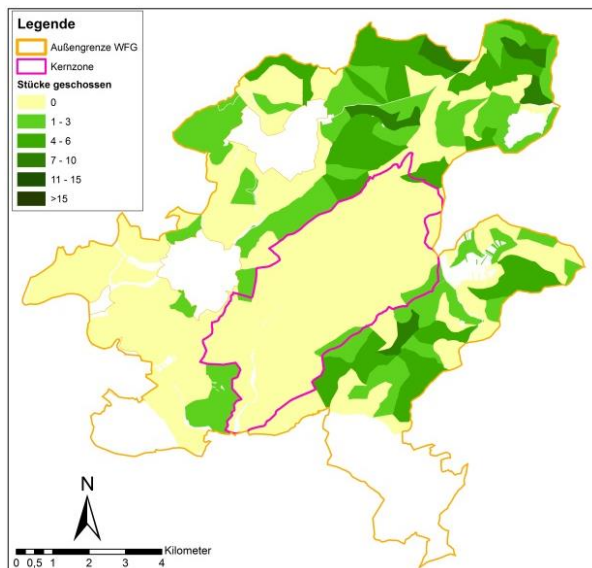


Abbildung 18: Summe der Rotwild-Strecken der Jagdjahre 2013-2015 in der Regiejagd (je Abteilung).

Der Schwerpunkt der Rotwilderlegungen lag vor Einführung der Jagdruhe im zentralen und östlichen Teil des Studiengebiets. Überdurchschnittlich hohe Strecken wurden bis 2009 in der Kernzone und in den nördlich daran anschließenden Bereichen erzielt. Im Zeitraum zwischen 2010 und 2012 verdichteten sich die Rotwilderlegungen im Zentrum der Kernzone. Nach Einführung der Jagdruhe lagen die Erlegungsschwerpunkte wieder im nordöstlichen Bereich des Gebiets und in den südlich an die Kernzone angrenzenden Bereichen (Abbildung 17 und Abbildung 18).

4.1.2 Schwarzwild

4.1.2.1 Strecke inner-/außerhalb der Kernzone

Die in der Kernzone eingeführte Jagdruhe gilt für Reh- und Rotwild. Schwarzwild konnte dort auch nach 2012 noch bejagt werden. Tatsächlich fiel der Kernzonen-Anteil an der Schwarzwildstrecke dort jedoch ab 2013 offenbar aufgrund verminderter Einzel- und Drückjagdintensität deutlich ab (siehe Abschnitt 4.2.1). Die jährliche Schwarzwildstrecke innerhalb der Kernzone betrug in den Jagdjahren 2007 bis 2012 zwischen 17 und 77 Stück. Außerhalb der Kernzone kamen in dieser Zeit zwischen 43 und 286 Stück Schwarzwild zur Strecke.

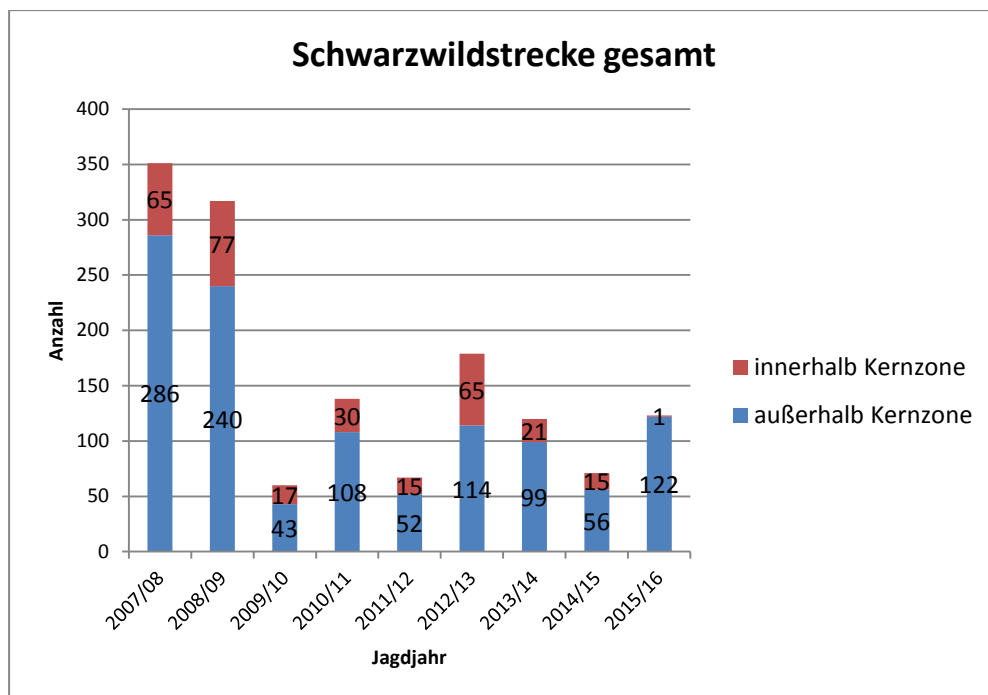


Abbildung 19: Schwarzwildstrecken der Jagdjahre 2007 bis 2015 auf der Regiejagd, getrennt nach Bereichen innerhalb und außerhalb der Kernzone.

4.1.2.2 Streckendichte und das Geschlechterverhältnis der erlegten Tiere

Im Dreijahresdurchschnitt von 2007 bis 2009 wurden außerhalb der Kernzone jährlich 3,0 Stück Schwarzwild je 100 ha erlegt, innerhalb der Kernzone war die Strecke mit 2,2 Stück je 100 ha deutlich geringer (Tabelle 11). Zwischen 2010 und 2012 lagen die flächenbezogenen Strecken mit ca. 1,5 Stück je 100 ha inner- und außerhalb der Kernzone ungefähr gleichauf. In der Kernzone sanken die Strecken mit Einführung der Jagdruhe. Im Jagdjahr 2015 wurde nur noch ein Stück Schwarzwild in der Kernzone erlegt.

Im Dreijahres-Streckendurchschnitt überwog über den gesamten Erfassungszeitraum leicht der Anteil männlicher gegenüber dem der weiblichen Tiere. Die Streckenzusammensetzung ist der Tabelle 16 auf Seite 124 im Anhang zu entnehmen.

Tabelle 11: Durchschnittliche jährliche Schwarzwildstrecken je 100 ha Jagdfläche inner- und außerhalb der Kernzone und in der gesamten Regiejagd sowie Geschlechterverhältnis der Strecken in den Jagdjahren 2007-09, 2010-12 und 2013-15.

Durchschnittliche jährliche Schwarzwildstrecke je 100 ha	2007-2009	2010-2012	2013-2015
außerhalb Kernzone	3,0	1,4	1,4
innerhalb Kernzone	2,2	1,5	0,5
Gesamt	2,8	1,5	1,2
Geschlechterverhältnis im Abschuss	1 : 0,9	1 : 0,8	1 : 0,9

4.1.2.3 Anteile Einzel-/ Bewegungsjagd/ Fallwild

Der jährliche Anteil des auf der Einzeljagd erlegten Schwarzwilds betrug zwischen 36 und 80 Prozent, auf Bewegungsjagden wurden 11 bis 48 Prozent der jährlichen Strecke erlegt (Rest Verkehrs-/ (Fall)wild; siehe Anhang Abbildung 80 Seite 124).

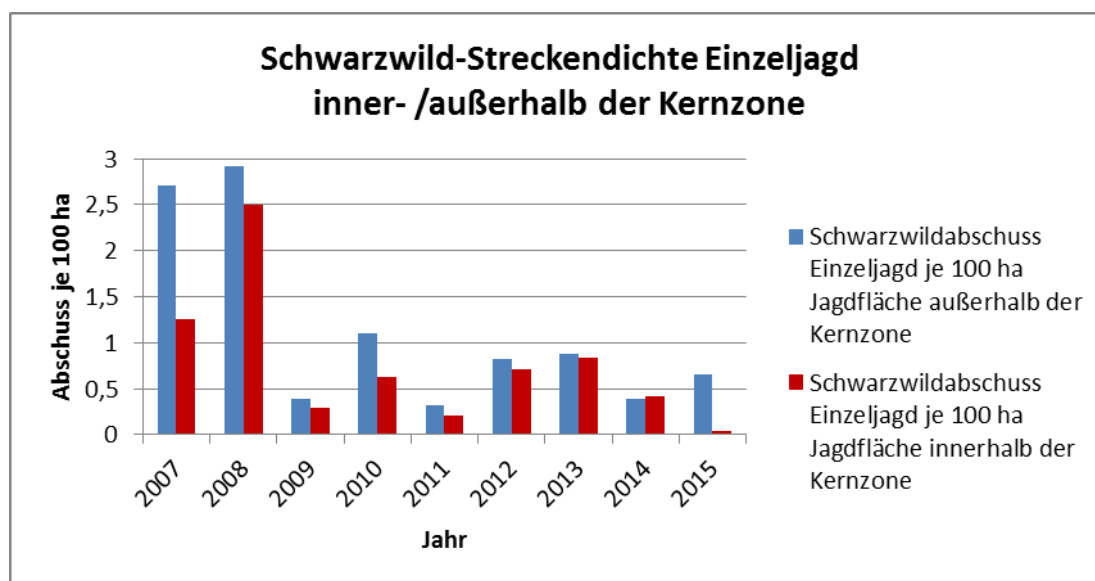


Abbildung 20: Bei der Einzeljagd erzielte Schwarzwild-Streckendichte inner- und außerhalb der Kernzone je 100 ha.

Bei der Einzeljagd wurden außerhalb der Kernzone zumeist höhere, ansonsten ähnlich hohe Schwarzwild-Streckendichten erzielt wie innerhalb der Kernzone (siehe Abbildung 20). 2015 fand in der Kernzone quasi keine Einzeljagd mehr statt.

Bei Bewegungsjagden waren die Streckendichten bis 2011 inner- und außerhalb der Kernzone vergleichbar hoch (siehe Abbildung 21). 2012 stieg die Streckendichte in der Kernzone aufgrund der überdurchschnittlichen Strecke einer Drückjagd stark an. Ab 2013 wurden in der Kernzone nur noch sporadisch kleinere Drückjagden abgehalten.

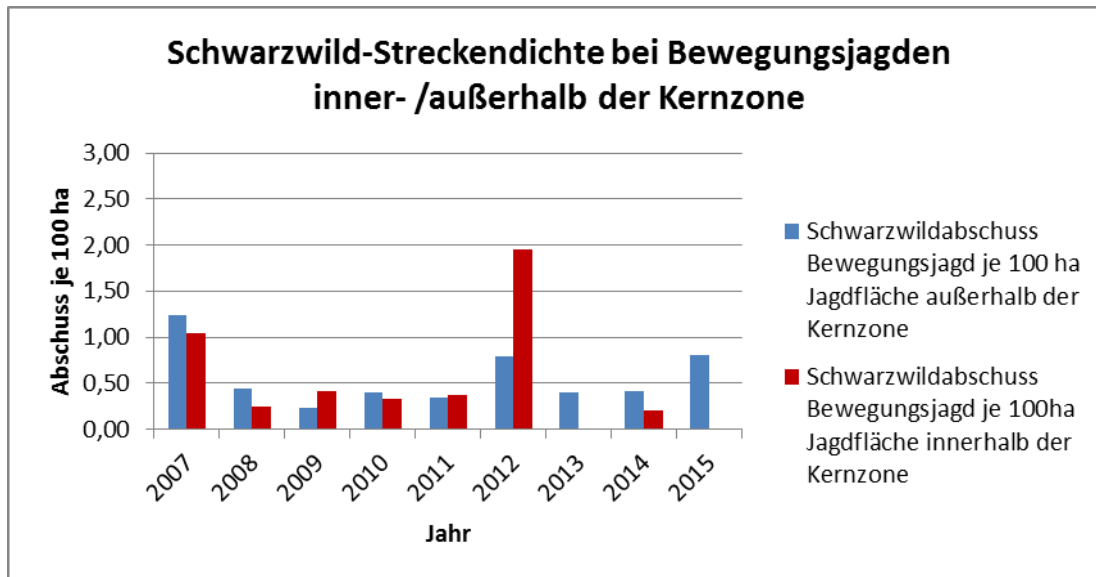


Abbildung 21: Bei Bewegungsjagden erzielte Schwarzwild-Streckendichte inner- und außerhalb der Kernzone je 100 ha.

4.1.2.4 Räumliche Verteilung der Schwarzwildstrecken

Die räumliche Verteilung der Schwarzwildstrecken wird in Abbildung 22 und Abbildung 23 veranschaulicht. Die Strecken werden dabei abteilungsweise jeweils als 3-Jahressummen der Jagdjahre 2007-2009, 2010 bis 2012 und 2013- 2015 dargestellt und beinhalten die Einzeljagd-, Drückjagd- und Fallwildstrecken.

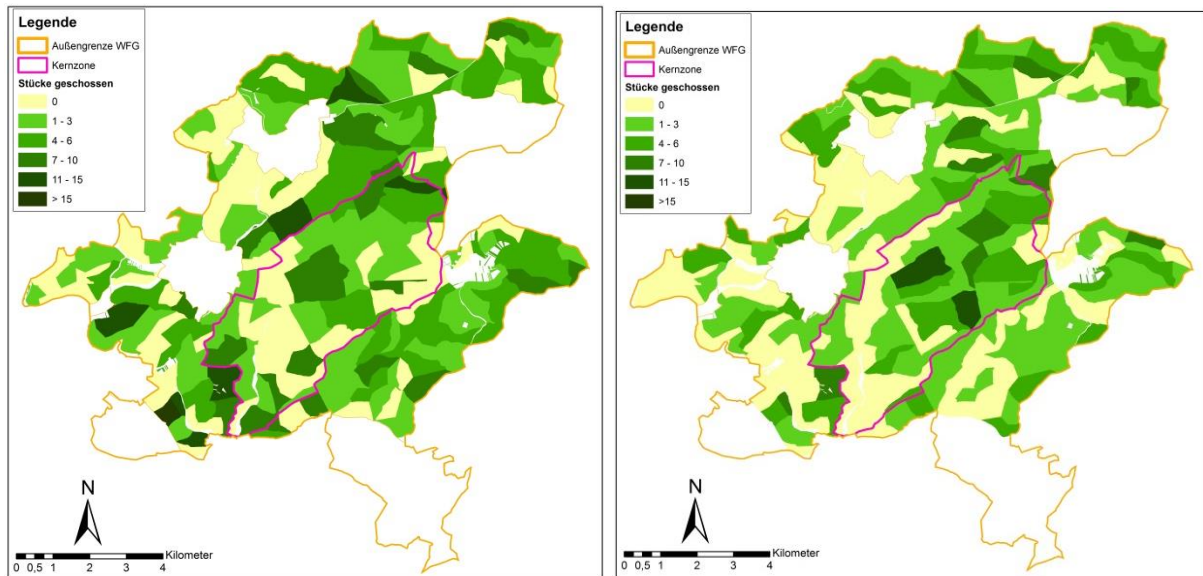


Abbildung 22: Summe der Schwarzwild-Strecken der Jagdjahre 2007-2009 (links) und der Jagdjahre 2010-2012 (rechts) in der Regiejagd (je Abteilung).

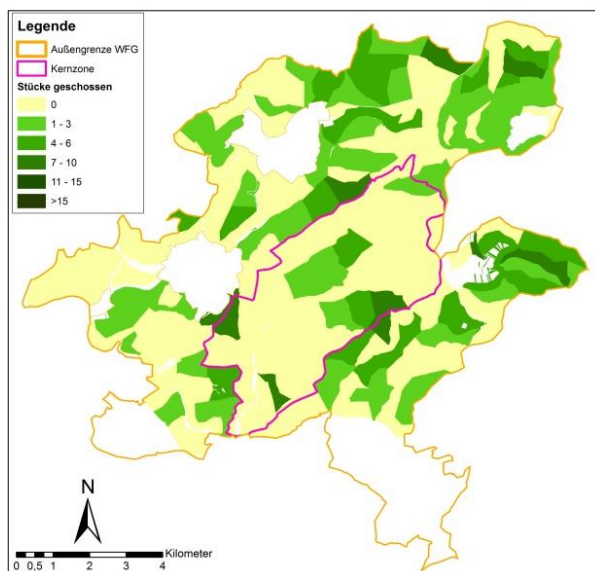


Abbildung 23: Summe der Schwarzwild-Strecken der Jagdjahre 2013-2015 in der Regiejagd (je Abteilung).

Im Zeitraum zwischen 2007 und 2009 lagen die Schwarzwilderlegungen relativ gleichmäßig über das Studiengebiet verteilt. In den Folgejahren 2010 bis 2012 bildeten sich Schwerpunkte im östlichen Teil des Gebiets und im nordöstlichen Teil der Kernzone. Ab 2013 wurde insbesondere ein Rückgang der Erlegungsdichten im westlichen Teil des Untersuchungsgebiets und innerhalb der Kernzone verzeichnet.

4.1.3 Rehwild

4.1.3.1 Strecken inner-/außerhalb der Kernzone

Die jährliche Rehwildstrecke betrug bis zum Ende des Jagdjahres 2012 (vor Einführung der Jagdruhe) innerhalb der Kernzone zwischen 10 und 31 Stück, außerhalb der Kernzone kamen zwischen 130 und knapp 200 Stück Rehwild zur Strecke (Abbildung 24).

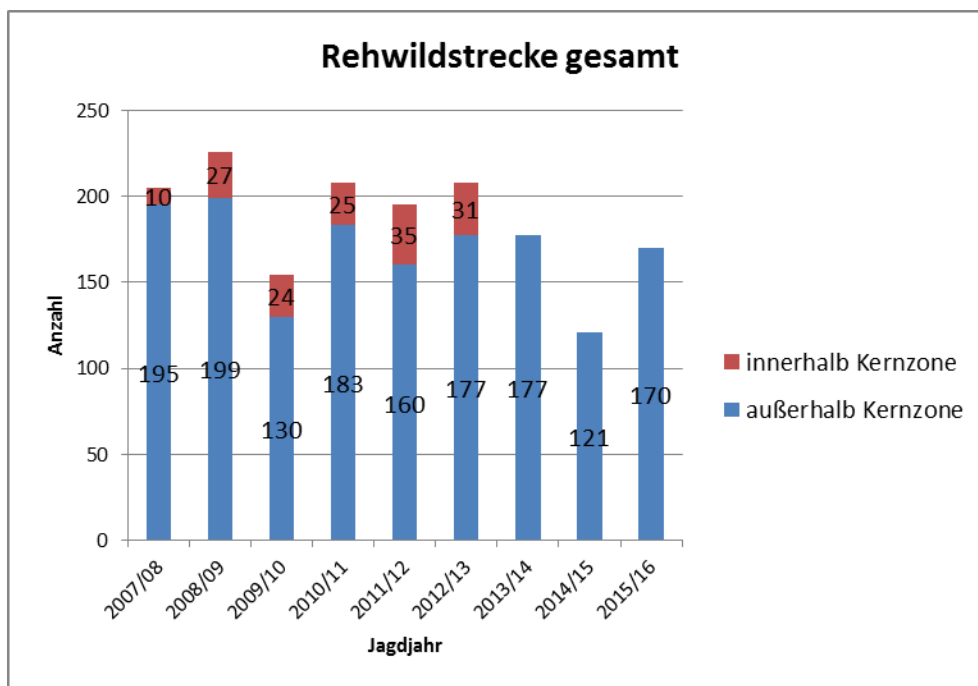


Abbildung 24: Rehwildwildstrecken der Jagdjahre 2007 bis 2015 auf der Regiejagd, getrennt nach Bereichen innerhalb und außerhalb der Kernzone.

4.1.3.2 Streckendichte und das Geschlechterverhältnis der erlegten Tiere

Die Streckendichten in der Kernzone fielen im Verhältnis zu den Strecken außerhalb der Kernzone wesentlich geringer aus (Tabelle 12). Im 3-Jahresdurchschnitt wurden innerhalb der Kernzone zwischen 2007 und 2012 nur 0,9 bis 1,3 Stück Rehwild je 100 ha erlegt, außerhalb der Kernzone waren die Strecken je 100 ha 2 bis 3-mal so hoch. Mit Einführung der Jagdruhe fiel allerdings auch die Streckendichte außerhalb der Kernzone leicht ab.

Das Geschlechterverhältnis in der Strecke weist über den gesamten Erfassungszeitraum einen leichten Überhang männlicher Tiere auf. Die Streckenzusammensetzung ist der Tabelle 15 Seite 125 im Anhang zu entnehmen.

Tabelle 12: Durchschnittliche jährliche Rehwildstrecken je 100 ha Jagdfläche inner- und außerhalb der Kernzone und auf der gesamten Regiejagd sowie Geschlechterverhältnis der Strecken in den Jagdjahren 2007-09, 2010-12 und 2013-15.

Durchschnittliche jährliche Rehwildstrecke je 100 ha	2007-2009	2010-2012	2013-2015
außerhalb Kernzone	2,7	2,7	2,4
innerhalb Kernzone	0,9	1,3	0,0
Gesamt	2,2	2,3	1,8
Geschlechterverhältnis im Abschuss	1 : 0,9	1 : 0,8	1 : 0,8

4.1.3.3 Anteile Einzel-/ Bewegungsjagd/ Fallwild

Die Rehwildstrecke wird deutlich von Einzeljagderlegungen dominiert. Deren Anteil lag in den Jagdjahren 2007 bis 2012 zwischen 76 und 84 Prozent, der Drückjagdanteil betrug 7 bis 12 Prozent (Rest Verkehrs-/ (Fall)wild, siehe Anhang Abbildung 82 Seite 125). Nach Einführung der Kernzonen-Jagdruhe fiel der Einzeljagdanteil beim Rehwild leicht ab und betrug noch um die 70 Prozent, der Drückjagdanteil stieg entsprechend stark an.

Die Einzeljagd auf Rehwild erzielte außerhalb der Kernzone immer wesentlich höhere Streckendichten (1,3 bis 2,5 Stück je 100 ha) als innerhalb der Kernzone (0,2 bis 1,0 Stück je 100 ha; Abbildung 25). Die Rehwild-Streckendichten bei Bewegungsjagden liegen inner- und außerhalb der Kernzone gleichermaßen auf niedrigem Niveau (0,2 bis 0,5 Stück je 100 ha). Ab 2013 stiegen die Streckendichten bei Bewegungsjagden außerhalb der Kernzone leicht an (Abbildung 26).

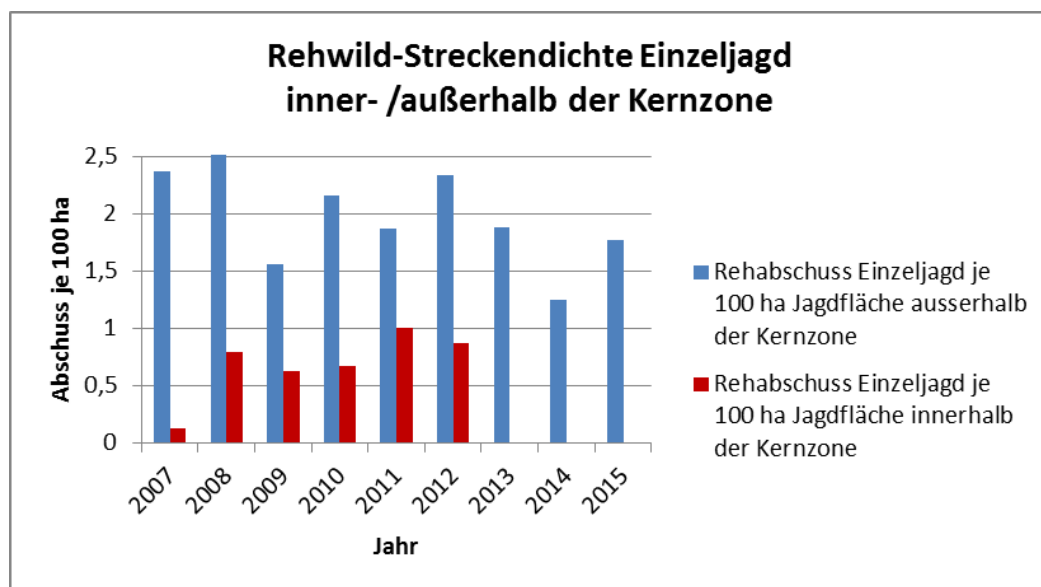


Abbildung 25: Bei der Einzeljagd erzielte Rehwild-Streckendichte inner- und außerhalb der Kernzone je 100 ha.

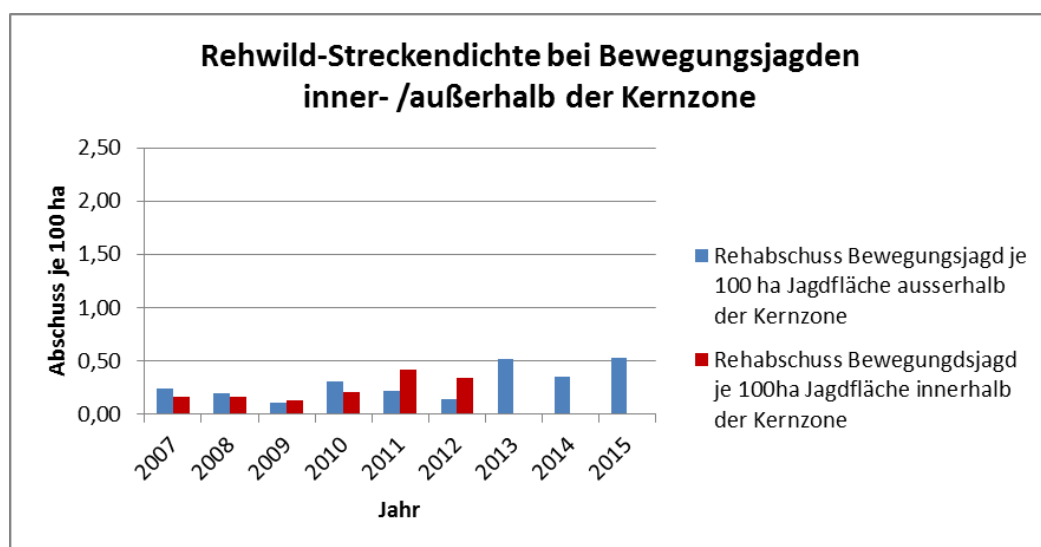


Abbildung 26: Bei Drückjagden erzielte Rehwild-Streckendichte inner- und außerhalb der Kernzone je 100 ha.

4.1.3.4 Räumliche Verteilung der Rehwildstrecken

Die räumliche Verteilung der Rehwildstrecken wird in Abbildung 27 und Abbildung 28 veranschaulicht. Die Strecken werden dabei abteilungsweise jeweils als 3-Jahressummen der Jagdjahre 2007-2009, 2010 bis 2012 und 2013- 2015 dargestellt und beinhalten die Einzeljagd-, Drückjagd- und Fallwildstrecken

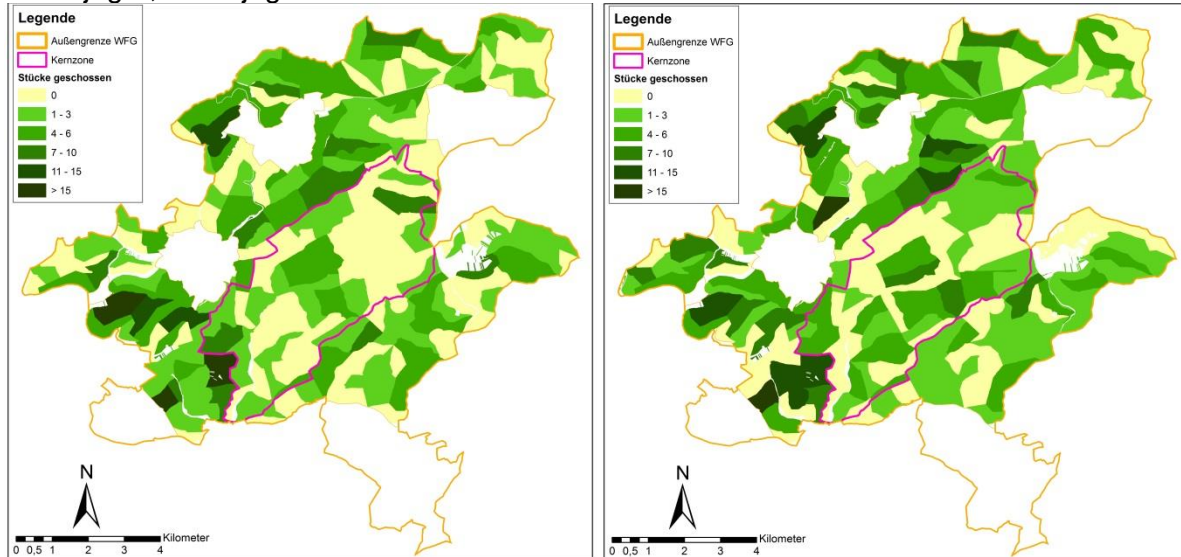


Abbildung 27: Summe der Rehwild-Strecken der Jagdjahre 2007-2009 (links) und der Jagdjahre 2010-2012 (rechts) in der Regiejagd (je Abteilung).

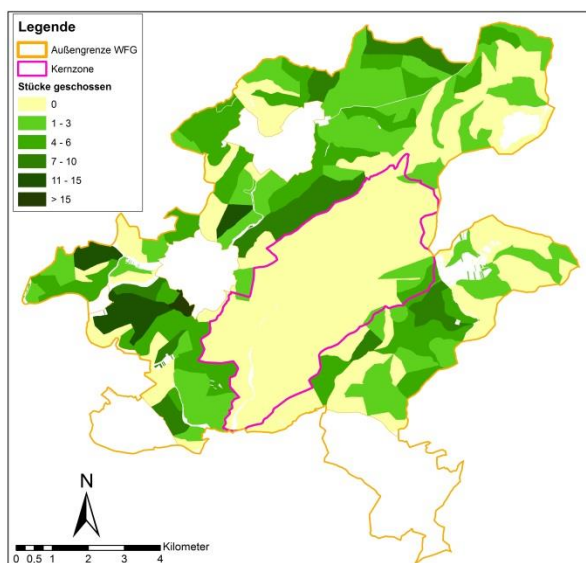


Abbildung 28: Summe der Rehwild-Strecken der Jagdjahre 2013-2015 in der Regiejagd (je Abteilung).

Die Schwerpunkte der Rehwilderlegungen lagen über den gesamten Zeitraum der Studie überwiegend im westlichen Teil des Untersuchungsgebietes. In der Kernzone selbst wurden nur lokal höhere Rehwildstrecken erzielt. Nach Einführung der Jagdruhe in der Kernzone ging die Rehwildstrecke insgesamt zurück. Die Erlegungsschwerpunkte änderten sich geringfügig. Im Norden und Nordosten des Gebietes gingen die Strecken deutlich zurück (Abbildung 27 und Abbildung 28).

4.2 Jagdaktivitäten

Die Jagdaktivitäten werden getrennt nach Einzeljagd (Ansitzjagd) und Bewegungsjagd (Drückjagd) dargestellt.

4.2.1 Einzeljagd

4.2.1.1 Ansitzhäufigkeit

Die Gesamtanzahl der gemeldeten Ansitzaktivitäten ging seit dem Jahr 2007 bis 2014 kontinuierlich zurück (Abbildung 29). Die Anzahl der Ansitze außerhalb der Kernzone reduzierte sich von ca. 2.600 (2007) bis auf zwischenzeitlich ca. 1.100 Ansitze (2014). Innerhalb der Kernzone war von 2007 bis zur Einführung der Jagdruhe im Jahr 2013 kein Rückgang der Ansitzzahlen festzustellen.

Mit Einführung der Jagdruhe in der Kernzone im Jagdjahr 2013 war zunächst ein weiterer, moderater Rückgang der Ansitzzahlen außerhalb der Kernzone festzustellen. Im Jagdjahr 2014 fielen die Ansitzzahlen dann stark ab, stiegen 2015 aber wieder deutlich an.

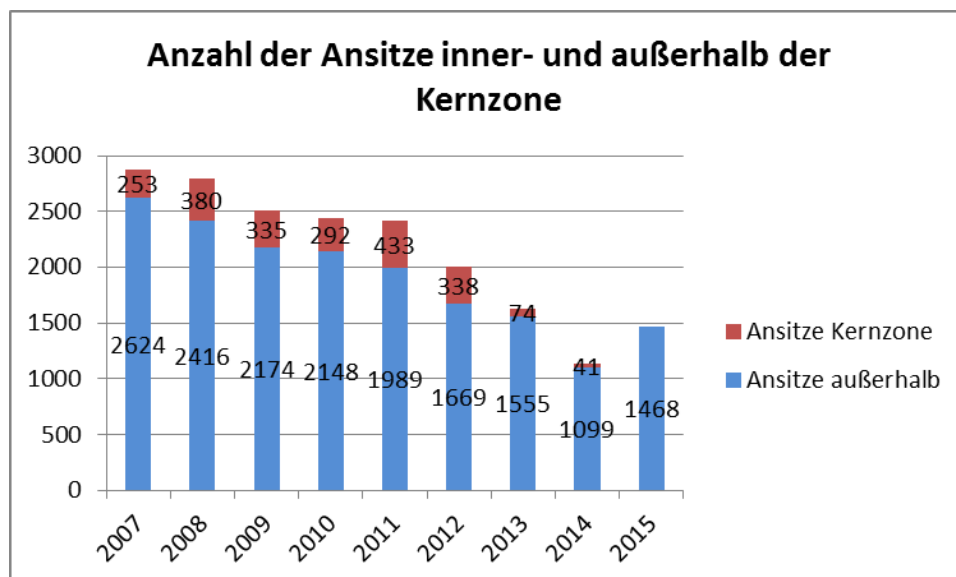


Abbildung 29: Anzahl der Ansitzaktivitäten auf der Regiejagd in den Jagdjahren 2007 bis 2015, getrennt nach Ansitzen außerhalb und innerhalb der Kernzone.

4.2.1.2 Ansitzdichte

Die Menge gemeldeter Ansitze je Flächeneinheit (Ansitzdichte) innerhalb der Kernzone lagen im gesamten Zeitraum auf deutlich geringerem Niveau als außerhalb der Kernzone (Abbildung 30). Entgegen dem insgesamt abfallenden Trend der Ansitzdichten kam es innerhalb der Kernzone vor Einführung der Jagdruhe zu einem zwischenzeitlichen Anstieg der Ansitzdichte.

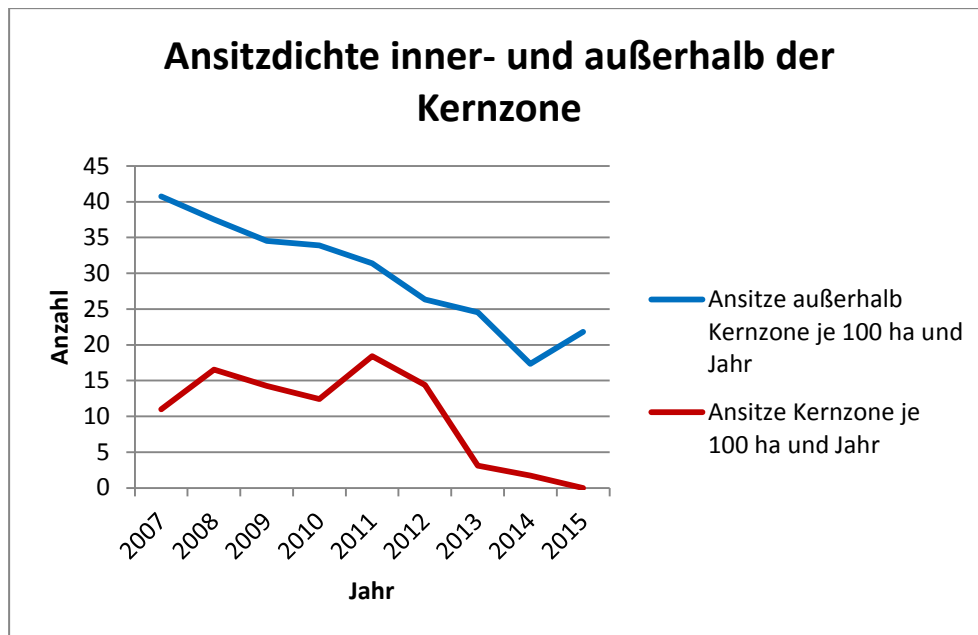


Abbildung 30: Ansitze je 100 ha und Jahr innerhalb und außerhalb der Kernzone für den Zeitraum 2007 - 2015.

4.2.1.3 Zeitliche Verteilung der Ansitze während der Hauptjagdzeit

Die relative zeitliche Verteilung der Ansitze während der Hauptjagdzeit zwischen Mai und Januar wird jahresweise in Abbildung 31 dargestellt.

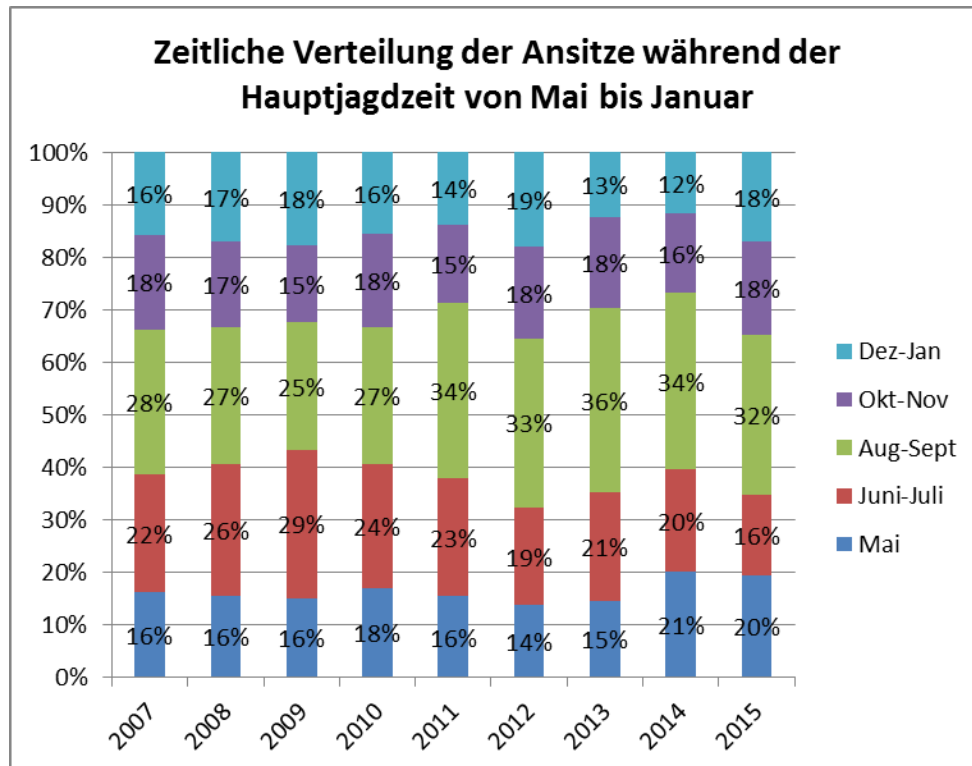


Abbildung 31: Monatsweise Verteilung der Ansitze während der Hauptjagdzeit von Mai bis Januar in den Jagdjahren 2007 bis 2012 auf der Regiejagd (gesamt inkl. Kernzone).

Vor 2011 wurde in den Monaten Juni/Juli ähnlich häufiger angesessen wie im August/September. Ab 2011 konzentrierten sich die Ansitze dann wesentlich stärker auf die

Monate August/September, der Anteil der Ansitze in den Monaten Juni-Juli ging dagegen zurück. Der Anteil der Ansitze im Mai erhöhte sich deutlich ab 2014 (Anpassung der Jagdzeit auf Rotwild). Schwankend waren die Anteile der Ansitze im Dezember und Januar, ohne dass sich hier ein eindeutiger Trend abzeichnet.

4.2.1.4 Effizienz der Ansitzjagd

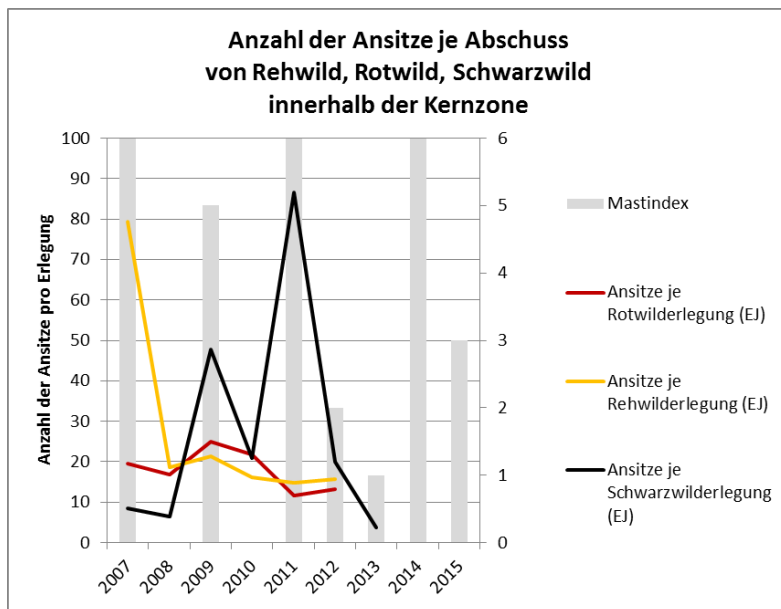


Abbildung 32: Anzahl der Ansitze je Abschuss für die Wildarten Rot-, Reh- und Schwarzwild innerhalb der Kernzone in den Jagdjahren 2007 bis 2015. Berücksichtigt wurden nur Ansitze in der Jagdzeit der jeweiligen Wildart (Schwarzwild ganzjährig).

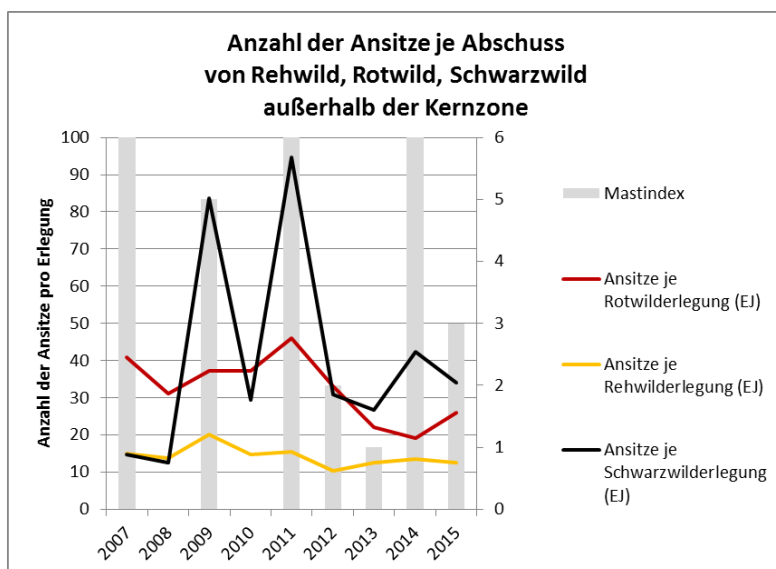


Abbildung 33: Anzahl der Ansitze je Abschuss für die Wildarten Rot-, Reh und Schwarzwild außerhalb der Kernzone in den Jagdjahren 2007 bis 2015. Berücksichtigt wurden nur Ansitze in der Jagdzeit der jeweiligen Wildart (Schwarzwild ganzjährig).

Innerhalb der Kernzone wird zwischen 2009 und 2012 eine zunehmende Effizienz bei der Einzeljagd auf Rotwild erkennbar (also weniger Ansitze pro Abschuss). Außerhalb der Kernzone stieg die Effizienz der Einzeljagd auf Rotwild seit Einführung der Jagdruhe ab 2013

deutlich an. Im Zeitraum der Kernzonenbejagung wurden innerhalb der Kernzone deutlich weniger Ansitze für die Erlegung eines Stücks Rotwild benötigt als außerhalb der Kernzone.

Bei der Rehwildbejagung ist eine leicht zunehmende Effizienz sowohl inner- als auch außerhalb der Kernzone festzustellen. Am effizientesten wurde auf Rehwild außerhalb der Kernzone in den Jahren 2012 bis 2015 gejagt. Aufgrund der insgesamt geringen Anzahl der Rehwilderlegungen sind die Effizienzwerte innerhalb der Kernzone jedoch anfällig für „Ausreißer“ (2007) und deshalb nur wenig repräsentativ.

Die Effizienz bei der Schwarzwildbejagung schwankte stark und spiegelt offenbar hauptsächlich die im Zeitverlauf schwankende Populationshöhe wider (Abbildung 32 und Abbildung 33).

Betrachtet man die Entwicklung der Einzeljagdeffizienz im Gesamtstudiengebiet (Tabelle 13), so ist beim Reh- und insbesondere beim Rotwild eine kontinuierliche Effizienzsteigerung festzustellen. Für die Erlegung eines Stücks Rotwild sank die notwendige Ansitzzahl von 33 auf 24, am deutlichsten wurde die Effizienz dabei ab 2013 erhöht. Beim Rehwild ging die für eine Erlegung notwendige Ansitzzahl von 17 auf 13 zurück. Für den Abschuss einer der beiden Arten Reh- oder Rotwild waren in den ersten 3 Jahren der Studie noch 12 Ansitze notwendig, nach Einführung der Jagdruhe waren es noch 9. Für den Abschuss einer der drei Wildarten wurden 7 bis 8 Ansitze benötigt. Dieser Wert wird aber stark von der Anzahl der auf der Einzeljagd erlegten Sauen mitbestimmt und konnte im Zeitverlauf aufgrund der hohen Sauenstrecken zu Beginn der Studie nicht verbessert werden.

Tabelle 13: Anzahl der Ansitze je Einzeljagdabschuss (Einzeljagdeffizienz) für Reh- Rot und Schwarzwild im Gesamtstudiengebiet.

	Ansitze je Rehwildabschuss in der Jagdzeit Mai- Januar	Ansitze je Rotwildabschuss in der Jagdzeit Mai (vor 2014 Juni)- Januar	Ansitze je Schwarzwildabschuss (ganzjährig)	Ansitze je Reh- oder Rotwildabschuss (Mai- Januar)	Ansitze je Abschuss (alle Wildarten, ganzjährig)
2007-2009	17	33	17	12	7
2010-2012	14	31	37	10	8
2013-2015	13	24	27	9	7

4.2.2 Kirrungsaktivität

Zu Beginn der Studie verteilten sich knapp 50 Kirrungen außerhalb der Kernzone gleichmäßig über das Untersuchungsgebiet. Innerhalb der Kernzone war die Kirrungsdichte wesentlich geringer, die insgesamt 5 Kirrungen lagen ausschließlich im Randbereich der Kernzone (Abbildung 34).

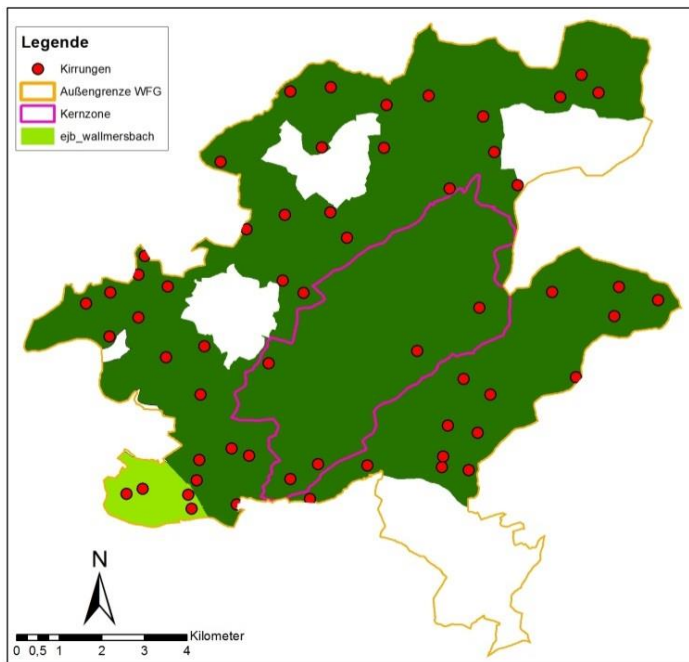


Abbildung 34: Gemeldete Kirrstellen (Stand 2007) im Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“. Die Kirrungsaktivitäten des Jagdbezirks Wallmersbach wurden bei den Kirrbeschickungsbilanzen herausgenommen. Für die weiß hinterlegten Jagdbezirke lagen keine Daten vor.

Im Zeitraum von 2008 bis 2011 verringerte sich die Anzahl der gemeldeten Kirrungskontrollen/-beschickungen um ca. 90 Prozent. Die Schwarzwildstreckendichte sank bereits 2009 stark ab und erreichte den Tiefstand innerhalb des Untersuchungszeitraums. Drückjagd- und Einzeljagdstrecken fielen in diesem Jahr gleichermaßen gering aus. Nach 2009 zeigen Jagdstrecken und Kirrungsaktivitäten keinen gleichartigen Verlauf mehr. Lediglich in den Folgejahren intensiver Mast waren Streckenanstiege zu verzeichnen (Abbildung 35).

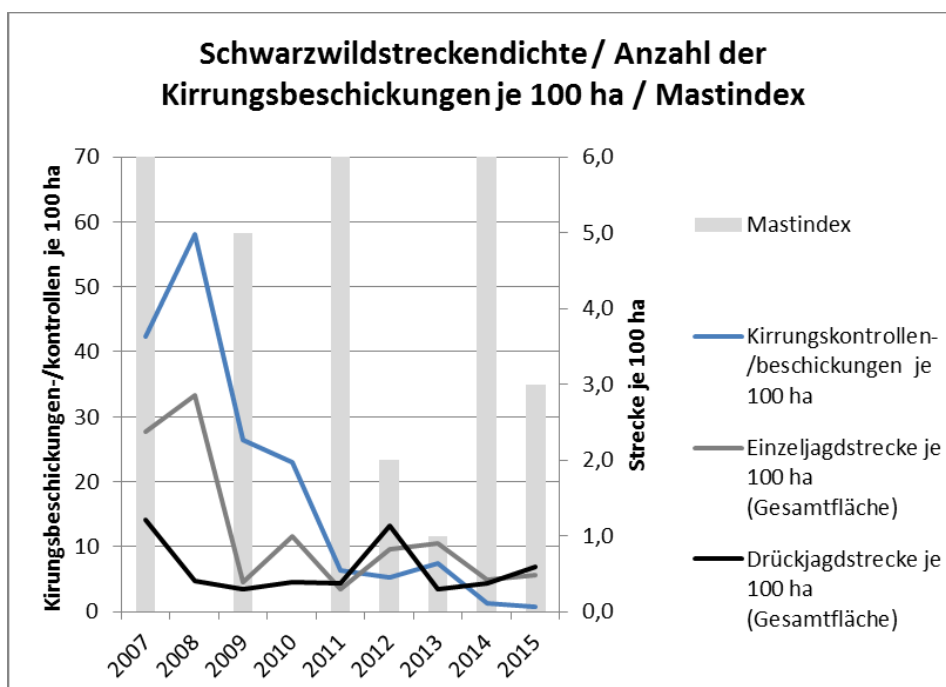


Abbildung 35: Kirrungsbeschickungen/-kontrollen je 100 ha und Schwarzwildstreckendichte von Einzel- und Drückjagd in den Jagdjahren 2007 bis 2015. Zusätzlich wird der relative Mastindex im Untersuchungsgebiet dargestellt.

4.2.3 Effizienz der Bewegungs-/ Drückjagden

Im Gegensatz zur Einzeljagdeffizienz war die Drückjagdeffizienz beim Rehwild im Vergleich zu den beiden anderen Wildarten generell am geringsten. Es wurden inner- und außerhalb der Kernzone meist weniger als 0,5 Stück Rehwild je 100 ha Treiben erlegt.

Beim Schwarzwild schwankte die jährliche Drückjagdeffizienz im gesamten Gebiet beträchtlich zwischen weniger als 0,5 und über 2 Stück je 100 ha Treiben. Im Schnitt lag sie inner- und außerhalb der Kernzone bei durchschnittlich ca. 1,0 Stück je 100 ha Treiben.

Auch die Drückjagdeffizienz weist beim Rotwild allerdings nur innerhalb der Kernzone solch ausgeprägte Schwankungen auf. Sie war dort zumeist auch höher als außerhalb der Kernzone. Zwischen 2007 und 2012 wurden in der Kernzone durchschnittlich 1,0 Stück Rotwild je 100 ha Treiben erlegt, außerhalb waren es nur 0,6 Stück je 100 ha Treiben (Abbildung 36 und Abbildung 37).

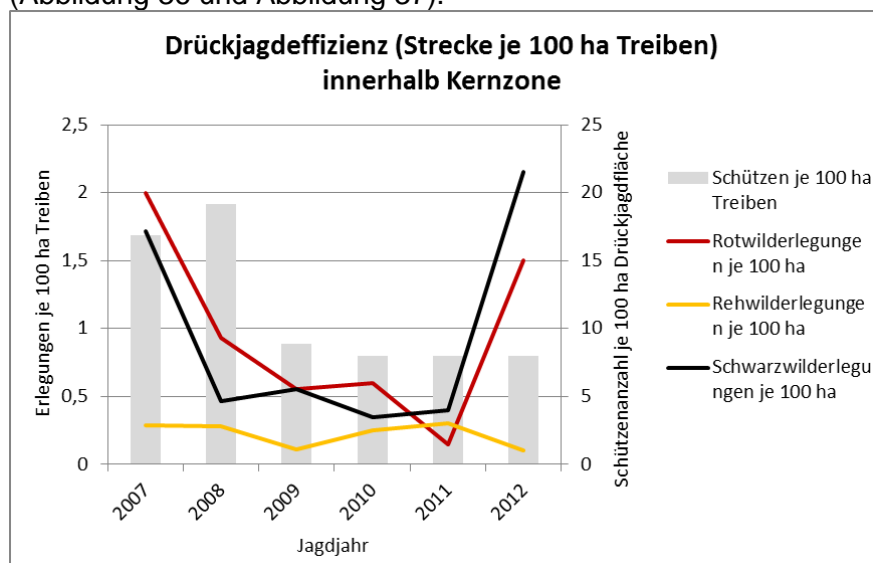


Abbildung 36: Durchschnittliche Drückjagdeffizienz für Rot-, Reh- und Schwarzwild innerhalb der Kernzone. Der Effizienzwert wird angegeben als "Strecke je 100 ha Treiben". Zusätzlich wird die durchschnittliche Schützendichte angegeben.

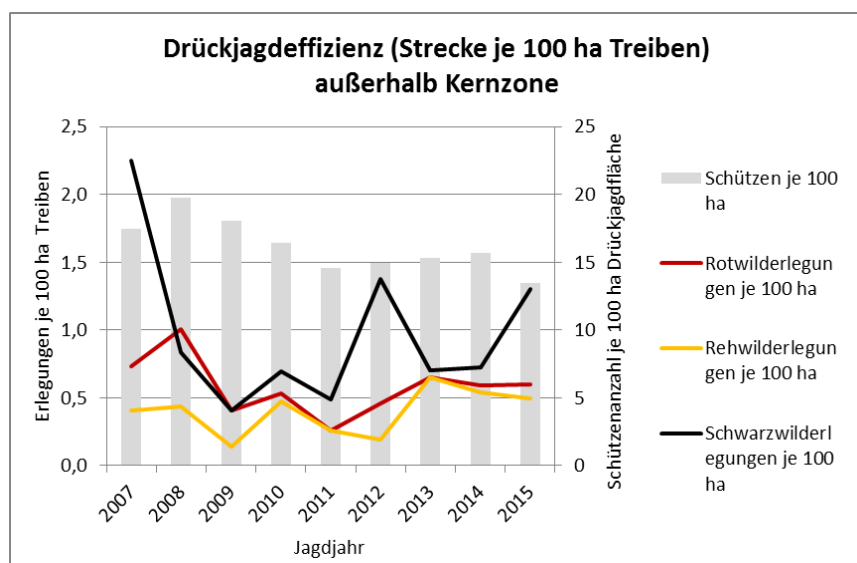


Abbildung 37: Durchschnittliche Drückjagdeffizienz für Rot-, Reh- und Schwarzwild außerhalb der Kernzone. Der Effizienzwert wird angegeben als "Strecke je 100 ha Treiben". Zusätzlich wird die durchschnittliche Schützendichte angegeben.

4.3 Erhebungen der Schalenwildpopulationen

4.3.1 Losungskartierung

Die Verteilung der Rotwildlosung ist über die gesamte 10-jährigen Erhebungsreihe ungleichmäßig und folgt gewissen Mustern (siehe Abbildung 38, Abbildung 39 und Abbildung 40). So gibt es insbesondere im Westen und Süden Bereiche, in denen stets kaum Losung gefunden wurde. Man beachte, dass 2007 und 2008 auch südlich der Bundesstraße 10 nach Losung gesucht wurde, jedoch ohne Erfolg (Bevanda 2008). Demgegenüber stand ein ausgeprägter, stetiger Schwerpunkt von Funden im Nordosten und in der Kernzone Quellgebiet der Wieslauter (Abbildung 41).

Im Gegensatz dazu zeigten die absoluten Fundraten von Jahr zu Jahr teils erhebliche Schwankungen (Abbildung 42 und Anhang Abschnitt 8.3.1). Dies war anfangs sicherlich teilweise auf die Methodenoptimierung zwischen 2007 und 2009 zurückzuführen. So konnte mit Einführung von Linientransekten ab 2008 die Gesamtstichprobengröße deutlich angehoben werden (Peters 2010). Ab 2010 änderte sich die Aufnahmemethode nicht mehr. Aber auch danach variierten die Fundraten (Mittelwert: 8,9 Funde pro Suchkilometer; Min: 3,8; Max.: 16,6; Variationskoeffizient: 49 %). Sie konnten sich von einem Jahr zum nächsten halbieren, z. B. von 2011 auf 2012, um im darauf folgenden Jahr 2013 wieder den Wert von 2011 zu erreichen. Es besteht eine schwache Korrelation der Fundraten mit der Menge an Rotwildsichtungen, die bei den ab 2010 ebenfalls im Frühjahr durchgeführten Scheinwerferzählungen ermittelt wurden.

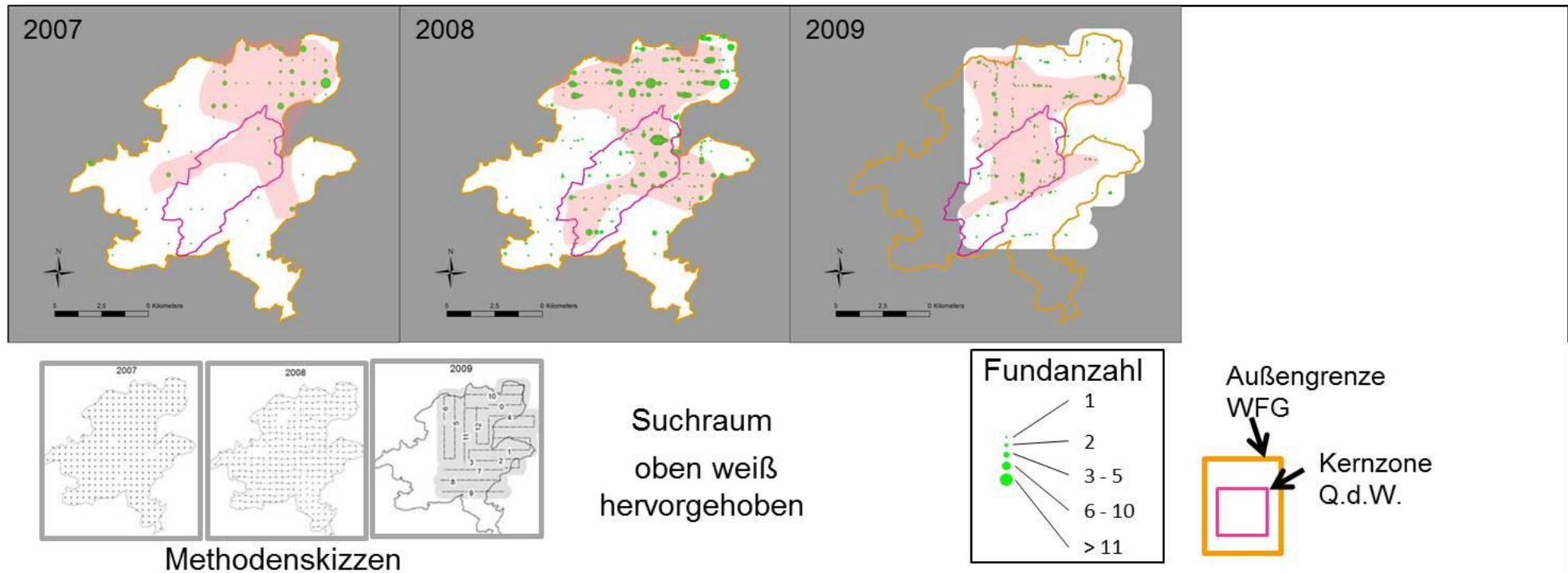


Abbildung 38: Schematische Darstellung der räumlichen Verteilung der Rotwildlosungsfunde im April für die Erhebungsjahre 2007 – 2009, Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“. Alle Flächen wurden bejagt. Jeder Kreis entspricht einer Stelle mit Losungsfunden. Je größer die Menge jeweils gefundener Losung, desto größer der dargestellte Kreis (zur Skalierung siehe Legende). Um Schwerpunkte oder Hotspots der Losungsfunde besser aufscheinen zu lassen, wurden diese manuell rosa hervorgehoben. In diesem Zeitraum unterlag die Methode der Losungskartierung noch gewissen Anpassungen (Quellen für 2007 bis 2009 u. a. auch Bevanda 2008 und Peters 2010).

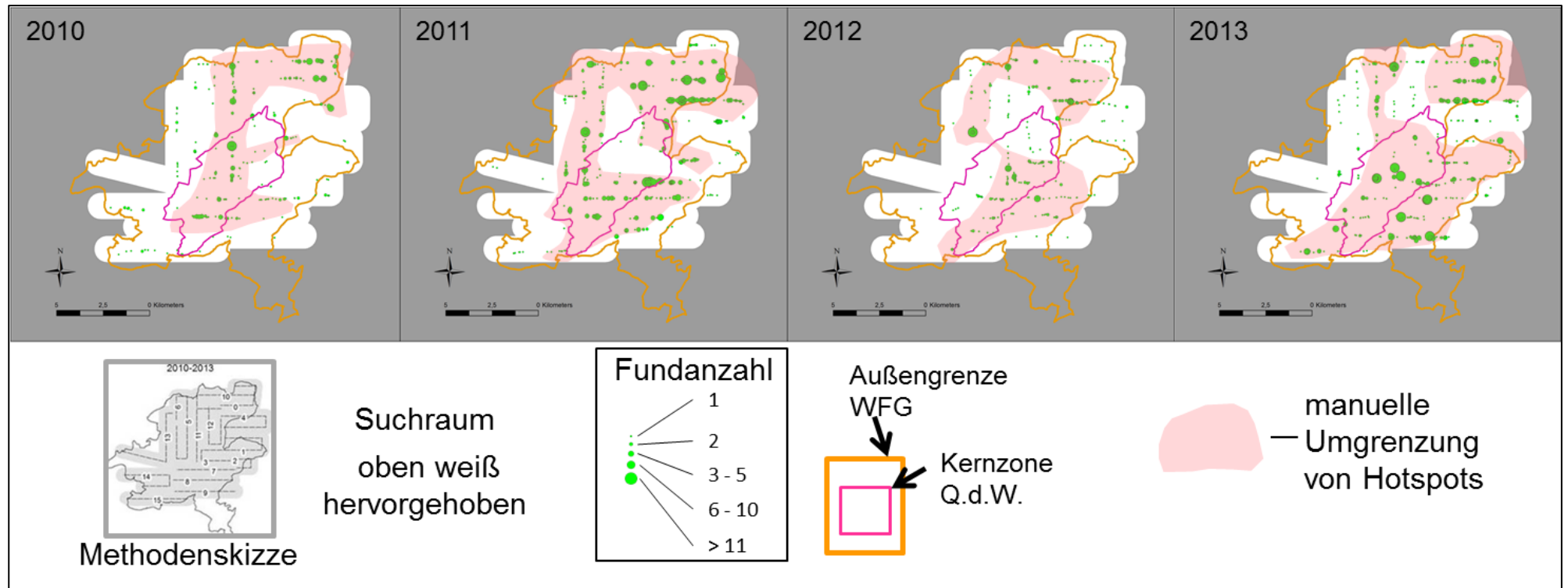


Abbildung 39: Schematische Darstellung der räumlichen Verteilung der Rotwildlosungsfunde im April für die Erhebungsjahre 2010 – 2013, Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“. Alle Flächen wurden bejagt. Jeder Kreis entspricht einer Stelle mit Losungsfunden. Je größer die Menge jeweils gefundener Losung, desto größer der dargestellte Kreis (zur Skalierung siehe Legende). Um Schwerpunkte oder Hotspots der Losungsfunde besser aufscheinen zu lassen, wurden diese manuell rosa hervorgehoben.

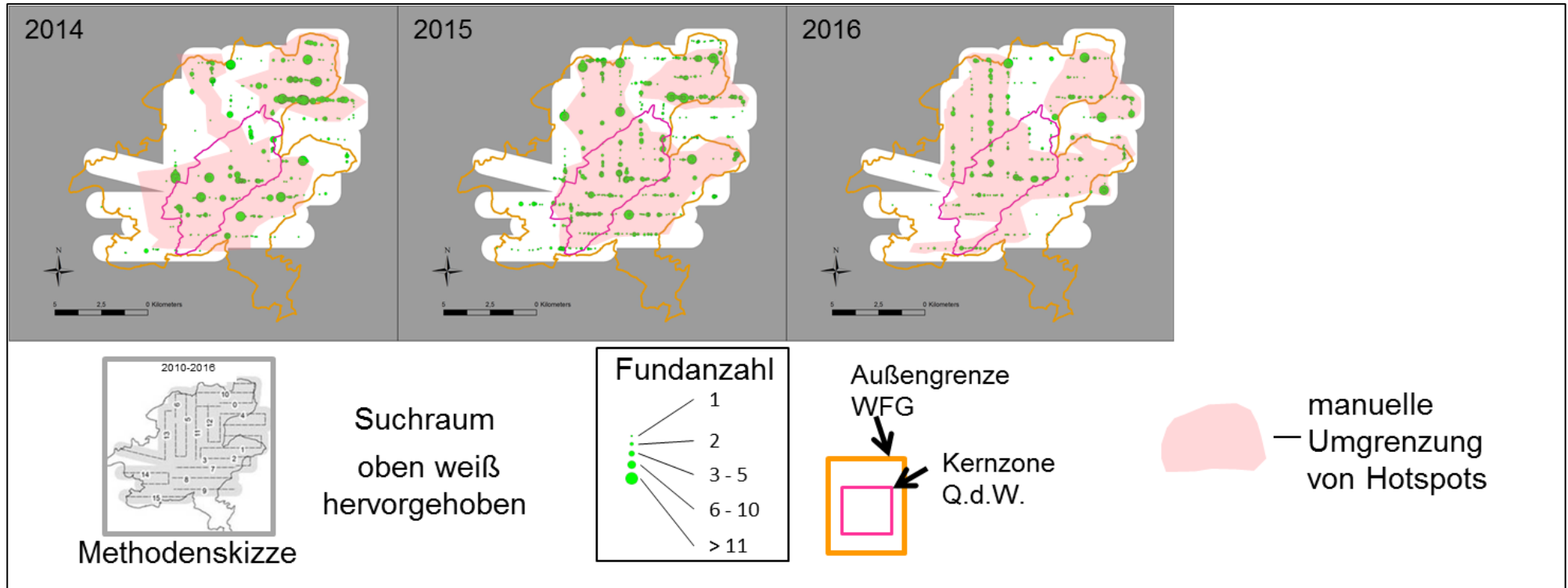


Abbildung 40: Schematische Darstellung der räumlichen Verteilung der Rotwildlosungsfunde im April für die Erhebungsjahre 2014 – 2016, Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“. Alle Flächen bis auf die farblich hervorgehobene Kernzonenfläche wurden bejagt. In der Kernzone ruht seit 1.4.2013 die Jagd auf Reh- und Rotwild. Jeder Kreis entspricht einer Stelle mit Losungsfunden. Je größer die Menge jeweils gefundener Losung, desto größer der dargestellte Kreis (zur Skalierung siehe Legende). Um Schwerpunkte oder Hotspots der Losungsfunde besser aufscheinen zu lassen, wurden diese manuell rosa hervorgehoben.

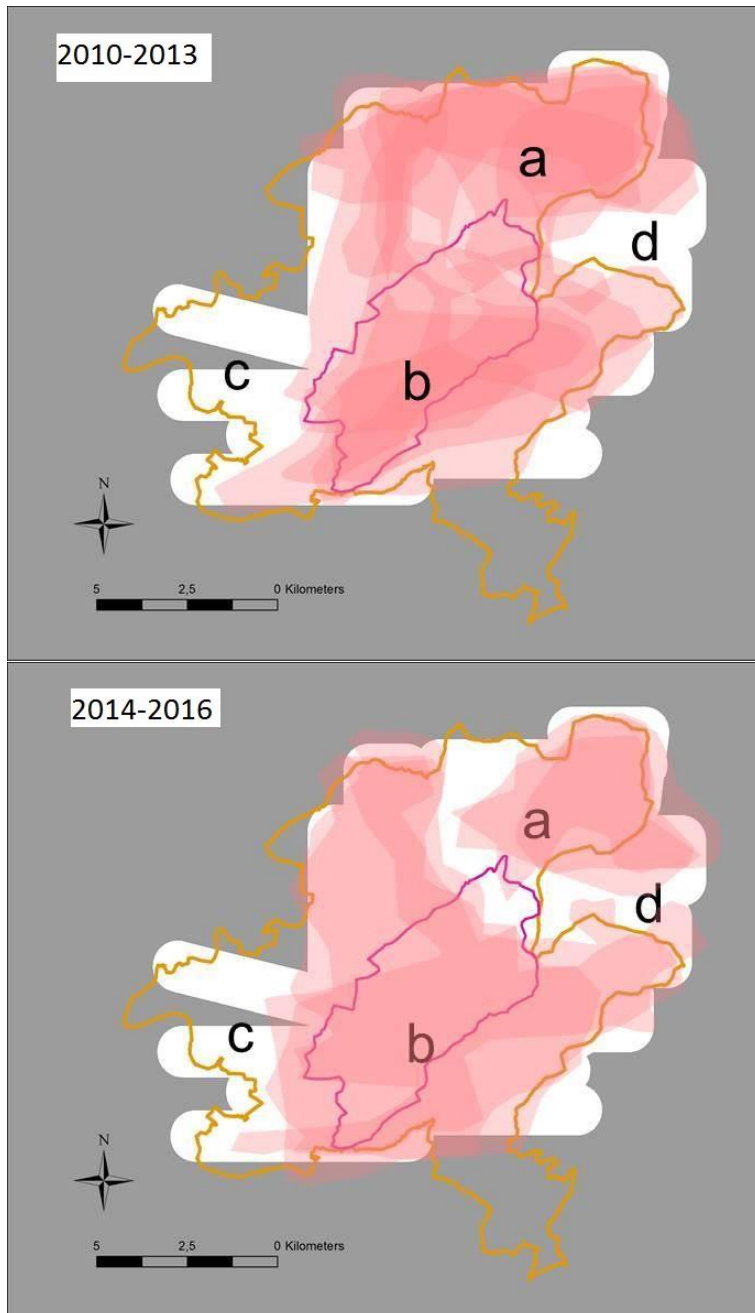


Abbildung 41: Überlagerung der manuell kenntlich gemachten räumlichen Verteilungsschwerpunkte der Rotwildlosungsfunde im April für die Erhebungsjahre 2010 – 2013 oben (Reh- und Rotwildbejagung auch in der Kernzone) und 2014 – 2016 unten (keine Reh- und Rotwildbejagung in der Kernzone), Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“ (Legend wie in Abbildung 38 ff).

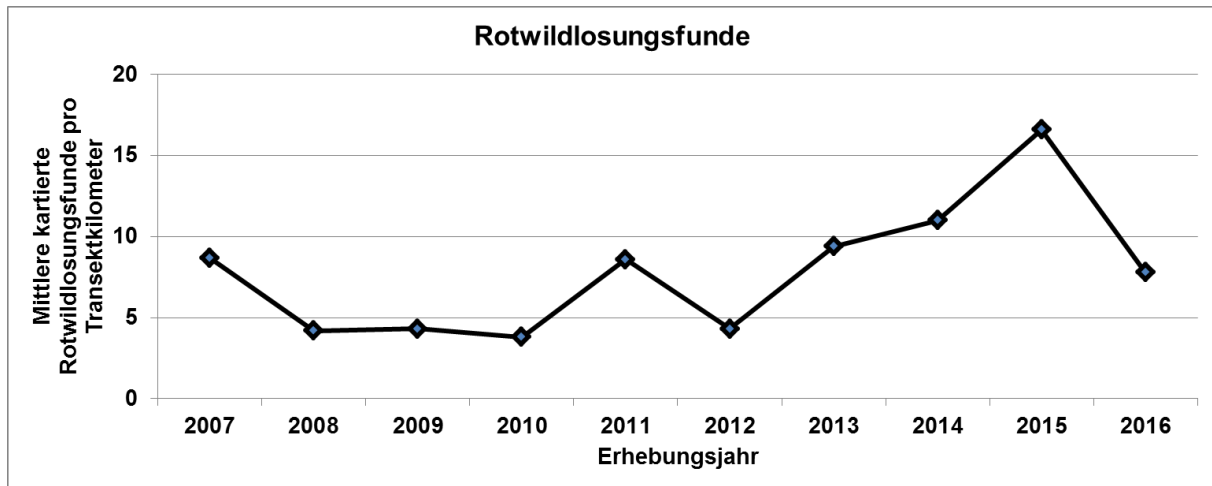


Abbildung 42: Jährliche mittlere Fundraten der Rotwild-Losungskartierungen im Wildforschungsgebiet von 2007 – 2016, jeweils im Frühjahr (siehe Abschnitt 3.3.2).

4.3.2 Scheinwerferzählungen

In den Jahren 2010 bis 2016 wurden maximal zwischen 105 (2012) und 164 (2016) Stück Rotwild gezählt (Abbildung 43 und Abbildung 44). Die höchsten Maximalwerte fallen in die beiden letzten Jahre 2015 und 2016.

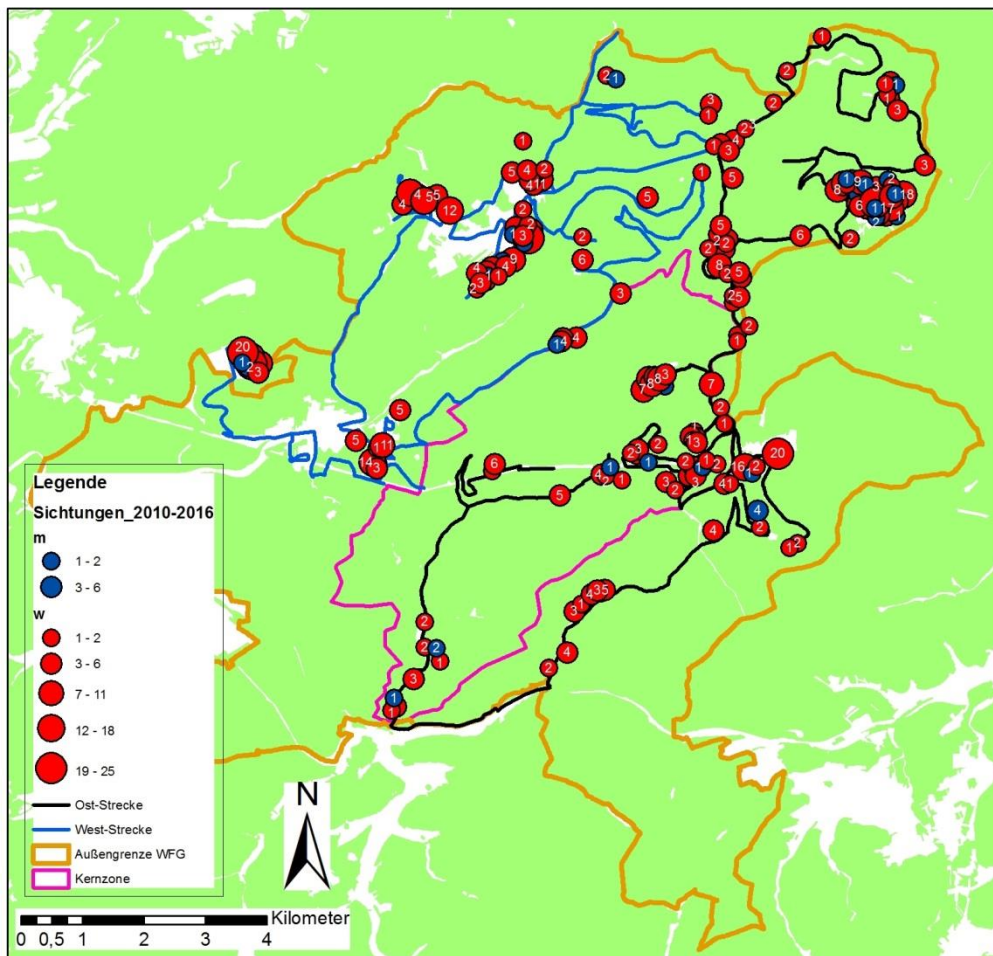


Abbildung 43: Schematische Summendarstellung aller Rotwildsichtungen (blaue Kreise: Hirsche außer Hirschkäbber, rote Kreise: Kahlwild) der Scheinwerferzählungen. Verwendet wurden nur die Wertungsnächte der Jahre 2010 – 2016.

Bezieht man die Maximalsichtungen auf die abgesuchte Waldfläche von 7.858 ha, entspricht dies einer Dichte von 1,25 (2012) und 2,09 (2016) Sichtungen pro 100 ha Wald (Abbildung 45). Wie bei den Losungsfundraten schwankten auch die Sichtungen allerdings mit einem geringeren Variationskoeffizienten der Maximalwerte 2010-2016 von 15 %. Der Variationskoeffizient innerhalb eines Jahres schwankte zwischen 4 % und 19 %. Insbesondere in den drei Jahren mit vier Einzelzählungen (2011 bis 2013) ergaben sich die höchsten Werteschwankungen (Abbildung 44).

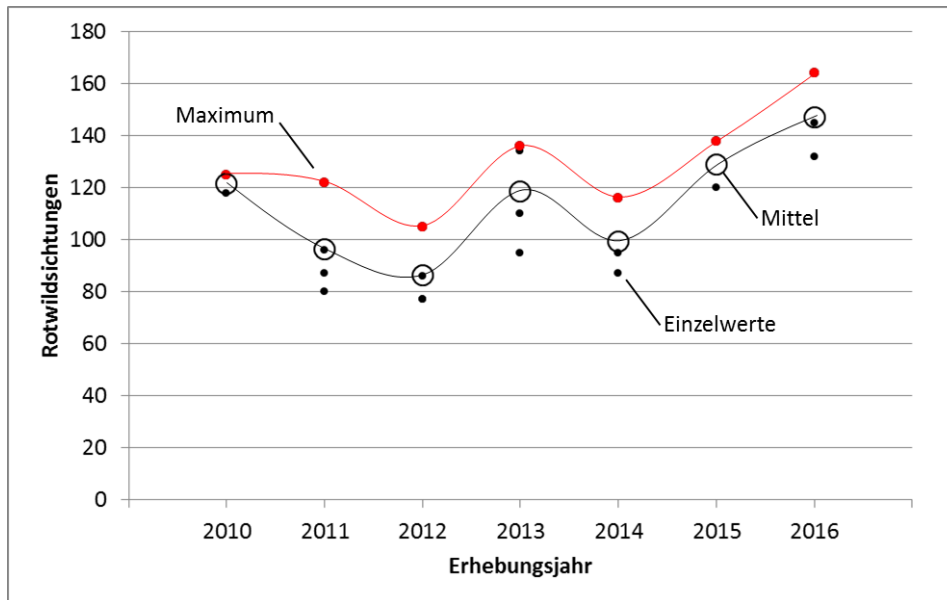


Abbildung 44: Zählergebnisse (Einzelwerte jeder Zählung, Maximum pro Jahr, Mittelwert aus allen Einzelwerten eines Jahres) der nächtlichen Scheinwerferzählungen von Rotwild im Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“ auf einer Zählfläche von 8.400 ha, davon 7.858 ha Wald.

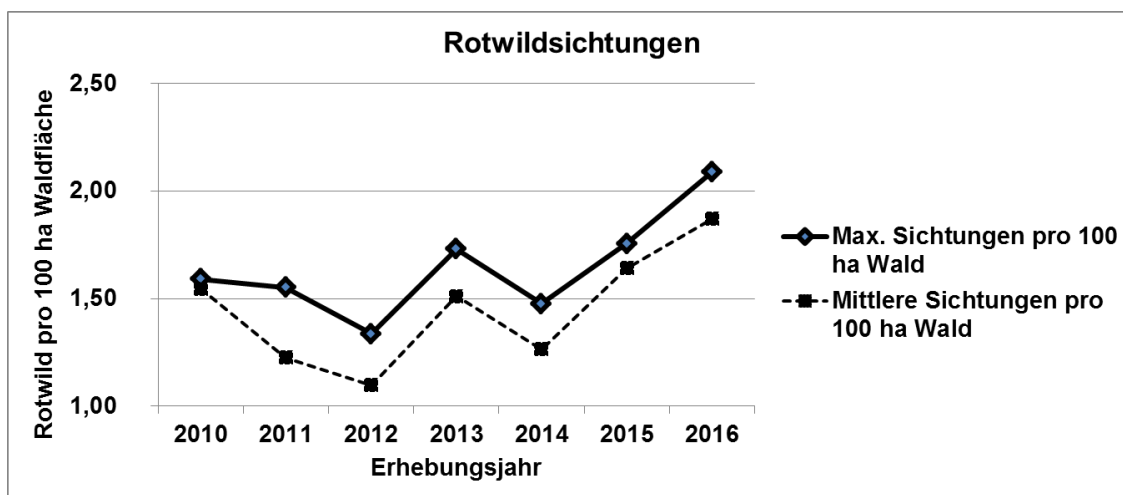


Abbildung 45: Sichtungen pro 100 ha Waldfläche während der nächtlichen Scheinwerferzählungen von Rotwild im Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“ auf einer Zählfläche von 8.400 ha, davon 7.858 ha Wald. (Zahlenwerte im Anhang 8.3.2; Tabelle 21ff Seite 128 und 129).

Auffällig ist das Jahr 2013. In diesem Jahr wurden verglichen mit dem vorherigen und nachfolgenden Jahr sowohl im Mittel als auch im Maximum Werte erreicht, die um 23 % bzw. 15 % mehr Rotwildsichtungen verzeichneten. Absolut gesehen handelt es sich um 35 Sichtungen mehr als 2012 und 20 Sichtungen mehr als 2014. In 2013 wurden 65 % aller Kontakte mit Rotwild in den landwirtschaftlich genutzten Offenlandbereichen registriert ($n = 94$ Kontakte an 4 Nächten). Davor waren es 48 % ($n = 85$ Kontakte an 4 Nächten) bzw. 51 % ($n = 49$ Kontakte an 3 Nächten). Über alle Jahre bestand eine Korrelation zwischen dem mittleren Anteil Kontakte mit Rotwild auf den landwirtschaftlich genutzten Offenlandbereichen und dem Mittelwert aller Rotwildsichtungen ($R^2 = 43$ %; Abbildung 46). Auch die Jahre 2015 und 2016 mit überdurchschnittlichen Mittel- und Maximalwerten zeichneten sich durch hohe Anteile an Kontakten mit Rotwild auf den landwirtschaftlich genutzten Offenlandbereichen aus. Das Jahr 2016 fällt aus dieser Gegenüberstellung jedoch besonders aus der Reihe. Ohne Berücksichtigung der Werte aus 2016 wäre der Zusammenhang zwischen dem mittlerem Anteil der Kontakte mit Rotwild auf den landwirtschaftlich genutzten Offenlandbereichen und dem Mittelwert aller Rotwildsichtungen mit einem Bestimmtheitsmaß mit $R^2 = 57$ % noch deutlicher.

In 2016 wurde der bisherige Zählrekord erzielt. Neben einem hohen Anteil an Offenlandkontakten von 61 % (der dritthöchste Wert über alle Jahre; $n = 106$ Sichtungen) wurden zusätzlich im Wald 54 Sichtungen dokumentiert. Beides Werte, die für sich genommen auch in anderen Jahren in der Höhe bekannt waren. 2016 zeichnet sich also dadurch aus, dass in derselben Nacht im Wald und Feld diese Maxima erfasst wurden.

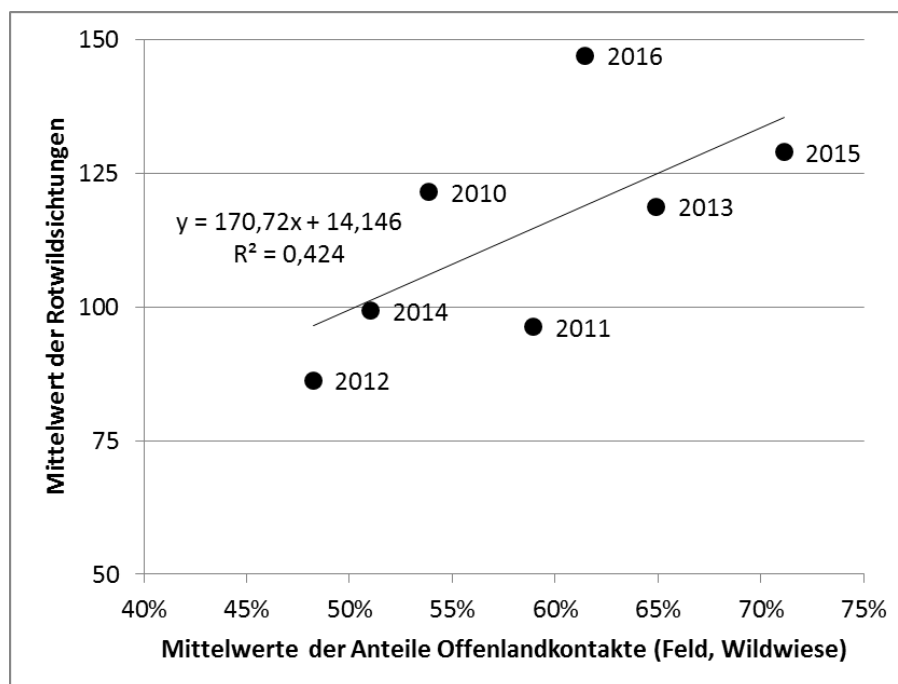


Abbildung 46: Zusammenhang der mittleren Rotwildsichtungen pro Zählnacht und dem Mittelwert der Anteile an Offenlandkontakten getrennt nach Jahren während der nächtlichen Scheinwerferzählungen von Rotwild im Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“ auf einer Zählfläche von 8.400 ha, davon 7.858 ha Wald.

4.3.3 Bestandserfassung und Geschlechterverhältnis 2010 und 2016

Für die Jahre 2010 und 2016 wurde parallel zu den Losungskartierungen und Scheinwerferzählungen jeweils eine genetische Bestandserfassung (sog. Kotgenotypisierung) durchgeführt, mit deren Hilfe einerseits eine solidere Schätzung der Bestandsdichte und eine Bestimmung des Geschlechterverhältnisses (GV) möglich wurde.

Die Messwerte beider Jahre zeigten keinen Unterschied in der Bestandsdichte an. Die Vertrauensbereiche überlappen deutlich. Sie lagen 2010 als auch 2016 weitgehend unabhängig vom Schätzmodell zwischen 3,7 – 3,3 Stück / 100 ha Gesamtfläche oder Waldfläche (Abbildung 47). Allerdings ergaben sich im Jahr 2010 aufgrund höherer Ausfallraten im Genlabor und einer demzufolge geringeren mittleren Erfassungsrate (1,57 Genotypen pro erfassten Individuum, n = 398 Genotypen) gegenüber 2016 (2,16 Genotypen pro erfassten Individuum, n = 705) größere Modellunsicherheiten. Auffällig war, dass die geschlechtsspezifische Erfassungsrate 2010 bei der männlichen deutlich höher als bei der weiblichen Teilpopulation war. Im Jahr 2016 war es umgekehrt (Einzelwerte siehe Anhang 8.3.3, Seite 130 Tabelle 24 Spalte 4).

Für das errechnete Geschlechterverhältnis (GV) der Rotwildpopulation war analog zur Dichte ebenfalls keine Änderung nachweisbar. Der weibliche Anteil lag jeweils bei ca. 60 %, was ein GV von ca. 1 : 1,5 entspricht. (Abbildung 48). Bei der Methode, die das Geschlechterverhältnis nur anhand der tatsächlich erfassten Individuen berechnet, lagen auch Aussagen zum GV innerhalb und außerhalb der Kernzone vor. Die Teilstichprobe innerhalb der Kernzone ergab ein GV von 1 : 1,22, außerhalb von 1 : 1,63. Die Teilstichprobe innerhalb der Kernzone ergab ein GV von 1 : 1,13, außerhalb von 1 : 1,79, (siehe auch Anhang Tabelle 25, Seite 130). Betrachtet man die räumliche Verteilung der Losungsfunde männlicher und weiblicher Tiere, bestätigt sich dieser Befund, wonach in der Kernzone ein ausgewogeneres Geschlechterverhältnis vorherrschte als in deren Umfeld (Abbildung 49 und Abbildung 50).

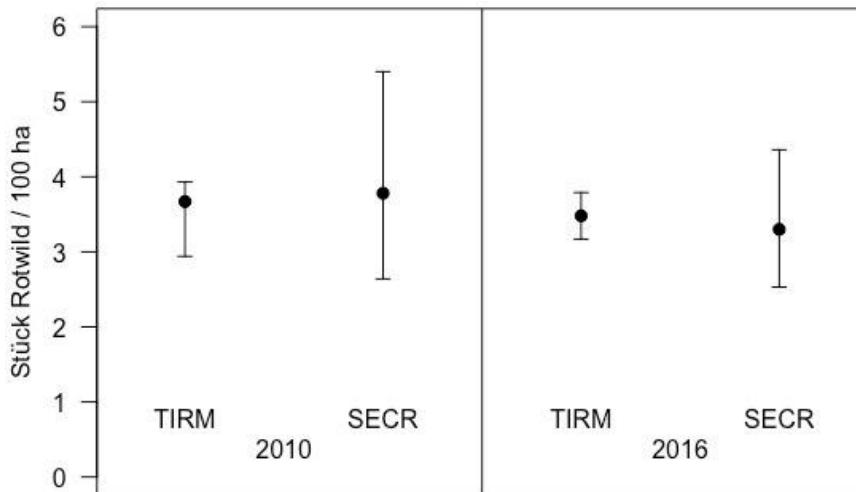
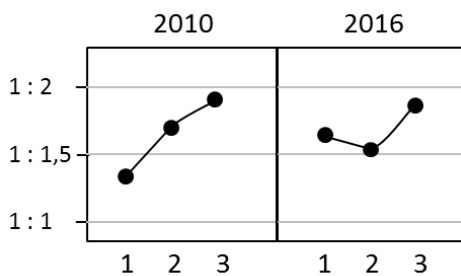


Abbildung 47: Geschätzte Rotwildichten pro 100 ha Gesamtfläche (Wald und Offenland ohne Siedlungen) im Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“ auf der Grundlage der Kotgenotypisierungen 2010 und 2016 nach der Methode TIRM und SECR (Erklärung siehe Text). Dargestellt sind die Mittelwerte (Punkt) als auch die oberen und unteren Grenzwerte innerhalb des 95 %-Vertrauensbereiches. Schätzdichten pro 100 ha Wald unterscheiden sich wegen des hohen Waldanteils kaum (Einzelwerte siehe Anhang Tabelle 24, Seite 130).



**Abbildung 48: Berechnetes mittleres Geschlechterverhältnis (GV) der Rotwildpopulation im Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“ auf der Grundlage der Kotgenotypisierungen 2010 und 2016 nach drei verschiedenen Methoden:
 Methode 1: GV nach Geschlecht der tatsächlich erfassten Individuen
 Methode 2: GV nach geschlechtsspezifischen Bestandsberechnungsmodellen
 Methode 3: GV nach geschlechtsspezifischen Dichteberechnungsmodellen.
 (Einzelwerte siehe Anhang Tabelle 25, Seite 130)**

2010

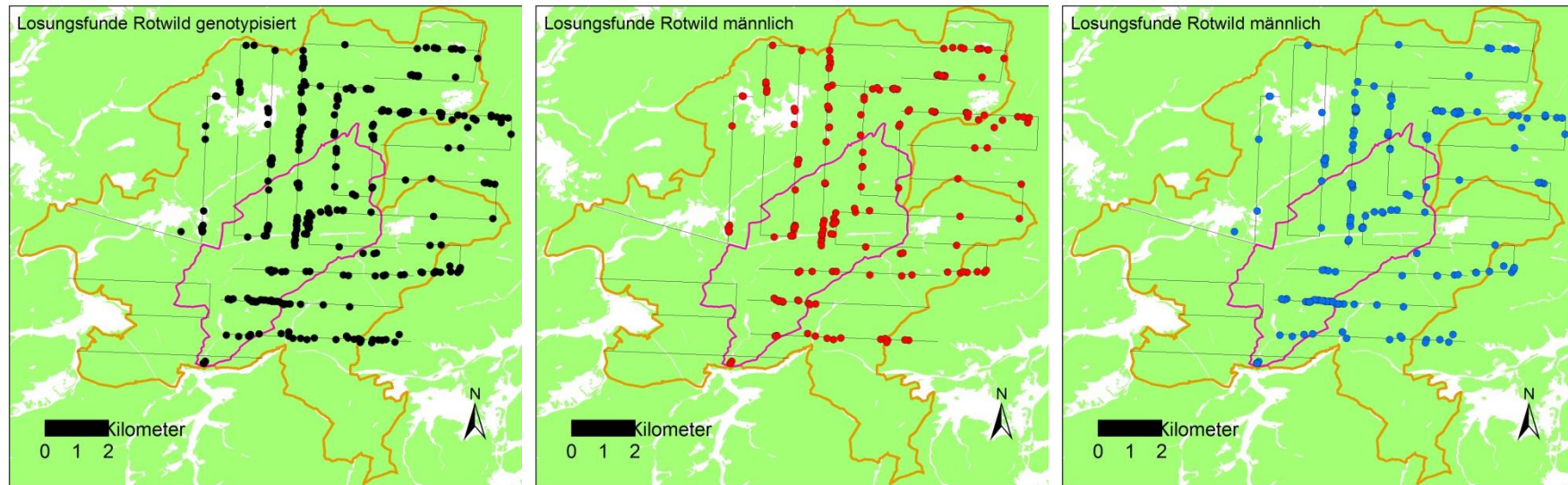


Abbildung 49: Schematische Darstellung der Verteilungsmuster der genetisch untersuchten Losungsfunde (Punktdarstellungen) von männlichem ($n = 198$) und weiblichem Rotwild ($n = 200$). Die Beprobung wurde zwischen dem 15. und 26.3.2010 durchgeführt (gezeigt werden alle Proben, auch Mehrfachproben des gleichen Tieres). Die 15 Sucher orientierten sich grob per GPS an zuvor festgelegten 15 Linientransekten (dünne schwarze Linien), die weitgehend die Fläche des Wildforschungsgebietes „Pfälzerwald“ und Teile des Annweiler Stadtwaldes im Osten abdeckten. Dargestellt sind zudem die Außengrenze des Wildforschungsgebietes (braune Linie), Außengrenze der Kernzone „Quellgebiet der Wieslauter“ (lila Linie) sowie die Waldverteilung (grüne Fläche).

2016

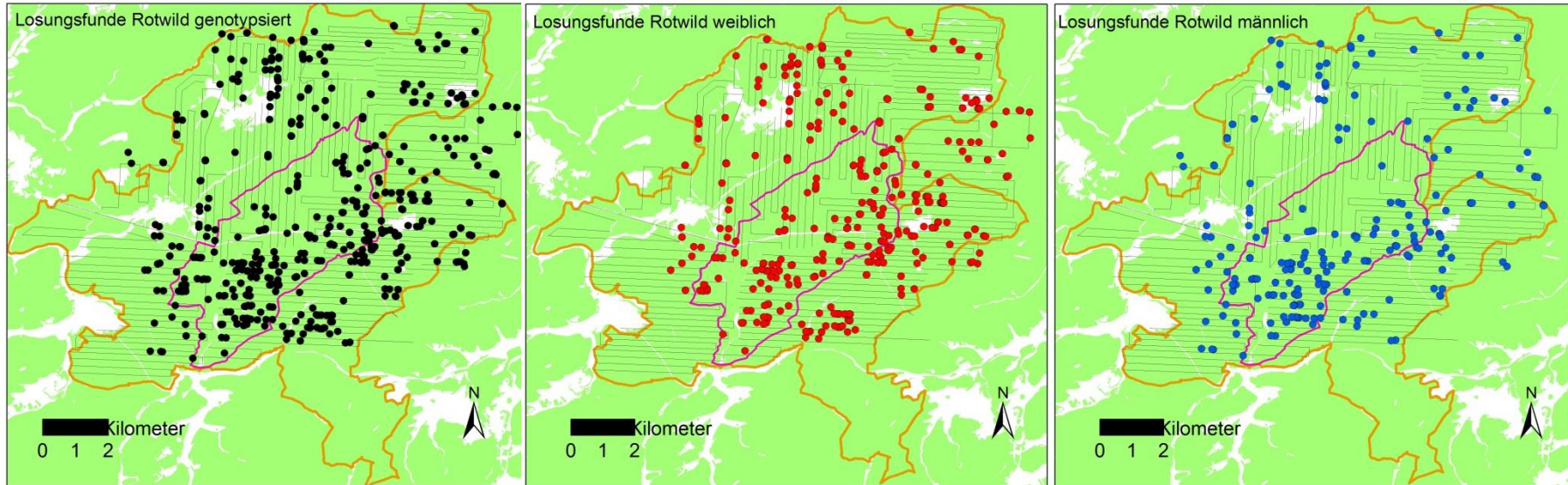


Abbildung 50: Schematische Darstellung der Verteilungsmuster der genetisch untersuchten Losungsfunde (Punktdarstellungen) von männlichem ($n = 244$) und weiblichem Rotwild ($n = 436$). Die Beprobung wurde zwischen dem 10. und 14.3.2016 durchgeführt (gezeigt werden alle Proben, auch Mehrfachproben des gleichen Tieres). Die 15 Sucher orientierten sich grob per GPS an zuvor festgelegten 80 Linientransekten (dünne schwarze Linien), die weitgehend die Fläche des Wildforschungsgebietes „Pfälzerwald“ und Teile des Annweiler Stadtwaldes im Osten abdeckten. Dargestellt sind zudem die Außengrenze des Wildforschungsgebietes (braune Linie), Außengrenze der Kernzone „Quellgebiet der Wieslauter“ (lila Linie) sowie die Waldverteilung (grüne Fläche).

4.3.4 Verteilungsmuster aller Schalenwildarten 2016

Die Rotwildlosungsfunde im Rahmen der verdichteten Erhebung im Jahr 2016 (80 statt 16 Transekte) sollten noch feinere räumliche Auflösungen möglich machen. Statt 847 Funden, die in 2016 im Rahmen des Standardverfahrens ausgewertet werden konnten (Abschnitt 4.3.1), standen so mehr als viermal so viele Funde zur Verfügung (siehe Abbildung 51). Erneut wurden die Schwerpunkte der Funde im Osten und Süden, zusätzlich jedoch kleinräumige Häufungen von Rotwildlosungsfunden erkennbar. Anscheinend sind Konzentrationen um die Offenlandinseln mit zentralem Dorfkern (Leimen/Röderhof, Hofstätten und Hermersbergerhof; Lage der Ortsbezeichnungen siehe Abbildung 76, Seite 122) oder entlang der teils schmalen aber ebenfalls durch Grünland geprägten Talzüge (Mühlengraben, Zieglertal und Katharinental) bzw. die Stromleitungstrasse zu finden. Vergleichbare Offenlandbereiche gab es auch im Westen (z. B. Merzalbtal, Kuffenberg), diese wurden aber offenbar kaum genutzt.

Die Schwerpunkte der Losungsfunde der Rehe lagen hingegen vorrangig im Westen des Wildforschungsgebietes. Die Kernzone selbst scheint für Rehe - unter Berücksichtigung der dort relativ wenigen Rehlosungsfunde - eher von geringer Bedeutung zu sein. Die Losungsfunde des Schwarzwildes wiederum lagen weitgehend in den Bereichen der Rotwildschwerpunkte, mit Ausnahme des Nordens und Südostens. Eine Nähe zu den Offenlandinseln wie beim Rotwild ist beim Schwarzwild nicht erkennbar (Abbildung 51).

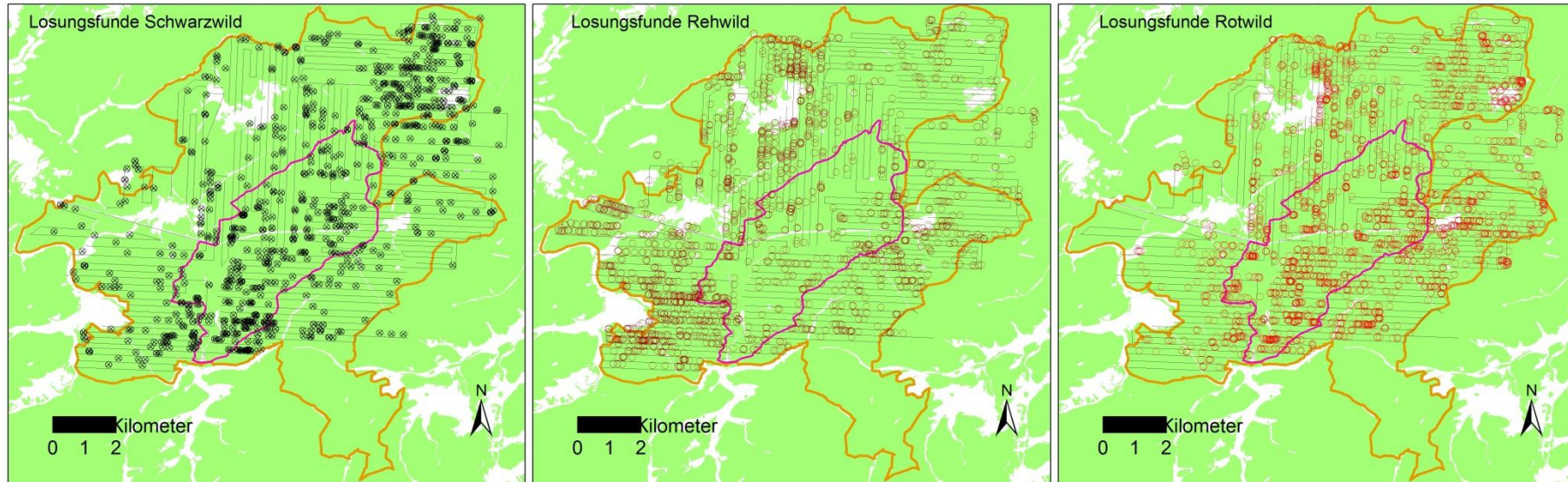


Abbildung 51: Schematische Darstellung der Verteilungsmuster der zwischen dem 10. und 14.3.2016 gefundenen Losungen (Punktdarstellungen) von Schwarz- (n = 1.205), Reh- (n = 2.457) und Rotwild (n = 3.657). Die 15 Sucher orientierten sich grob per GPS an zuvor festgelegten 80 Linientransekten (dünne schwarze Linien), die weitgehend die Fläche des Wildforschungsgebietes „Pfälzerwald“ und Teile des Annweiler Stadtwaldes im Osten abdeckten. Dargestellt sind zudem die Außengrenze des Wildforschungsgebietes (braune Linie), Außengrenze der Kernzone „Quellgebiet der Wieslauter“ (lila Linie) sowie der Waldverteilung (grüne Fläche). Hinweis: Aufgrund der vermutlich um den Faktor 3-5 geringeren Defäkationsrate des Schwarzwildes (kein Wiederkäuer) wurden dessen Losungsfunde zwecks Vergleichbarkeit mit den Wiederkäuern Reh- und Rotwild hier etwas auffälliger sichtbar gemacht.

4.4 Verbisserhebungen

4.4.1 Stichprobenumfang

Die Anzahl der auf Verbiss untersuchten Pflanzen variierte über die Jahre. In der Naturverjüngung stieg die Gesamtzahl taxierter Pflanzen im Laufe der letzten Jahre deutlich an und umfasste zwischen 2.274 (2010) bis 4.932 (2016) Pflanzenindividuen, wobei Buchen und Fichten zusammen ca. 2/3 der Stichprobe ausmachten (Abbildung 52, sämtliche Zahlenwerte siehe Anhang 8.4).

In der Kunstverjüngung wurden zwischen 1.080 (2012) und 2.000 (2016) Pflanzen untersucht, wobei die Gesamtzahl insbesondere bei der Buche stark schwankte. Der Buchenanteil machte stets über die Hälfte der Gesamtstichprobe aus (Abbildung 53). Da Fichtennaturverjüngungen teils die angelegten Buchenkunstverjüngungsflächen dominierten, wechselten solche Flächen in die Grundgesamtheit der Naturverjüngungsstichprobe, was zum Teil, neben betrieblichen Umsteuerungen, die Schwankungen der Stichprobe gepflanzter Jungbuchen erklärt (Abbildung 52 und Abbildung 53).

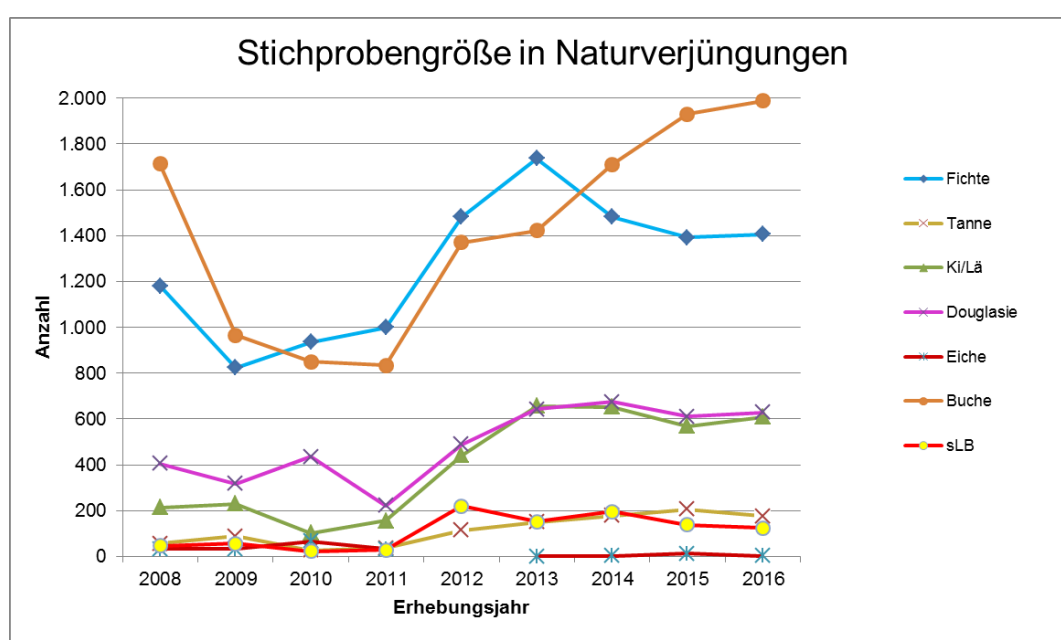


Abbildung 52: Anzahl taxierter Individuen pro Baumart bzw. Baumartengruppe bei den Verbisserhebungen in Naturverjüngungen im Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“, Frühjahr 2008 – 2016 (Abk.: Ki/Lä: Kiefer/Lärche; sLB: Sonstiges Laubholz).

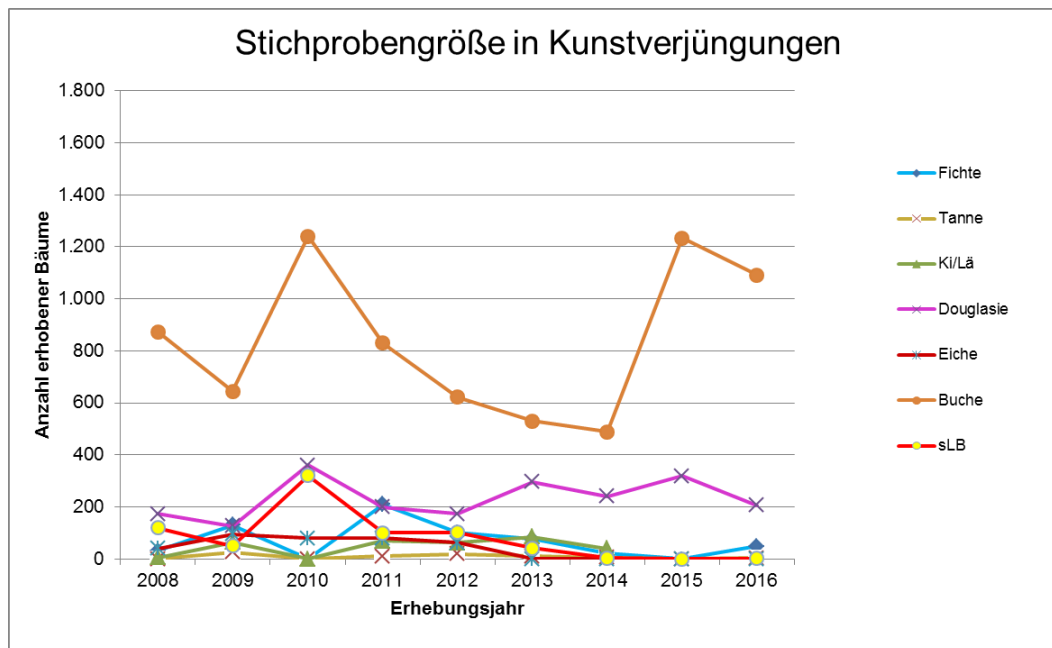


Abbildung 53: Anzahl taxierter Individuen pro Baumart bzw. Baumartengruppe bei den Verbissserhebungen in Kunstverjüngungen im Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“, Frühjahr 2008 – 2016 (Abk.: Ki/Lä: Kiefer/Lärche; sLB: Sonstiges Laubholz).

4.4.2 Winterverbiss Schalenwild

Wie in Abschnitt 3.4 beschrieben dient in Rheinland- Pfalz der vom Schalenwild verursachte Winterverbiss des Leittriebs von Jungbäumen (Wuchshöhe 0,2 bis 1,5 m) der Beurteilung der waldbaulich relevanten Wildschadenssituation. Daher wird dieser hier aus Vergleichsgründen vorrangig betrachtet. Der explizit quantitativ erfasste Hasen-Winterverbiss wird gesondert dargestellt (siehe Abschnitt 4.4.4). Eine komplette jahres- und revierweise Übersicht über die hier vorgestellten Verbissparameter findet sich im Anhang (Abschnitt 8.4).

4.4.2.1 Naturverjüngung

Über alle natürlich verjüngten und erhobenen Baumarten waren im Mittel zwischen 7 % und 16 % der Leittriebe verbissen. In der Teilstichprobe der dominierenden Buchen- und Fichtennaturverjüngungen waren im Mittel zwischen 3 % und 12 %, für den Rest 17 % und 32 % verbissen (Abbildung 54). Das waldbauliche Betriebsziel in den Fichten- und Buchennaturverjüngungen wurde praktisch in keinem Erhebungsjahr gefährdet, da auch die Konfidenzintervalle insbesondere in den letzten Jahren den Nichtgefährdungsbereich nicht überschreiten (siehe Anhang Tabelle 30 und Tabelle 31, ab Seite 135). Der Winterverbiss verharrete bei diesen beiden Baumarten in den letzten Jahren bei 3 %. Eine Ausnahme bildete das Jahr 2013, in dem bei der Buche 15 % der Leittriebe verbissen waren und damit das waldbauliche Betriebsziel hier als gefährdet anzusehen war. Das Verbissprozent schwankt in der Naturverjüngung von Kiefern/Lärchen und Douglasie unterhalb der erheblichen Gefährdungstufe (Abbildung 56).

Der Verlauf der Verbissprozentwerte für die selten erhobenen Baumarten Tanne oder Eiche oder das sonstige Laubholz schwankt und indiziert eine erhebliche Gefährdung der waldbaulichen Betriebsziele (Abbildung 55). Die Verbissdaten der Eiche beruhen bei den Erhebungen 2015 und 2016 nur noch auf zwei bzw. einem (!) Bäumchen. Hier zeigen sich teils erhebliche Schätzungenauigkeiten.

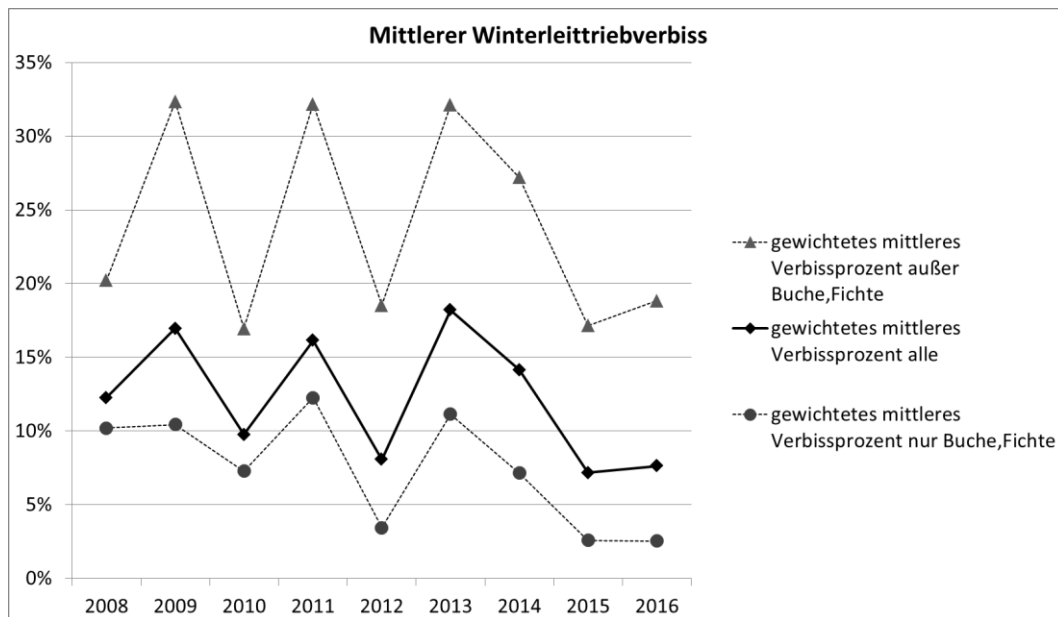


Abbildung 54: Gewichtetes Mittel des Winterleittriebverbisses für Naturverjüngungen. Die Werte werden differenziert dargestellt in „alle erhobenen Baumarten“, „nur Fichte und Buche“ und „alle außer Fichte und Buche“ im Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“, Frühjahr 2008 – 2016.

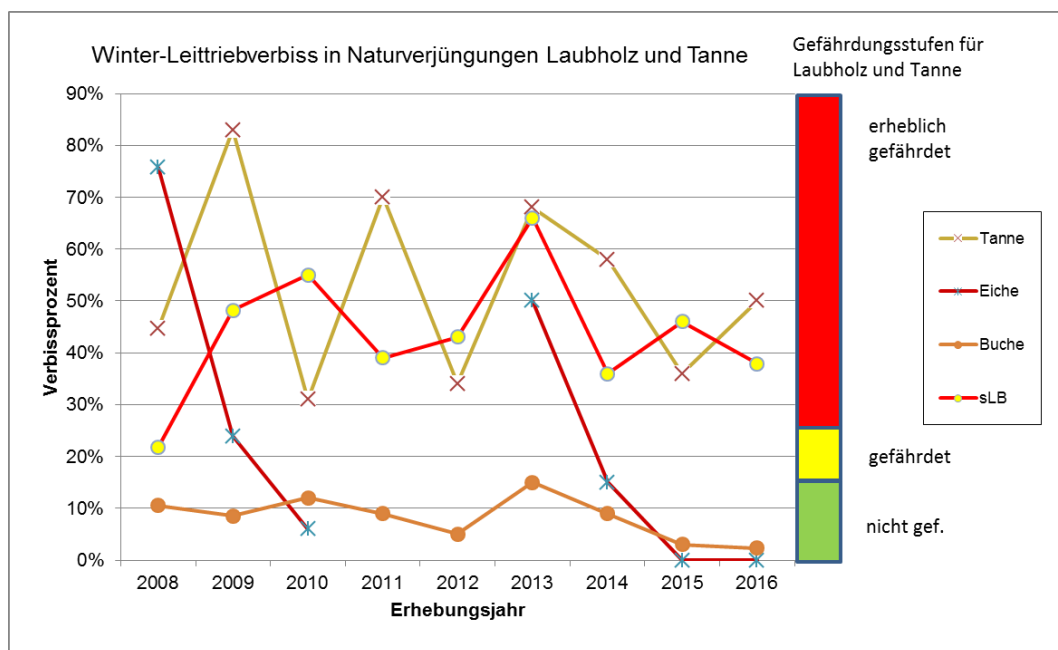


Abbildung 55: Mittlere Winter-Leittriebverbissprozente in Naturverjüngungen pro Baumart bzw. Baumartengruppe bei den Verbisserhebungen im Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“, Frühjahr 2008 – 2016 (Abk.: Ki/Lä: Kiefer/Lärche; sLB: Sonstiges Laubholz). Gemittelt wurden hier alle Erhebungen einer Baumart, in denen diese als führende Hauptwirtschaftsbaumart, sonstige Wirtschaftsbaumart [bis 2010] oder als Mischbaumart angesprochen wurden. Aus Gründen der Übersicht finden sich die zugehörigen Standardfehler und Konfidenzintervalle zu den Mittelwerten im Anhang (siehe Tabelle 30 und Tabelle 31, Seite 135 ff).

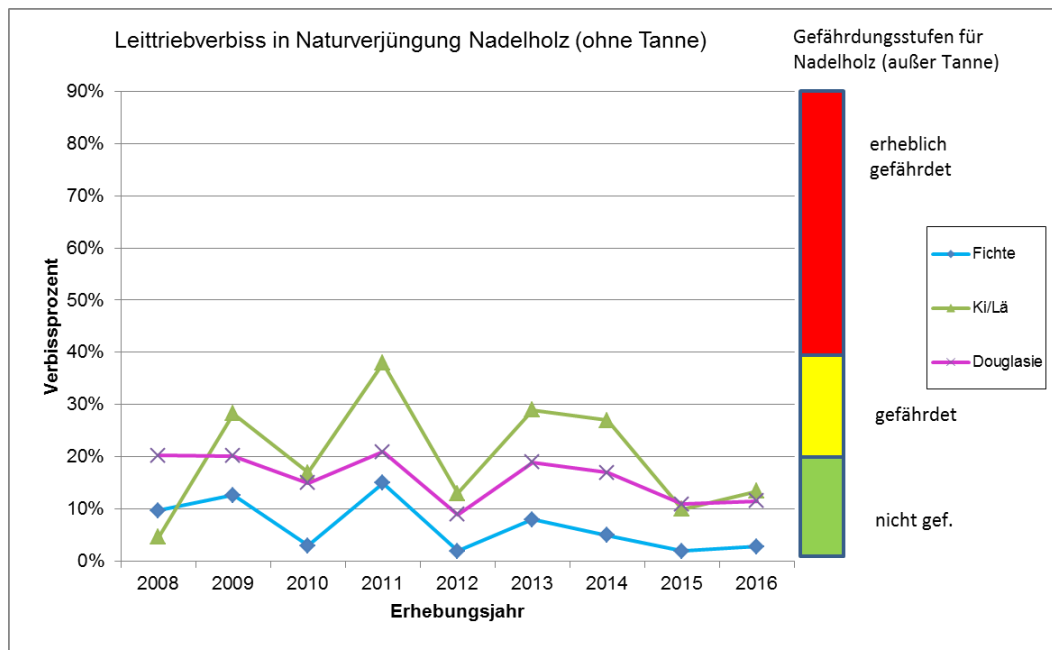


Abbildung 56: Mittlere Winter-Leittriebverbissprozentage in Naturverjüngungen pro Baumart bzw. Baumartengruppe bei den Verbisserhebungen im Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“, Frühjahr 2008 – 2016 (Abk.: Ki/Lä: Kiefer/Lärche; sLB: Sonstiges Laubholz). Gemittelt wurden hier alle Erhebungen einer Baumart, in denen diese als führende Hauptwirtschaftsbaumart, sonstige Wirtschaftsbaumart [bis 2010] oder als Mischbaumart angesprochen wurden. Aus Gründen der Übersicht finden sich die zugehörigen Standardfehler und Konfidenzintervalle zu den Mittelwerten im Anhang (siehe Tabelle 30 und Tabelle 31, Seite 135 ff).

4.4.2.2 Kunstverjüngung

Bei den am häufigsten taxierten Buchenkunstverjüngungen ($n \gg 1000$) lag die Verbissbelastung wie in den Vorjahren bis auf das erste Erhebungsjahr 2008 auf niedrigem Niveau. Ab 2014 liegen auch die Konfidenzintervalle komplett in der Nichtgefährdungsstufe (Abbildung 57 oder im Anhang Tabelle 27 und Tabelle 28, ab Seite 132). Mit etwas Abstand folgten die künstlich verjüngten Douglasien ($n > 200$). Hier lag die Verbissbelastung durch Schalenwild analog zu den Vorjahren bei 7 % (Abbildung 58 oder Anhang ab Seite 132).

Alle anderen Baumarten wurden nicht künstlich verjüngt und daher höchstens als natürlich aufgewachsene Mischbaumarten hier miterhoben (Fichte, Kiefer/Lärche) bzw. wurden gegen Verbiss zusätzlich geschützt (z. B. Eiche). Insgesamt war für diese Arten auch aufgrund teils hoher Schätzungenauigkeiten kein klarer Trend erkennbar.

4.4.2.3 Zusammenschau Natur- und Kunstverjüngung

Die häufiger vorkommenden und demnach auch aufgenommenen Arten wie Buche oder Fichte in Naturverjüngungen oder Buche und Douglasie in Kunstverjüngungen wiesen durchweg niedrigere Verbissprozentage auf, während die selteneren Arten wie die Tanne oder Eiche deutlich stärker verbissen wurden. Die Verbissprozentage über alle Baumartengruppen aber insbesondere beim Nadelholz zeigten dabei ein fast regelmäßiges Auf-und-Ab. Die Erhebungen 2008, 2010, 2012, 2015 und 2016 zeichneten sich durch niedrigere, die Erhebungen in den dazwischen liegenden Jahren 2009, 2011, 2013 und 2014 durch höhere Verbissprozentage aus (siehe hierzu Diskussion in Abschnitt 5.3.6).

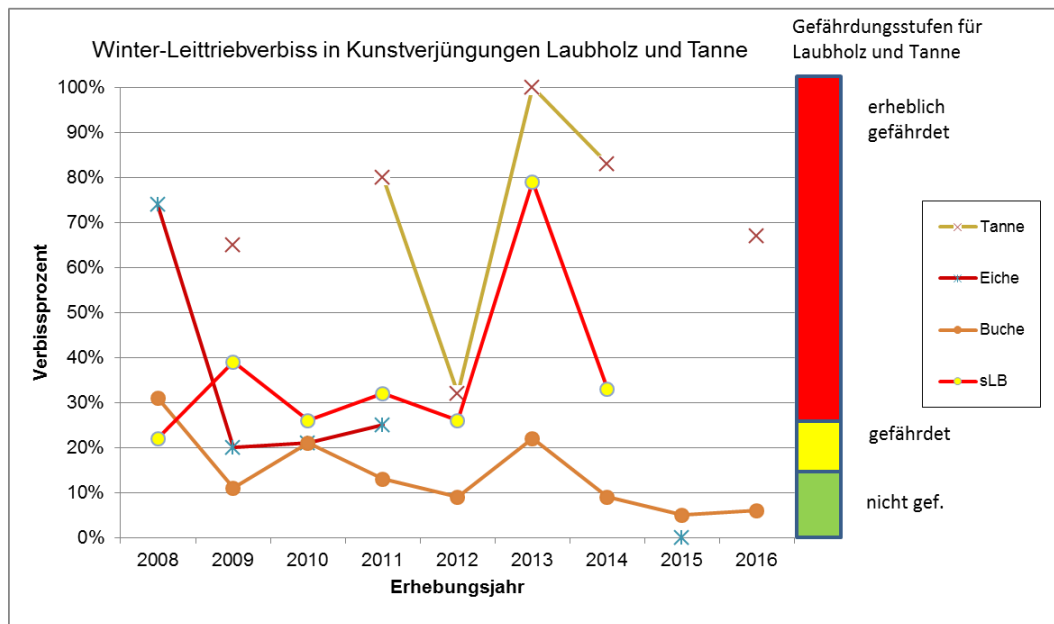


Abbildung 57: Mittlere Winter-Leittriebverbissprozente in Kunstverjüngungen pro Baumart der Gruppe Laubhölzer und Tanne, Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“, Frühjahr 2008 – 2016 (Abk.: sLB: sonstige Laubbaumarten). Gemittelt wurden hier alle Erhebungen einer Baumart, in denen diese als führende Hauptwirtschaftsbaumart, sonstige Wirtschaftsbaumart [bis 2010] oder als Mischbaumart angesprochen wurden. Aus Gründen der Übersicht finden sich die zugehörigen Standardfehler und Konfidenzintervalle zu den Mittelwerten im Anhang (siehe Tabelle 27 und Tabelle 28, Seite 132 ff).

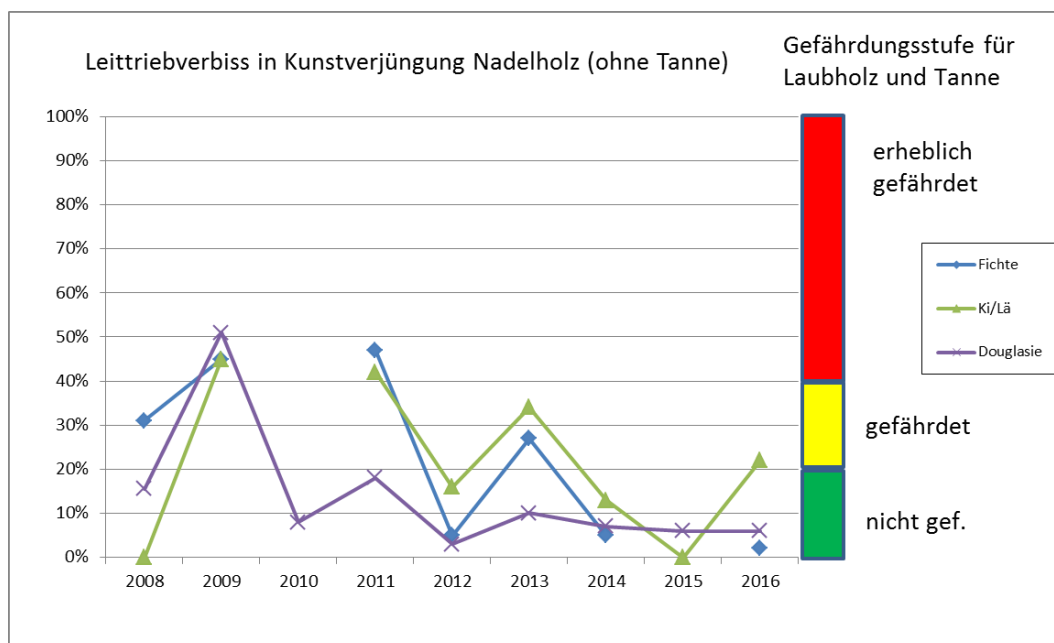


Abbildung 58: Mittlere Winter-Leittriebverbissprozente in Kunstverjüngungen pro Baumart der Gruppe Nadelhölzer außer Tanne, Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“, Frühjahr 2008 – 2016 (Abk.: Ki/Lä: Kiefer/Lärche). Gemittelt wurden hier alle Erhebungen einer Baumart, in denen diese als führende Hauptwirtschaftsbaumart, sonstige Wirtschaftsbaumart [bis 2010] oder als Mischbaumart angesprochen wurden. Aus Gründen der Übersicht finden sich die zugehörigen Standardfehler und Konfidenzintervalle zu den Mittelwerten im Anhang (siehe Tabelle 27 und Tabelle 28, Seite 132 ff).

4.4.3 Gegenüberstellung: Kernzone und die restlichen Reviere

4.4.3.1 Kunstverjüngung

Die Verbissituation in der Kunstverjüngung der Baumartengruppe „Laubholz und Tanne“ verlief in der Kernzone wie auf der Restfläche weitgehend parallel und lag auf nahezu gleichem Niveau. Im Wesentlichen wurden die Verbisswerte durch die zahlreichen kunstverjüngten Buchen dominiert. Auch mit Beginn der Jagdruhe in der Kernzone ab April 2013 änderten sich diese Zusammenhänge mit positiver Gesamttendenz nicht (Abbildung 59).

Die Verbissituation in der Kunstverjüngung der Baumartengruppe „Nadelholz ohne Tanne“ verlief in der Kernzone gegenüber der Restfläche zumeist auf höherem Niveau. Hier waren es allerdings vorrangig die als Mischbaumarten erfassten natürlich aufgewachsenen Douglasien- und Kiefern/Lärchenverjüngungen, die nennenswert verbissen wurden (20 % – 40 %). Mit Beginn der Jagdruhe in der Kernzone ab April 2013 blieb es auf den Flächen um die Kernzone bei einer deutlich abnehmenden Verbissbelastung (Abbildung 59).

Zwischen den Einzelrevieren im Umfeld der Kernzone verlief die Verbissbelastung von Jahr zu Jahr unterschiedlich, ohne dass Problembereiche besonders erkennbar gewesen wären (siehe Anhang 8.4 Tabelle 32, Seite 137).

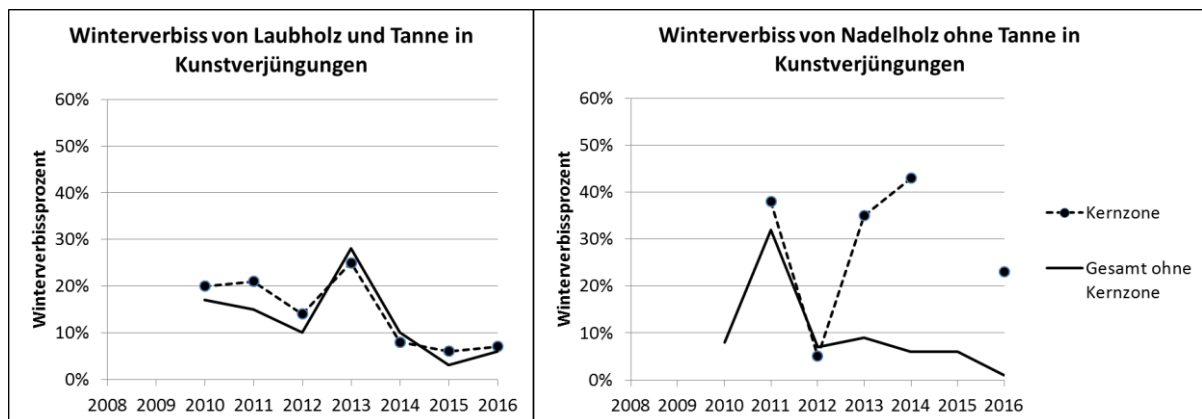


Abbildung 59: Entwicklung der Winter-Leittriebverbissprozente in Kunstverjüngungen der Kernzone und Restfläche gemittelt über die Baumartengruppe „Laubhölzer und Tanne“ (links) und „Nadelholz ohne Tanne“ (rechts), Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“, Frühjahr 2010 – 2016. Seit April 2013 wird in der Kernzone Reh- und Rotwild nicht mehr bejagt.

4.4.3.2 Naturverjüngung

Die Verbissituation in der Naturverjüngung der Baumartengruppe „Laubholz und Tanne“ verlief zwischen Kernzone und den restlichen Revieren seit 2010 zunächst weitgehend parallel. In den letzten beiden Erhebungsjahren 2015 und 2016 stieg der gemittelte Verbiss in der Kernzone an, während er auf der Restfläche weiter abnahm (Abbildung 60).

Der Anstieg in der Kernzone ist vorrangig auf einen erhöhten Verbiss bei Tanne (82 %) und sonstigem Laubholz (54 %) zurückzuführen. Auch bei der häufig taxiierten Buche lag der Verbiss mit 7 % gegenüber dem Umfeld auf mindestens 2-fach höherem Niveau.

Die Verbissituation in der Naturverjüngung der Baumartengruppe „Nadelholz ohne Tanne“ verlief in der Kernzone parallel zur Situation auf der Restfläche mit abnehmender Gesamttendenz und einem Mittelwert von unter 10 % im letzten Erhebungsjahr. Mit Beginn der Jagdruhe in der Kernzone ab April 2013 ist hier keine Trendumkehr erkennbar (Abbildung 60).

Zwischen den Einzelrevieren im Umfeld der Kernzone verlief auch hier die Verbissbelastung von Jahr zu Jahr unterschiedlich, ohne dass Problembereiche besonders erkennbar gewesen wären (siehe Anhang 8.4 Tabelle 32, Seite 137).

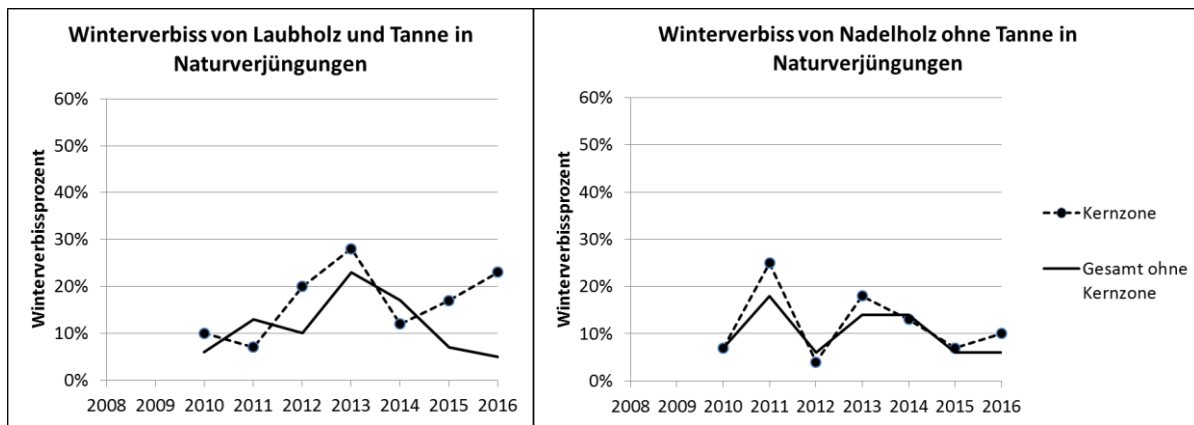


Abbildung 60: Entwicklung der Winter-Leittriebverbissprozent in Naturverjüngungen der Kernzone und Restfläche gemittelt über die Baumartengruppe „Laubhölzer und Tanne“ (links) und der Baumartengruppe „Nadelholz ohne Tanne“ (rechts), Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“, Frühjahr 2010 – 2016. Seit April 2013 wird in der Kernzone Reh- und Rotwild nicht mehr bejagt.

4.4.4 Winterverbiss durch Hasen

Der Winterverbiss durch Hasen spielte nur eine untergeordnete Rolle. Über die letzten 7 Erhebungsjahre, in denen der Hasenverbiss quantitativ erfasst wurde, war in Naturverjüngungen nur bei 0,27 % (n = 28.121 Bäume 2010 - 2016) der taxierten Pflanzen der winterliche Leittriebverbiss dem Hasen zuzuordnen. In Kunstverjüngungen waren nahezu ausschließlich gepflanzte Jungbuchen betroffen. Für diese Baumart lag der Mittelwert ca. zehnmal höher bei 2,9 % (n = 6.007 Buchen 2010 - 2016). Allerdings erreichte nur im Winterhalbjahr 2010/2011 der Hasen-Winterverbiss mit im Mittel 9 % bei gepflanzten Buchen waldbaulich relevante Ausmaße (siehe Abbildung 61). In einzelnen Revieren (Gräfenstein, Hermersbergerhof und Mühlenberg) konnte im Winter 2009/2010 zwischen 13 % und 20 % aller verbissenen Buchenleittriebe dem Hasen zugeordnet werden.

Damit lag der Hasenverbiss in diesem Winter in einzelnen Bereichen des Wildforschungsgebietes auf oder sogar deutlich über dem Niveau des Schalenwildverbisses. Letzterer lag für kunstverjüngte Buchen in den genannten Revieren im Winter 2009/2010 bei 5 % – 16 % (Einzelwerte im Anhang).

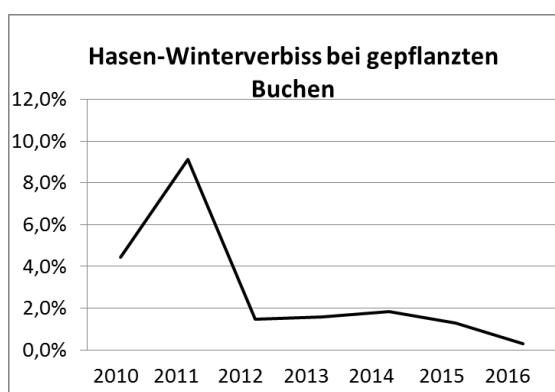


Abbildung 61: Von Hasen verursachter mittlerer Winter-Leittriebverbiss bei kunstverjüngten Buchen im Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“; Erhebungen der Jahre 2010 – 2016 (n = 5.941 Buchen).

4.5 Schälhebungen

4.5.1 Stichprobenumfang

Während der seit 2008 jährlich durchgeführten spätsommerlichen Schälaufnahmen (Übersicht zur räumlichen Verteilung siehe Abbildung 85, Seite 146) wurden nach Vorgaben des Forstamtes zur den Erhebungsflächen im Wildforschungsgebiet bis 2016 im Schnitt jedes Jahr ca. 10.000 Buchen und 3.600 Fichten untersucht. Die anderen Baumarten waren deutlich geringer in der Taxation vertreten (Abbildung 62).

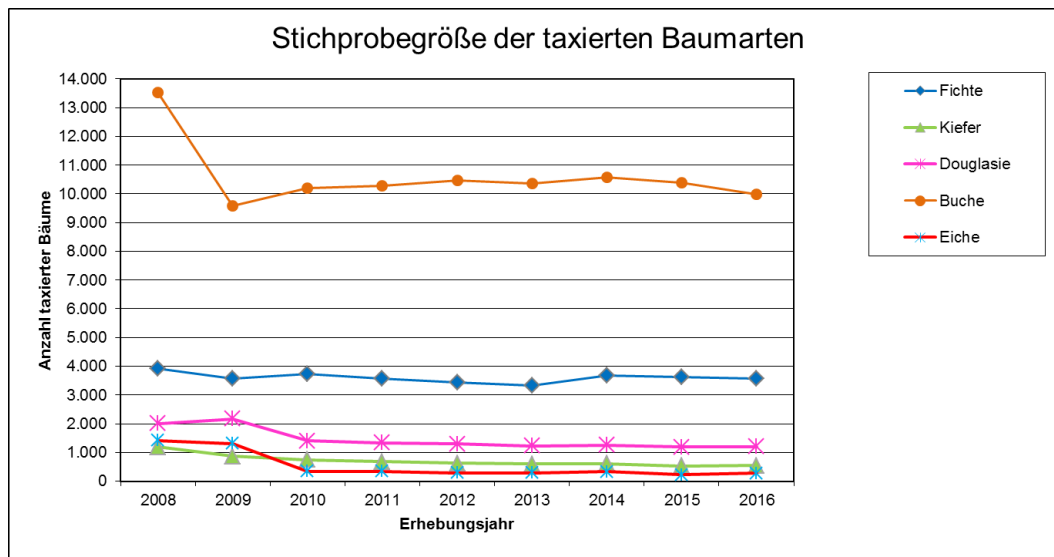


Abbildung 62: Anzahl taxierter Individuen pro Baumart bei den Schälhebungen im Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“, Spätsommer 2008 – 2016.

4.5.2 Schälprozente

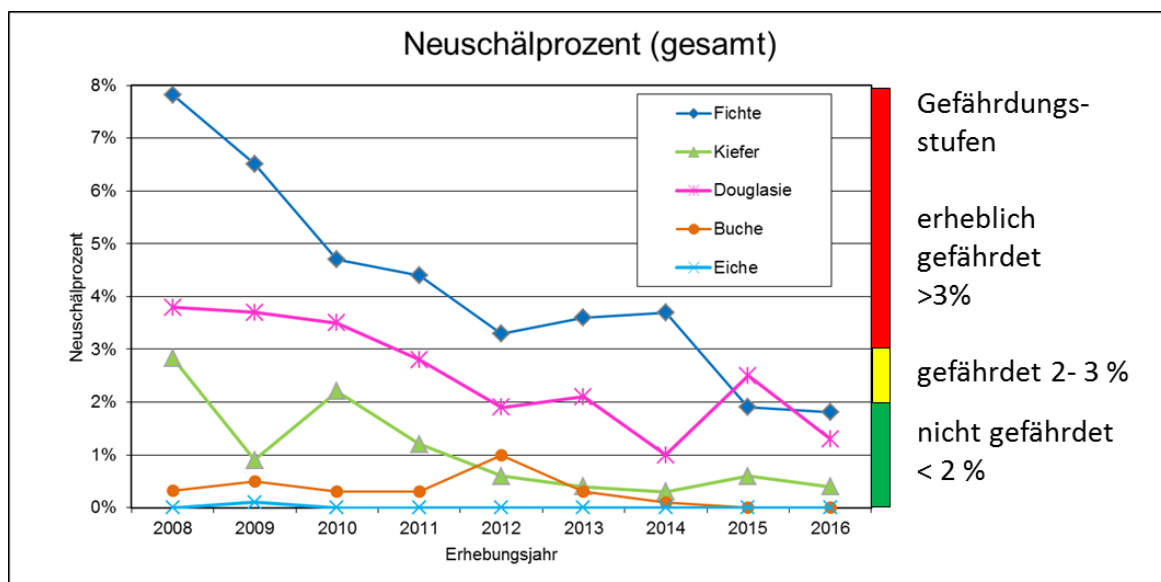


Abbildung 63: Neuschälprozente der am häufigsten taxierten Baumarten im Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“; 2008 – 2016, nebst Skalierungsdarstellung der in Rheinland-Pfalz festgelegten waldbaulichen Gefährdungsstufen (siehe Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz 2011, siehe Tabelle 9 auf Seite 39). Aus Gründen der Übersicht finden sich die zugehörigen Standardfehler und Konfidenzintervalle zu den Mittelwerten im Anhang (siehe Tabelle 39 und Tabelle 40, ab Seite 142).

Die Fichtenneuschäle begann 2008 auf sehr hohem Niveau um 11,4 %. Im Laufe der Zeit war eine deutliche Abnahme erkennbar. In den Jahren 2015 und 2016 pendelte sich das Schälprozent im unteren Gefährdungs- bzw. Nichtgefährdungsbereich ein (Konfidenzintervalle schneiden beide Zonen, siehe Tabelle 40, Seite 143). Die Veränderungen sind signifikant.

Es folgte die Douglasie mit 1 % - 3,8 % Neuschäle. Trotz der Größe der Konfidenzbereiche (Tabelle 39, Seite 142) scheint die Schäle zurück zu gehen. Bei der Kiefer lagen die Neuschälprozent bis auf die ersten Jahre meist deutlich unter 2 %, bei der Buche stiegen sie nie über 1 % (

Abbildung 63). Für andere Baumarten wie Eiche oder Bergahorn war der Stichprobenumfang so gering, dass Aussagen zur Schälbelastung nicht möglich sind. Sie werden daher im Folgenden nicht weiter behandelt.

Differenziert man die Schäle bei den im Wesentlichen betroffenen Fichten und Douglasien in Sommer- und Winterschäle (für die gesamte Stichprobe ab 2009 vorliegend), zeigt sich, dass anfänglich die Sommerschäle dominierte, ab 2013 wiederum die Winterschäle. Ab 2015 befinden sich beide Schälkategorien in ihrem bisher gemessenen Minimum (Abbildung 64).

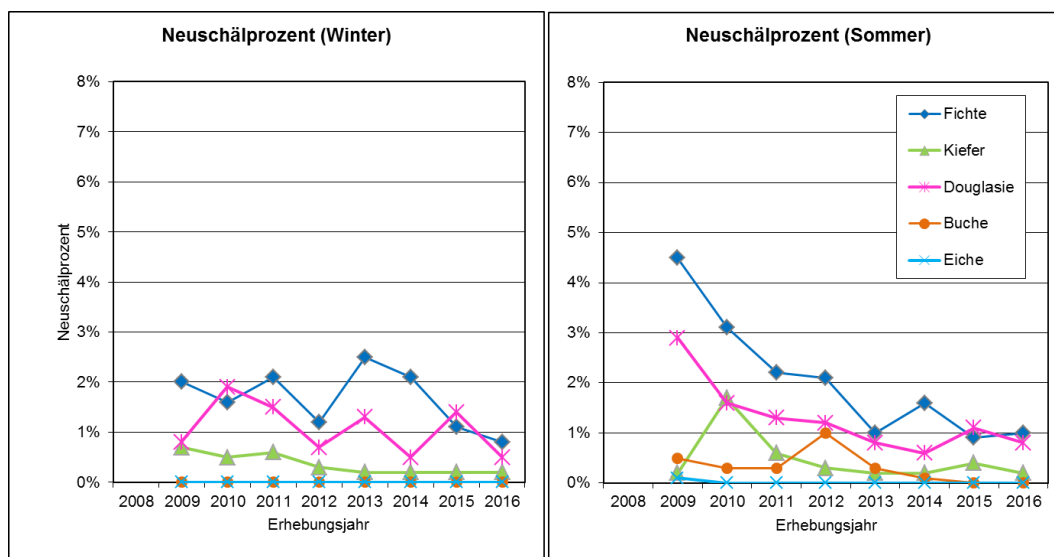


Abbildung 64: Neuschälprozent differenziert in Winter- und Sommerschäle für die am häufigsten taxierten Baumarten im Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“; 2009 – 2016

4.5.3 Revierweise Betrachtung der Schäle

Zur Kenntlichmachung der räumlichen Verteilung der Schäle soll die Fichte, als die am häufigsten taxierte und geschälte Baumart betrachtet werden (Abbildung 65).

Es zeigten sich deutliche räumliche Unterschiede im Ausmaß der festgestellten Schälprozent, wobei das Revier Mühlenberg anfänglich die höchsten Schälprozent aufwies. In diesem Revier wurden im Schnitt 1.861 Fichten (Variationskoeffizient 2009 – 2016 5 %) taxiert. Das entsprach etwas mehr als 50 % aller im Wildforschungsgebiet taxierten Fichten. In alle anderen Revieren wurden weniger als 500 Baumindividuen taxiert. Bei dieser relativ geringen Stichprobe konnten wenige geschälte Bäume, die in die Taxationslinie fielen, bereits größere Schwankungen des Schälprozents produzieren (Beispiel siehe Revierkomplex Hermersbergerhof-Hauenstein 2014 oder Kernzone Quellgebiet der Wieslauter 2016).

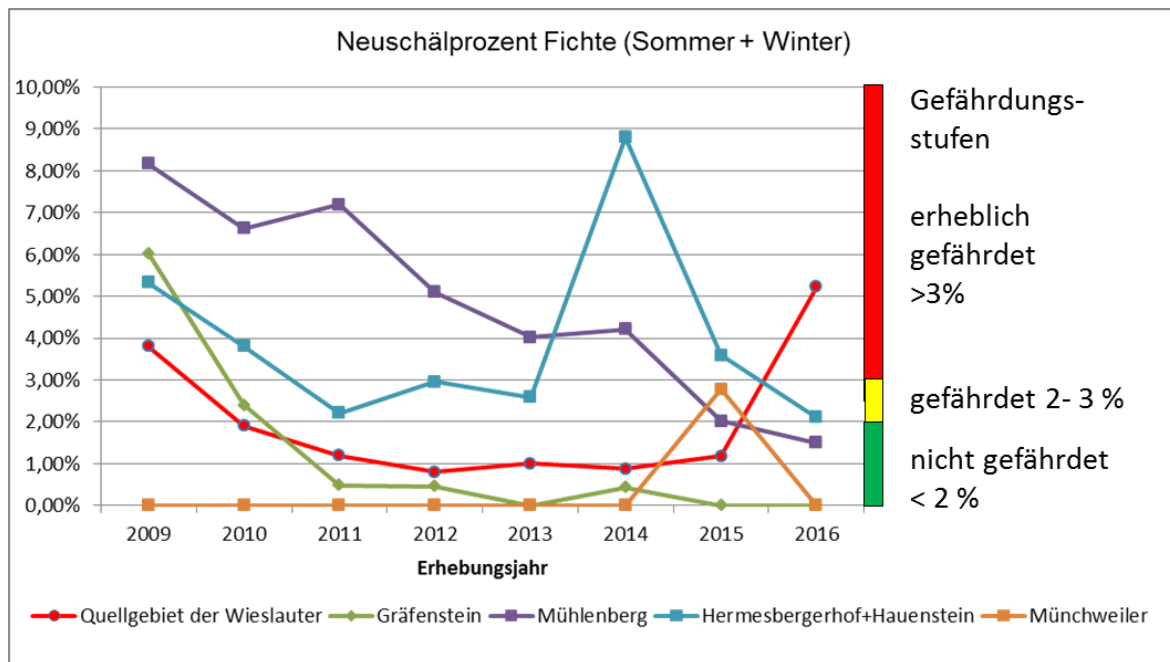


Abbildung 65: Fichtenneuschälprozent im Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“; 2009 – 2016, differenziert in die jeweiligen Forstreviere (im Zuschnitt vor 2014, zur Lage der Reviere siehe Abbildung 7, Seite 21), nebst Skalierungsdarstellung der in Rheinland-Pfalz festgelegten waldbaulichen Gefährdungsstufen (siehe Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz 2011).

Differenziert man die Schäle in Sommer- und Winterschäle (für die gesamte Stichprobe ab 2009 vorliegend), zeigte sich bei der revierweisen Betrachtung kein einheitliches Bild. Lediglich ist erkennbar, dass in den ersten Erhebungsjahren vielfach die Sommerschäle dominierte. Gegen Ende des Untersuchungszeitraums waren für beide Schälzeiträume ähnliche Werte erkennbar (Abbildung 66).

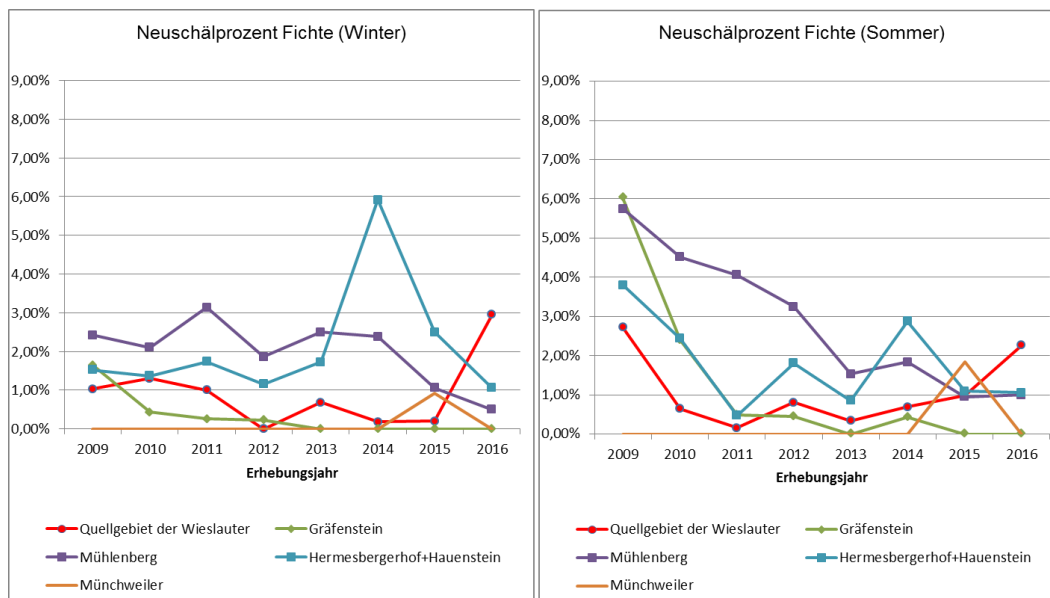


Abbildung 66: Neuschälprozente differenziert in Winter- und Sommerschäle der am häufigsten geschälten Baumart Fichte differenziert in die Befunde der jeweiligen Forstreviere (im Zuschnitt vor 2014, zur Lage der Reviere siehe Abschnitt 3.1.4) im Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“; 2009 – 2016

5 Diskussion

5.1 Jagdstrecken und Jagdaktivitäten

Die Darstellungen der Jagdstrecken und der Jagdaktivitäten dieses Berichts wurden vorrangig vor dem Hintergrund der 2013 in der Kernzone eingeführten Jagdruhe ausgewählt. Sie zeigen Entwicklungen auf, die sich möglicherweise als Konsequenz der Jagdruhe abgezeichnet haben.

Das Rotwild steht in dieser Studie in einem besonderen Fokus, da es große Gesamtaktionsräume nutzt, Schäl- und Verbißschäden von bedeutender waldbaulicher Relevanz erzeugen kann und aufgrund seiner ausgeprägten Lernfähigkeit sein Verhalten schnell anthropogenen Störfaktoren anpassen kann. Es ist bekannt, dass der Jagdbetrieb im Rotwildrevier, auch wenn er nicht dem Rotwild gilt, Einfluss auf das Rotwildverhalten nehmen kann. Nach Simon & Kotremba (2016) kann vor allem die Schwarzwildjagd, betrieben als Einzeljagd nachts an der Kirmung im Rotwildeinstand, möglicherweise noch auf der Äsungfläche, zu erheblichen Störwirkungen führen und Raum-Zeit-Verhalten und die Tagaktivität des Rotwildes beeinträchtigen. Die daraus resultierenden Störwirkungen könnten sich demnach auch auf die Wildschadenssituation negativ auswirken und die Schäl- und Verbißschäden erhöhen. Daraus lässt sich folgern, dass große Ansitz- bzw. Pirschhäufigkeiten aufgrund der Verhaltensanpassungsfähigkeit des Rotwilds auch dessen Bejagbarkeit erschweren bzw. die Einzeljagdeffizienz verringern können.

5.1.1 Ansitzhäufigkeit und zeitliche Verteilung

Die Einzeljagdintensität wurde im Studiengebiet über die Anzahl der Ansitze und Pirschgänge erhoben. Pirsch- und Ansitzjagd werden hier unter dem Begriff „Ansitze“ subsumiert, da die Pirschjagd praktisch keine Rolle spielte.

Die Ansitzhäufigkeit im Studiengebiet war schon vor Einführung der Jagdruhe rückläufig. Der Rückgang vollzog sich nahezu ausschließlich außerhalb der Kernzone, zwischen 2007 und 2011 zunächst in moderatem Umfang (ca. minus 25 %). Zwischen 2011 und 2014 gingen die Ansitzzahlen um weitere, knapp 45 Prozent zurück, erst 2015 kam es wieder zu einem leichten Anstieg der Ansitzzahlen (siehe Abbildung 30). Der drastische Rückgang der Ansitzzahlen außerhalb der Kernzone weckte bei der Ergebnisauswertung den Verdacht, dass eine abnehmende Meldedisziplin der Jagdberechtigten für diese Entwicklung verantwortlich sein könnte. Nach Rücksprache mit den verantwortlichen Revierleitern scheinen aber mehrere Umstände und gezielt getroffene Maßnahmen zu der abnehmenden Ansitzzahl beigetragen haben: So wurde im Verlauf der Studie die Anzahl der Pirschbezirke im Studiengebiet von zwölf auf einen reduziert. Für die Pirschbezirke wurden für die Jahre 2007 bis 2012 wesentlich höhere Ansitzdichten ermittelt als für die unverpachteten Regiejagdflächen (siehe Anlage Tabelle 18, Seite 126). Die Verringerung der Pirschbezirksanzahl hat somit auch zur Reduktion der Ansitzzahlen beigetragen. Zusätzlich wurde festgelegt, Wildwiesen im Rotwildgebiet ab 2011 nur noch in zwei Zeitfenstern zu bejagen (01.-15. Juni sowie 01. August – 15. Oktober).

Die Umsetzung der Vereinbarung zur zeitlichen Einschränkung der Ansitze an Wildwiesen bildet sich auch in Form einer Verschiebung der Ansitzaktivitäten ab (Abbildung 31). Ab 2011 nahm der Anteil der Ansitze in den Monaten Juni/Juli ab, dagegen ist eine relative Zunahme der Ansitze in den Monaten August und September festzustellen.

Innerhalb der Kernzone waren die Ansitzdichten von Beginn der Studie an wesentlich geringer und schwankten bis zur Einführung der Jagdruhe nur geringfügig zwischen 11 und 18 Ansitzen/100ha/Jahr (siehe Abbildung 30). Ab 2013 wurde innerhalb der Kernzone (ausschließlich zur Schwarzwildbejagung) kaum noch angesessen (< 5 Ansitze/100 ha/Jahr).

Der Anteil von Morgen- bzw. Abendansitzen an den Gesamtansitzen blieb mit Einführung der Jagdruhe unverändert (siehe Anhang Abbildung 84, Seite 126). So lag der Anteil der Morgenansitze an den Gesamtansitzen bei jeweils 14 %.

5.1.2 Jagdeffizienz und Streckendichte beim Rotwild

Außerhalb der Kernzone war die Einzeljagdeffizienz bei der Rotwildbejagung über den gesamten Erfassungszeitraum wesentlich geringer als innerhalb (Abbildung 33). Sie verbesserte sich erst wesentlich ab 2013 mit Einführung der Kernzonenjagdruhe von im Mittel 38 auf dann 22 Ansitze je Erlegung. Im Vergleich dazu wurden im Nationalpark Harz zwischen 1998 und 2012 ca. 10 bis 12 Ansitze pro Rotwildabschuss benötigt. Die Ansitzdichte betrug dabei ca. 28 Ansitze je 100 ha/ Jahr (Rühe unveröffentlicht). Im Nationalpark Harz ist jedoch von einer wesentlich höheren Rotwildsdichte von >10 Stück je 100 ha auszugehen (Rühe, schriftlich 2017), so dass die im Untersuchungsgebiet zwischen 2013 und 2015 erreichte Einzeljagdeffizienz auf Rotwild vergleichsweise hoch erscheint. Die Effizienzverbesserung wurde mutmaßlich durch mehrere Faktoren begünstigt: Die geringeren Ansitzzahlen könnten ebenso wie die zeitliche Beschränkung der Bejagung an Wildwiesen zu einer Veränderung des Raum-Zeit-Verhaltens beim Rotwild beigetragen haben. Damit wurde möglicherweise die Sichtbarkeit und Bejagbarkeit erleichtert, d.h. die Chancen auf Anblick und Erlegung stiegen. Mutmaßlich hat sich bei den Jagdausübenden aufgrund des Bewusstseins über die verringerte Jagdfläche auch ein höherer „Abschussdruck“ und ein entschiedeneres Abschussverhalten entwickelt, so dass Erlegungsmöglichkeiten konsequenter genutzt wurden. Zudem ist anzunehmen, dass die insgesamt abnehmende jagdliche Präsenz zu einer veränderten Raumnutzung des Rotwilds beigetragen hat. So dehnten sich die Flächenbereiche mit Rotwilderlegungen im Süden der Kernzone ab 2013 leicht aus (siehe Abbildung 17 und Abbildung 18, Seite 45).

Wie bereits oben erläutert waren die Ansitzdichten innerhalb der Kernzone wesentlich geringer als außerhalb der Kernzone zwischen. Die Kernzone stellte für das Rotwild damit auch aus jagdlicher Sicht einen störungsärmeren „Gunstraum“ dar (siehe Abschnitt 2.4.4, Seite 13). Möglicherweise wurde auf der Einzeljagd innerhalb der Kernzone auch deshalb mit deutlich höherer Effizienz auf Rotwild gejagt als außerhalb. Im Schnitt wurden innerhalb der Kernzone nur 18 Ansitze je Rotwilderlegung benötigt. Ebenso wie die beschriebene Steigerung der Jagdeffizienz außerhalb der Kernzone, indiziert dieses Ergebnis eine steigende Effizienz mit abnehmender Ansitzhäufigkeit.

Die Rotwildstreckendichte in der Regiejagd betrug zwischen 2007 und 2012, also vor Einführung der Jagdruhe, im Mittel 1,2 Stück je 100 ha Jagdfläche bzw. 1,3 Stück je 100 ha Wald. Die jährliche Rotwildstrecke in der Rotwildhegegemeinschaft „Pfälzerwald Süd“ betrug zwischen 2010 und 2014 durchschnittlich 0,9 Stück je 100 ha, allerdings war dieses Gebiet durch weniger Rotwilderlegungen im Osten und maximalen Erlegungen in der Mitte gekennzeichnet. In unmittelbarer Nachbarschaft des Wildforschungsgebiets war das Streckenniveau und auch der Streckenverlauf hingegen vergleichbar (Simon & Kotremba 2016). Gegenüber anderen Großschutzgebieten in Deutschland lag die Streckendichte im unteren bis mittleren Bereich. So wurden im Nationalpark Eifel im Durchschnitt der letzten Jahre ca. 2,3 Stück, in der Sächsischen Schweiz ca. 0,5 Stück Rotwild je 100 ha erlegt (Ehrhart et al. 2016). Im Nationalpark Hunsrück Hochwald betrug die Strecke 2015/16 ca. 1,9 Stück/100ha. Im Rotwildring Harz waren es 2013 3,0 Stück Rotwild je 100 ha.

Im Untersuchungsgebiet lag die Streckendichte zwischen 2007 und 2012 inner- und außerhalb der Kernzone gleichauf. Außerhalb der Kernzone überwog in allen Erfassungsjahren die Einzeljagdstrecke (auf die gesamte Jagdfläche bezogen). Innerhalb der Kernzone überwog in den meisten Jahren der Drückjagdstreckenanteil.

In den letzten beiden Jahren der Kernzonenbejagung (2011/12) stieg die Streckendichte innerhalb der Kernzone deutlich an (siehe Tabelle 10, Seite 43). 2011 wurde dort mit 1,5 Stück/100 ha eine überdurchschnittliche Streckendichte bei der Einzeljagd erzielt (siehe Abbildung 16), die mit einem einjährigen, moderaten Anstieg der Ansitzhäufigkeit verbunden war (von 14 auf 18 Ansitze/100 ha). Die hohe Effizienz bei der Rotwildbejagung innerhalb der Kernzone konnte somit kurzfristig auch zu einer deutlichen Steigerung der Einzeljagdstrecke genutzt werden. Mutmaßlich wurde die Steigerung der Streckendichte auch durch eine höhere Rotwildsdichte innerhalb der Kernzone ermöglicht.

Verwendet man die auf den Drückjagden über mehrere Jahre hinweg erzielten Erlegungsdichten (je 100 ha Treiben) als Indikator der Populationshöhe, so deutet sich

innerhalb der Kernzone tatsächlich eine höhere Rotwildsdichte an: Die durchschnittliche Rotwildstreckendichte (Strecke je 100 ha Treiben) bei Drückjagden innerhalb der Kernzone lag deutlich höher als außerhalb der Kernzone (1,0 gegenüber 0,6 Stück je 100 ha Treiben), allerdings schwankten die Drückjagd Strecken beträchtlich. Nach Einführung der Jagdruhe in der Kernzone blieben Drückjagdhäufigkeit sowie Anzahl und Fläche der Treiben außerhalb der Kernzone weitgehend unverändert. Die Drückjagdeffizienz betrug weiterhin ca. 0,6 Stück je 100 ha Treiben (siehe Abbildung 16, Seite 44). Drückjagd Strecken im Nationalpark Hunsrück-Hochwald im Jahr 2015 ergaben im Vergleich dazu einen ähnlichen Wert: Hier wurde bei insgesamt 10 Drückjagden im Durchschnitt 0,8 Stück Rotwild je 100 ha Treiben erlegt (schriftliche Auskunft vom Nationalparkamt Hunsrück-Hochwald 2017). Angesichts der dort ermittelten, wesentlich höheren Rotwildsdichte von ca. 6 bis 7 Stück je 100 ha (Gräber et al. 2015) ist von einer vergleichsweise hohen Effizienz der Drückjagden bei der Rotwildbejagung im Untersuchungsgebiet auszugehen.

Bei der Einzeljagd stieg die Streckendichte außerhalb der Kernzone ab 2013 auf durchschnittlich 0,8 Stück Rotwild je 100 ha geringfügig an (2007-2012: 0,7 Stück je 100 ha). Seit Beginn der Jagdruhe ist somit außerhalb der Kernzone neben der deutlichen Steigerung der Effizienz auch eine leichte Steigerung der Streckendichte (Effektivität) zu beobachten.

Die langjährige Zusammensetzung der Kälberstrecke deutet darauf hin, dass im Bestand ein natürlicher Überhang weiblicher Kälber bestand. Zwischen 2007 und 2015 wurden im Untersuchungsgebiet insgesamt 272 Kälber erlegt. In allen Jahren überwog der Abschuss weiblicher Kälber. Einzig im JJ 2013/14 war der Abschuss unter den Geschlechtern annähernd ausgeglichen. Der durchschnittliche Anteil weiblicher Kälber betrug dabei 59 %. In den Jahren 2010/11 bis 2014/15 wurden in der gesamten Rotwildhegegemeinschaft „Pfälzerwald-Süd“ 440 gestreckte Kälber registriert, davon 264 Wildkälber und 176 Hirschkalber (Simon & Kotremba 2016). Im Durchschnitt dieser fünf Jagdjahre betrug der Abschuss weiblicher Kälber 60% der Kälberstrecke. Aufgrund dieser Ergebnisse ist davon auszugehen, dass in der langjährigen Abschusszusammensetzung zumindest ein weiblicher Anteil von ca. 60 % zu erzielen ist, sofern keine Verschiebung des bestehenden Geschlechterverhältnisses in der Population angestrebt wird. Zwischen 2007 und 2010 wurde dieser Maßgabe mit einem durchschnittlichen weiblichen Streckenanteil von 58 % weitgehend entsprochen (siehe Anlage Tabelle 15, Seite 123). In den Jahren 2011 bis 2015 war der weibliche Anteil an der Gesamtstrecke etwas geringer und betrug durchschnittlich noch 56 %. Das in der Strecke erzielte Geschlechterverhältnis könnte einen leichten Anstieg des weiblichen Populationsanteils verursacht haben.

Für die Abschätzung der jagdlichen Gesamtmortalität beim Rotwild wollen wir an dieser Stelle die Erlegungsmeldungen auch der im Wildforschungsgebiet nicht in Eigenregie bejagten Flächen einbeziehen (siehe Anlage Tabelle 19 Seite 127).

Demnach ergäbe sich im Mittel eine Erhöhung der Streckendichte von 0,16 Stück je 100 ha Jagdfläche bzw. 0,17 Stück je 100 ha Wald. Damit würde die bereits unter alleiniger Zugrundlegung der Regiejagdwerte erwartete Zuwachsabschöpfung sogar in einen Reduktionsabschuss bis zu Beginn der Jagdruhe 2013 resultieren.

5.1.3 Jagdeffizienz und Streckendichte beim Rehwild

Die Kernzone spielte für die Gesamt-Rehwildstrecke im Untersuchungsgebiet eine untergeordnete Rolle. Die Streckendichte betrug zwischen 2007 und 2012 innerhalb der Kernzone durchschnittlich 1,1 Stück je 100 ha, außerhalb der Kernzone lag sie bei 2,7 Stück (siehe Anhang Abbildung 83 Seite 126). Die Rehwildstrecken inner- und außerhalb der Kernzone wurden überwiegend auf der Einzeljagd erzielt. Die Effizienz bei der Einzeljagd war inner- und außerhalb der Kernzone mit Ausnahme des Jahres 2007 vergleichbar (siehe Abbildung 32 und Abbildung 33). Sie verbesserte sich nach Einführung der Jagdruhe außerhalb der Kernzone geringfügig. Bis 2012 wurden im Mittel 15 Ansätze je Erlegung benötigt, ab 2013 waren es noch 13 Ansätze je Erlegung. Bei der Rehwildjagd fällt die Effizienzsteigerung somit geringer aus als beim Rotwild. Außerhalb der Kernzone nahm die Gesamtstreckendichte nach Einführung der Kernzonenjagdruhe von 2,7 auf 2,4 Stück je 100 ha leicht ab. Die geringeren Anszitzahlen wirkten sich also beim Rehwild auf die bei der

Einzeljagd erzielten Streckendichten negativ aus. Die Einzeljagdstreckendichte ging von durchschnittlich 2,1 auf 1,6 Stück je 100 ha zurück. Die bei Drückjagden erzielte Streckendichte stieg dagegen an und konnte somit die geringeren Einzeljagderlegungen zum Teil kompensieren. 2007 bis 2012 wurden durchschnittlich 0,2 Stück je 100 ha Treiben erlegt, 2013-15 waren es 0,5 Stück (siehe Abbildung 26, Seite 51). Der bei Drückjagden erzielte Streckenanteil stieg damit von 9 % auf 20 % (siehe Anlage Abbildung 82 Seite 125). Im Gegensatz zum Rotwild ist die Drückjagdeffizienz beim Rehwild als vergleichsweise gering einzuschätzen: Im Nationalpark Hunsrück-Hochwald wurden im Jahr 2015 bei insgesamt 10 Drückjagden im Durchschnitt 0,9 Stück Rehwild je 100 ha Treiben erlegt. Dort wurde in einem Teilgebiet mithilfe Kotgenotypisierung eine Rehwilddichte von ca. 6 Stück je 100 ha ermittelt. Die Rehwilddichte dürfte dort also geringfügig höher liegen als im Untersuchungsgebiet (Gräber et al. 2016).

Die Einzeljagd richtete sich möglicherweise überwiegend auf die Optimierung der Rotwildbejagung aus. Die zeitliche Verlagerung und die Reduktion der Anstizzahlen führten beim Rehwild zwar zu einer leichten Verbesserung der Einzeljagdeffizienz, letztlich aber zu einem Rückgang der Einzeljagdstrecke. Die zunehmende Drückjagdeffizienz kann als mögliche Folge der „Erlegungsdefizite“ bei der Einzeljagd betrachtet werden. Geringere Streckendichten bei der Einzeljagd im Frühjahr und Sommer führen zwangsläufig zu höheren Rehwildichten zur Drückjagdsaison im Herbst. Dies kann zu den höheren Drückjagdstrecken ab 2013 beigetragen haben.

5.1.4 Jagdeffizienz und Streckendichte beim Schwarzwild

Die Effizienz bei der Schwarzwildbejagung wurde stark überlagert von der Variabilität der jährlichen Streckenhöhen. Diese spiegeln vermutlich zum Großteil die Schwankungen der Populationsdichte wider. Sowohl Anstizz- als auch Kirraktivitäten nahmen im Untersuchungszeitraum stark ab. Zudem beruhen Effizienzangaben für die Kernzone nach 2012 auf nur wenigen Anstizzen bzw. Erlegungen, da sowohl Einzel- als auch Bewegungsjagd dort nahezu zum Erliegen kam. Es erscheint uns deshalb nur wenig sinnvoll, Zusammenhänge zwischen Anstizzhäufigkeiten, Streckenhöhen und jagdlicher Effizienz aufzuzeigen.

Zur Beurteilung der Schwankungen im Streckenverlauf erscheint es uns wesentlich bedeutsamer zu sein, die Streckendichten im Vergleich zu denen der benachbarten Forstämter Johanniskreuz und Wasgau zu betrachten (siehe Abbildung 67). Für das Wildforschungsgebiet ziehen wir aus den oben beschriebenen Gründen ausschließlich die Streckendichte heran, die außerhalb der Kernzone erzielt wurde, da nur dort eine kontinuierliche Bejagung stattgefunden hat.

Im Forstamt Johanniskreuz wurde seit 2007 kein Kirrverzicht vereinbart. Im Forstamt Wasgau wurde hingegen ab 2010/11 ein Kirrverzicht im Regiejagdbereich festgelegt.

Der Verlauf der Streckendichte zeigt für alle 3 Gebiete einen deutlichen Streckeneinbruch zwischen 2007 und 2009. Im weiteren Verlauf wurden in allen Gebieten zwischenzeitlich Anstizze und –rückgänge der Streckendichte verzeichnet. Während die Streckendichte in Johanniskreuz bis 2012 wieder das Niveau von 2007 erreichte, so verblieben die Streckendichten im Untersuchungsgebiet und im Forstamt Wasgau auf niedrigerem Niveau.

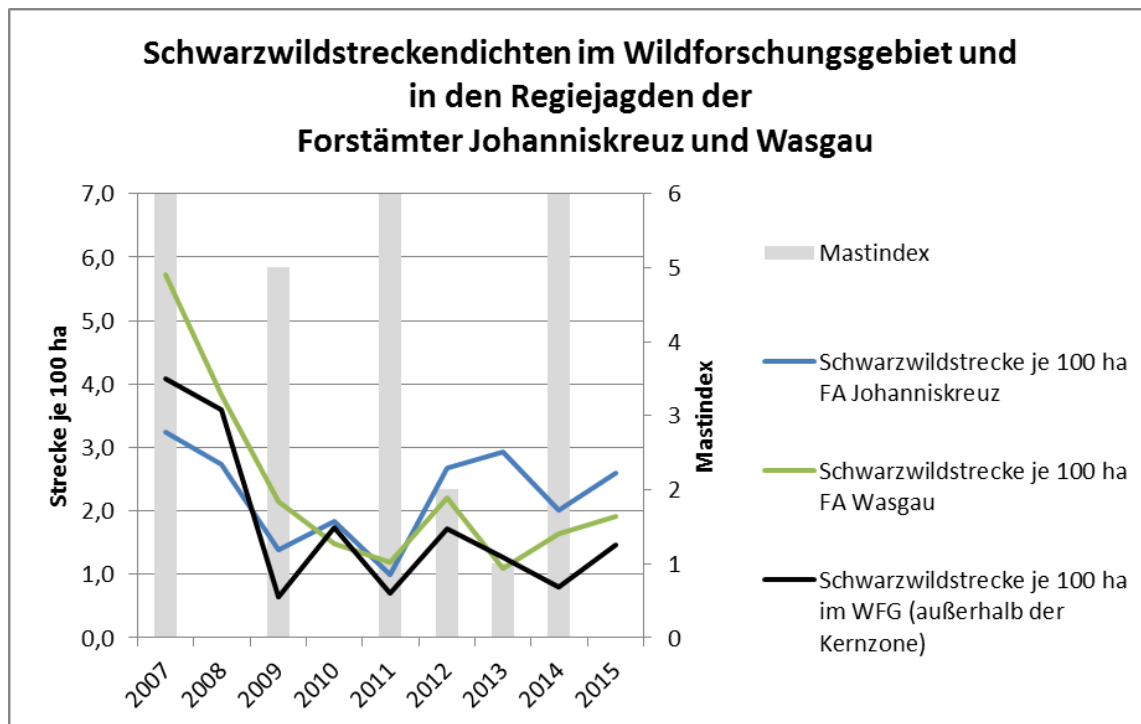


Abbildung 67: Schwarzwildstreckendichten im WFG und auf den Regiejagden der Forstämter Johanniskreuz und Wasgau. Als grauer Balken ist der Mastindex angezeigt.

5.1.5 Effekte der Kernzonenjagdruhe auf die Schalenwildbejagung

Die Jagdruhe in der Kernzone führte, trotz der zuvor hohen Bedeutung der Kernzone für die Rotwildbejagung, in den folgenden 3 Jahren zu keiner wesentlichen Änderung der Rotwilderlegungsraten im Umfeld. Es war lediglich eine höhere Effizienz der Rotwildbejagung auf der Einzeljagd zu beobachten.

Beim Rehwild hingegen waren, vermutlich auch aufgrund der geringeren Bedeutung der Kernzone für die Rehwildbejagung, keine wesentlichen direkten Effekte der Jagdruhe auf die Strecken und die Jagdeffizienz im Umfeld erkennbar. Die allgemeine Abnahme der Anzahlfrequenzen dürfte die Rehwildstrecke stärker beeinflusst haben.

Für das Schwarzwild konnte die Jagd in der Kernzone fortgeführt werden, sie wurde aber im letzten Jagdjahr 2015/16 quasi eingestellt. Abgesehen davon wurde die Schwarzwildbejagung mutmaßlich in und um die Kernzone von einem Populationseinbruch bereits vier Jahre vor der Kernzonenjagdruhe überlagert. Die über die gesamte Zeitreihe kontinuierlich reduzierte Einzel- bzw. Kirrjagd steigerte zwar die Drückjagdanteile, die Streckendichte blieb aber im gesamten Gebiet auf relativ niedrigem Niveau.

5.2 Erhebung der Schalenwildpopulationen

5.2.1 Losungskartierungen Rotwild

Trotz der von Jahr zu Jahr schwankenden Fundraten und einer Methodenoptimierung, die die Vergleichbarkeit der Befunde zwischen den Erhebungsjahren einschränkt (insbesondere 2007 bis 2009 im Vergleich mit den folgenden Jahren), sind großräumige Verteilungsmuster der Losungsfunde erkennbar. Demnach lagen die winterlichen Verteilungsschwerpunkte im Nordosten und teils auch im Zentrum bzw. Süden des Wildforschungsgebietes in der Kernzone „Quellgebiet der Wieslauter“. Entgegen früherer Vermutungen war eine Verschiebung von Verteilungsschwerpunkten z. B. in die Kernzone im Laufe des Untersuchungszeitraums nicht belegbar. Auffällig ist in jedem Fall, dass weite Bereiche insbesondere im Westen über den zehnjährigen Untersuchungszeitraum kaum vom Rotwild aufgesucht wurden (Erfassungen im südlichen Zipfel erfolgten allerdings nur 2007 und 2008, siehe Methodenbeschreibung in Abschnitt 3.3.2). Diese nachweislich nahezu „rotwildfreien“ Bereiche betrafen sowohl Zonen, die außerhalb als auch innerhalb des Rotwildbewirtschaftungsbezirks „Pfälzerwald“ lagen (Abbildung 9, Seite 22). Diesem Gradient mögen Einstandstraditionen und/oder Bereiche mit geringem Stördruck (beispielsweise Bereiche abseits von Ortschaften) zu Grunde liegen (siehe hierzu auch Bevanda 2008). Ein von der Rotwildhegegemeinschaft „Pfälzerwald Süd“ in Auftrag gegebenes Lebensraumgutachten untersuchte auf der Grundlage von Fernerkundungsdaten die räumliche Verteilung von Lebensraumparametern über eine Fläche von 28.750 ha. Das westliche Drittel dieser Fläche umfasst das Wildforschungsgebiet. In diesem Gutachten wird ebenfalls angenommen, dass aufgrund von Wededichte und Ortschaftsnähe die westlichen Bereiche des Wildforschungsgebiets trotz durchaus geeigneter Einstands- und Äsungsbedingungen eine geringere Attraktivität für Rotwild aufweisen (Simon & Kotremba 2016).

Die von Jahr zu Jahr schwankenden Fundraten werden unseres Erachtens nicht nur durch die Populationshöhe, sondern durch andere Faktoren bedingt. Vorrangig sind hier die in den Wochen vor der Losungssuche vorherrschenden Umweltbedingungen wie Wind, Niederschlag oder Temperatur zu nennen. Starkwindereignisse führen z. B. zu Laubbewegungen, die zu einem Abdecken der Losung führen und damit deren Auffindbarkeit einschränken können. Regen kann die Losung aufweichen und sogar auflösen und damit ebenfalls die Auffindbarkeit einschränken. Schnee kann alte Losung konservieren, was zu höheren Fundraten führen kann. Außerdem hatte sicherlich auch die Suchleistung der Sucher Einfluss auf die Funderaten. Dieser „observer bias“ mag zwar die Fundraten einzelner Transekte, die von einer bestimmten Person abgesucht werden, beeinflusst haben. Wir schließen allerdings aus, dass dieser Effekt maßgeblich die mittlere Gesamtfundrate beeinträchtigt. Zum einen gab es bei den Suchern im Untersuchungszeitraum nur wenig personelle Veränderungen, zum anderen variierte die Fundrate derselben Person von Jahr zu Jahr in ähnlichem Maße wie die Gesamtfundraten. Indikatoren für die Suchintensität wie Laufgeschwindigkeit variierten von Person zu Person kaum. Sie betrug über alle Suchpersonen hinweg in der Regel 1,4 km abgesuchte Waldbodenstrecke pro Stunde.

Die hier mittels Scheinwerferzählung und insbesondere mittels Genotypisierung zusammengetragenen Hinweise zur Populationshöhe bestätigten die Beeinflussung der Fundraten von einem über die Populationshöhe hinausgehenden Faktorengefüge. Der Bestand des Rotwildes war zwischen 2010 und 2016 kaum Veränderungen unterworfen gewesen, während sich die parallel ermittelten Fundraten teilweise verdreifachten (siehe Abbildung 42, Seite 64). Diese Befunde schränken die Aussagekraft von Losungszählungen als Indikator für die Populationshöhe vermutlich nicht nur des Rotwildes stark ein (Simard et al. 2013). Dies steht im Gegensatz zu Ansätzen von z. B. Tottewitz et al. (1996), wonach aus Losungsfundraten Populationstrends abgeleitet werden. Hier ist es unseres Erachtens sogar zweitrangig, ob die Suchbereiche im Herbst von Altlosung bereinigt wurden, um dadurch den Akkumulationszeitraum zu standardisieren (im Sinne der Erfassung einer „faecal accumulation rate“, Campbell et al. 2004). Dies suggeriert ggf. eine Scheingenauigkeit, da die meisten anderen Faktoren, die die Menge auffindbarer Losung beeinflussen, weiterhin unberücksichtigt bleiben.

Die durch dieses Verfahren nachgewiesenen winterlichen Verteilungsschwerpunkte des Rotwildes deckten sich mit der räumlichen Verteilung der Schälbefunde. Schältschwerpunkte waren stets auch Schwerpunkte von Rotwildlosungsfunden. Umgekehrt war aber nicht jeder Rotwildverteilungsschwerpunkt notwendigerweise ein Schältschwerpunkt (siehe z. B. die Kernzone „Quellgebiet der Wieslauter“).

Ebenfalls gut in Deckung zu bringen waren die Losungsverteilungen mit den Verteilungen der auf der Einzel- und Drückjagd erlegten Rotwildindividuen, siehe Abschnitt 4.1.1.4, Seite 45) über den nahezu identischen Zeitraum 2007 – 2015. Da die Verteilungen der Erlegungen im Gegensatz zur Losungskartierung als grober Indikator für die Verteilung zur Jagdzeit angesehen werden kann, sehen wir hierin den Hinweis, dass Sommer- und Wintereinstandsbereiche im Wildforschungsgebiet keinen großräumigen Änderungen unterworfen waren.

5.2.2 Scheinwerferzählungen und Kotgenotypisierung

Mit CAPWIRE TIRM und SECR kamen im Zuge der Kotgenotypisierung zwei verschiedene und voneinander unabhängige Schätzverfahren für die Jahre 2010 und 2016 zum nahezu gleichen Dichteergebnis von ca. 3,5 Rotwild pro 100 ha Jagd- oder Waldfläche (siehe Abbildung 47). Dies unterstützt die Aussage, wonach sich die Gesamtpopulationsdichte in beiden Jahren nicht voneinander unterschieden hatte. Im Gegensatz dazu hatten die Sichtungen im Rahmen der Scheinwerferzählung in 2016 im Vergleich zu 2010 zugenommen, allerdings mit zwischenzeitlich erheblichen Schwankungen. Wenn wie bei der Scheinwerferzählung die Maximalsichtungswerte eines Jahres verwendet werden, sind solche Varianzen durchaus methodisch provoziert. Betrachtet man hingegen jedes Einzelzählergebnis und berechnet daraus einen mittleren Sichtungsindex pro gefahrenen Wegkilometer pro Jahr ergibt sich ein robustere Indikator wie er in Frankreich gebräuchlich ist (Chevrier et al. (2015)). Dann lässt sich aus den Scheinwerferzählbefunden kein Populationstrend mehr erkennen, da sich die Konfidenzintervalle deutlich überlappen (Abbildung 68).

Hinzu kommt, dass die hier angewendete Scheinwerferzählmethodik durch den bewussten Fokus auf Offenlandbereiche das dort vermehrt anzutreffende Kahlwild stärker als die Hirschpopulation erfasst (Hohmann & Huckschlag 2015; Hohmann & Hettich in prep.). Wegen des von 2010 zu 2016 vermutlich angestiegenen weiblichen Anteils außerhalb der Kernzone wäre ein leichter Anstieg der Sichtungen in der Größenordnung von ca. 10 % durchaus plausibel gewesen, da sich dort die Offenlandbereiche konzentrierten (siehe Abbildung 12 in Abschnitt 3.3.4). Die Steigerung der Sichtungen zwischen 2010 und 2016 lag allerdings mit 31 % deutlich darüber. Hier sind Zufallseinflüsse aufgrund der relativ kleinen Zählfläche nicht auszuschließen. Diese Schlussfolgerung untermauert das Bemühen der Rotwildhegegemeinschaft „Pfälzerwald Süd“, die Aussagekraft der Scheinwerferzählungen durch Ausweitung auf weitere Zählflächen zu erhöhen, um den Effekt von Zufallstreffern zu minimieren.

Die Tatsache, dass bei der SECR-Schätzung die 95%-Konfidenzbereiche für beide Jahre deutlich größer waren als bei den entsprechenden CAPWIRE-Schätzungen, könnte darauf zurückzuführen sein, dass für die SECR-Berechnung mit der räumlichen Information mehr Parameter und zusätzliche Ungenauigkeiten berücksichtigt werden müssen. Insgesamt deckten sich aber die Ergebnisse der beiden Schätzverfahren gut (siehe auch Anhang 8.3.3).

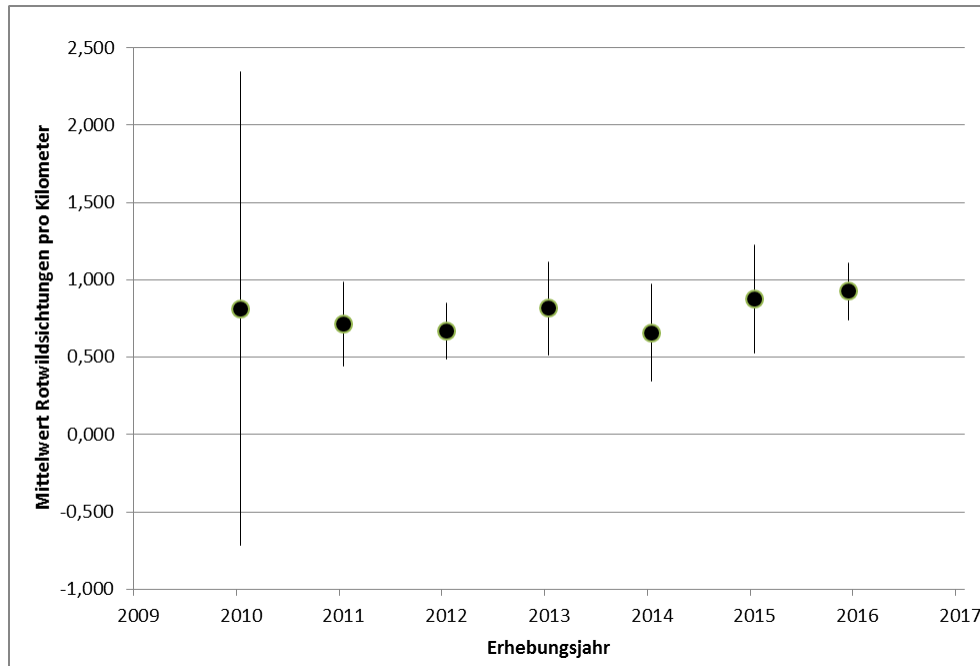


Abbildung 68: Mittlerer Index der Sichtungen von Rotwildindividuen pro Kilometer Fahrweg plus 95%-Konfidenzintervalle nach Chevrier et al. (2015). Daten entstammen den nächtlichen Scheinwerferzählungen von Rotwild im Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“ auf einer Zählfläche von 8.400 ha, davon 7.858 ha Wald bzw. im Mittel 144 km Zählparcours.

Auffällig sind die Unterschiede des ermittelten Geschlechterverhältnisses je nach Methode für beide Jahre (Tabelle 24 Spalte 4, Seite 130). In zwei weiteren Rotwildbeständen, die mittels Kotgenotypisierung untersucht wurden (Soonwald und Hochwald), war die Bestimmung der Geschlechterrelationen einheitlicher (Soonwald: ♂ 2,08 Erfassungen, ♀ 2,07 Erfassungen; Hochwald: ♂ 1,64 Erfassungen, ♀ 1,62 Erfassungen). Als mögliche Ursache für die im Wildforschungsgebiet beobachteten und 2010 besonders ausgeprägten Unterschiede kommt eine ungleiche räumliche Verteilung der Geschlechter in Betracht (vgl. Abbildung 49). Weiterhin ist denkbar, dass die Erfassungsunterschiede der beiden Geschlechter im Jahr 2010 ein Artefakt der damals noch größeren Transektabstände (ca. 1 km) ist: In 2016 und auch in den beiden anderen erwähnten Untersuchungen im Soonwald und Hunsrück wurde in einem deutlich dichteren Raster nach Losung gesucht (mittlerer Abstand 230 – 300 m). Da weibliches Rotwild im Vergleich zu männlichem im Durchschnitt einen kleineren Aktionsradius aufweist, könnten Mehrfacherfassungen bei den weiblichen Tieren durch den großen Transektabstand 2010 unterrepräsentiert gewesen sein. Der kleinere Aktionsradius der weiblichen Tiere deutete sich auch in der MMDM an (siehe Anhang 8.3.3, Tabelle 24 Spalte 5). Die für 2010 vergleichsweise große Diskrepanz zwischen den drei Methoden, mit denen das Geschlechterverhältnis berechnet wurde, könnte u. E. auch eine Folge der damals rein methodisch bedingten geringeren Erfassung der weiblichen Teilpopulation gewesen sein (vgl. Anhang 8.3.3, Tabelle 24 und Tabelle 25). Interessanterweise zeigen die im Soonwald und Hochwald ermittelten Geschlechterverhältnisse keine solchen Unterschiede: Im Soonwald betrug das anhand der erfassten Individuen berechnete Verhältnis 1 : 1,78 und das anhand der geschlechtsspezifischen Bestandsberechnung berechnete Verhältnis 1 : 1,82. Im Hochwald lagen die nach den beiden Methoden berechneten Verhältnisse bei 1 : 1,1 und 1 : 1,08. Unter Berücksichtigung der mithilfe der Genetik ermittelten Dichte (ca. 3,5 Tiere pro 100 ha Wald) und Geschlechterzusammensetzung (Anteil weiblicher Bestand ca. 60 %) kann bei der Scheinwerferzählung ein Erfassungsgrad für den weiblichen Anteil von rund 60 % in 2010 und rund 70 % in 2016 angenommen werden.

Unter Berücksichtigung der genetischen Bestandsermittlungen 2010 und 2016 ergäbe sich eine Zuwachsprognose (ca. 3,5 Stück / 100 ha, GV ca. 1 : 1,5 und Zuwachsfaktor 0,6, siehe

Abschnitt 2.4.3, Seite 12) von schätzungsweise 1,1 - 1,3 Rotwildgeburten pro 100 ha. Unter Berücksichtigung der Scheinwerferzählungsdaten ergäbe sich eine Zuwachsprognose je nach angenommenem Erfassungsgrad von 1 bis 1,5 Rotwildgeburten pro 100 ha.

5.2.3 Reh- und Schwarzwild

Wie im Methodenteil in Abschnitt 3.3.1 erwähnt, wurden im Wildforschungsgebiet neben der regelmäßigen Erfassung der Rotwildbestände auch einmalige Erfassungen der Reh- und Schwarzwildpopulationen durchgeführt (Ebert et al. 2012a und b; Hohmann et al. 2016). Zudem wurde 2016 die Verteilung aller drei vorkommenden Schalenwildarten via Losungskartierung gleichzeitig dokumentiert (Abbildung 50, Seite 70). Die dabei nachgewiesenen Verteilungsmuster zeigen, dass insbesondere die Schwerpunkte von Reh- und Rotwild einander auszuschließen scheinen. Einer den Westen weitgehend aussparenden Verteilung des Rotwildes (siehe Abschnitt 5.2.1) stand ein Rehwild-Verteilungsschwerpunkt genau in diesen westlichen Bereichen gegenüber.

Im Jahr 2008 wurde ein Frühjahrsbestand beim Schwarzwild von ca. 5 Stück / 100 ha (GV 1 : 1,2) und beim Rehwild 2011 von ca. 4,5 Stück / 100 ha (GV 1 : 1,4) Waldfläche geschätzt.

Beim Rehwild ist das Gesamtabschussniveau im Umfeld der Kernzone nach Einführung der Kernzonenjagdruhe lediglich leicht rückläufig gewesen. Die erkennbare Abhängigkeit der Rehstrecke von der Ansitzaktivität erschwert eine Aussage zur Bestandsentwicklung nach der Jagdruhe im Wildforschungsgebiet. Da in der Kernzone seit Beginn der Aufzeichnungen nach den Erlegungsdaten und Losungsfunden ohnehin von geringeren Rehwildichten auszugehen ist, dürfte der Effekt der Jagdruhe auf den Gesamtrehwildbestand eher gering gewesen sein.

Die Schwarzwildbestände können bekanntlich hohen jährlichen Schwankungen unterworfen sein. Dies indizieren auch die hier dokumentierten Schwankungen der Jagdstrecken (Abbildung 19 Seite 46). Wir gehen davon aus, dass der Wert aus dem Jahr 2008 eher den oberen Skalenbereich im zentralen Pfälzerwald repräsentierte und in anderen Jagdjahren mit Ausnahme des Jahres 2007 eher niedrigere Populationsdichten anzunehmen sind.

Auch das Gesamtabschussniveau blieb im Umfeld der Kernzone nach Einführung der Kernzonenjagdruhe auf dem niedrigeren Level des Vorzeitraums 2010- 2012. Da die Schwarzwildstrecken von den rückläufigen Ansitz- und Kirraktivitäten offenbar beeinflusst werden, sind Rückschlüsse zur Bestandesentwicklung nach der Jagdruhe im Wildforschungsgebiet nur schwerlich zu ziehen. Obwohl sich die Populationsdichte des Schwarzwildes in der Kernzone im Gegensatz zum Rehwild nach den Erlegungsdaten und Losungsfunden nicht wesentlich vom Umland unterschied, gibt es aus unserer Sicht keine Indizien dafür, dass der Gesamtbestand nach Einführung der Jagdruhe wesentlich anstieg.

5.2.4 Effekte der Kernzonenjagdruhe auf die Schalenwildpopulationen

Bei der Fokusart Rotwild ist kein Effekt der Kernzonenjagdruhe sowohl hinsichtlich der spätwinterlichen Verteilungsschwerpunkte als auch hinsichtlich der Populationshöhe und -zusammensetzung erkennbar. Das Geschlechterverhältnis war anhand der genetischen Untersuchungen klar zugunsten des weiblichen Anteils verschoben und lag vermutlich bei ca. 1 : 1,5. Obwohl auch das in der Jagdstrecke gefundene Geschlechterverhältnis von 1 : 1,4 bis 1 : 1,2 von einer häufigeren Erlegung weiblicher Tiere zeugt, wäre jedoch der weibliche Anteil tendenziell unterproportional, der männliche hingegen überproportional entnommen worden. Im Endeffekt ist nicht auszuschließen, dass diese jagdliche Selektivität den natürlichen weiblichen Überhang weiter erhöht hat. Hinzu kommt, dass die durchschnittliche Entnahmerate pro 100 ha im Wildforschungsgebiet von zuvor 1,2 – 1,4 Erlegungen mit der Jagdruhe auf 0,9 fiel.

Eine Verringerung des weiblichen Bestandes ist vermutlich bereits vor der Jagdruhe nicht gelungen und erst recht nicht nach der Jagdruhe. Vor dem Hintergrund der gefundenen

Indizien eines weiblichen Überhangs bereits bei den Geburten (siehe Abschnitt 5.1.2, Seite 84) ist ein Anstieg des weiblichen Anteils ist daher im Laufe des Untersuchungszeitraums, insbesondere nach der Jagdruhe, trotz mutmaßlich unveränderter Populationshöhe anzunehmen.

5.3 Verbiss

5.3.1 Methodische Vorbemerkungen

Bei allen Baumarten waren die seltener erhobenen Jungbäume von Tanne oder Eiche die am stärksten verbissenen. Hingegen war die Verjüngung der häufiger taxierten Baumarten wie Fichte und Buche am wenigsten durch Verbiss beeinträchtigt (Abbildung 70).

Seit Durchführung der jährlichen Verbisserhebungen zeigte sich zumindest bei den häufiger und damit valider taxierten Nadelbaumarten ein auffälliges Auf und Ab (siehe hierzu Abbildung 56 in Abschnitt 4.4.2, Seite 76). In den letzten 3 Jahren hatte die Verbissbelastung tendenziell ihr bisher niedrigstes Niveau erreicht. Für die im Wildforschungsgebiet dominanten Baumarten Buche, Fichte, Douglasie und Kiefer/Lärche war seit 2015 keine waldbauliche Gefährdung der Verjüngung erkennbar.

Die hier erhobenen Verbissindikatoren sind nach der von Reimoser et al. (1999) empfohlenen Standardbeschreibung wie folgt zu definieren: Leittriebverbissprozent je Baumart im Höhenraum von 20 cm – 150 cm für die zurückliegenden 12 Monate. Bei Naturverjüngungen werden mindestens 32 Oberhöhenpflanzen jeweils für alle vorkommenden Zielbaumarten (inklusive Mischbaumarten) entlang einer Transektlinie taxiert. Bei einer Kunstverjüngung werden mindestens die 40 nächsten gepflanzten Bäumchen plus die Oberhöhenpflanzen anderer Baumarten erfasst.

Bei dieser Vorgehensweise kann eine gezielte Taxation des Anteils unverbissener Pflanzen als eigentlich zu bestimmende Sollgröße, wie sie Reimoser et al. (1999) fordert, entfallen. Zum einen ist bei der Kunstverjüngung davon auszugehen, dass die Dichte gepflanzter Bäume quasi einer waldbaulich vordefinierten Solldichte entspricht und damit vom Verbissprozent direkt auf die Höhe des Nicht-Verbisses und damit auf die Gefährdung der Zielerreichung in der Kunstverjüngung geschlossen werden kann. Ähnlich verhält es sich bei der Vorgehensweise in der Naturverjüngung. Durch die Fokussierung auf die acht höchsten Bäume, je 16 m² Aufnahmepunkt, wird von vornherein eine Mindestverjüngungsdichte der 5.000 höchsten Jungbäume je Hektar als relevante Teilstichprobe in der taxierten Verjüngungsfläche in Augenschein genommen. Auch in sehr dichten Naturverjüngungen würde so nur den höchsten und damit waldbaulich bedeutendsten Jungbaumindividuen Aufmerksamkeit geschenkt. Die Kritik einer Fehleinschätzung, wonach auch in sehr dichten Naturverjüngungen trotz hoher Verbissprozente ausreichend zukunftsfähige Jungbäume unverbissen bleiben können (Reimoser et al. 1999), greift daher nicht. Es fließen schließlich nur die per Definition als zukunftsfähig bezeichneten höchsten Jungbäume selektiv in der geforderten Mindestverjüngungsdichte von 5.000 / ha in die Betrachtung ein. Das Verfahren würde also auch in so einem Fall in der Tat keinen relevanten Verbiss diagnostizieren können. Eine Sollvorstellung zum Anteil unverbissener Pflanzen ist somit bei der vorgegebenen Individuenauswahl bzw. Teilstichprobe bereits impliziert.

Auf diese Art und Weise werden auch schattentolerante und u. U. bevorzugt verbissene Mischbaumarten wie die Hainbuche, die ggf. zusammen mit einer Leitbaumart (bsp. Buche) aufwachsen, in den Verbissaufnahmen mitberücksichtigt (Kuijper et al. 2010; Simon & Goebel 2014).

5.3.2 Verbisswirkung auf die krautige Vegetation

Die Wildwirkungsmessungen konzentrierten sich aufgrund ihrer forstwirtschaftlichen Bedeutung auf die holzige Vegetation. Zusätzlich wurden parallel vegetationskundliche Untersuchungen auf der Grundlage von 22 12x12m-Weiserflächenpaaren (gezäunt versus ungezäunt) unter Eichenschirm im Forstrevier Mühlenberg in den Jahren 2008 – 2015 durchgeführt. Der Lichtgenuss wurde zu Beginn durch Schattbaumentnahmen auf den jeweils ca. 0,3 ha großen Flächen für Jungeichen optimiert (7% diffuse Freilandstrahlung 2008, nach Freistellung ab 2010 40 % - 50% diffuse Freilandstrahlung). Dabei zeigte sich, dass die ohnehin geringe durchschnittliche Artenzahl pro Fläche (2 - 6,5) anfangs durch Wildeinfluss im Vergleich mit den Gatterflächen um ein oder zwei Arten reduziert wurden. Aufgrund pflanzensoziologischer Verdrängungseffekte dominierender Arten in den Gattern

kippte das Verhältnis aber bereits nach vier Jahren. Nun waren die Freiflächen in der Regel die artenreicheren (Greve & Schultze 2015).

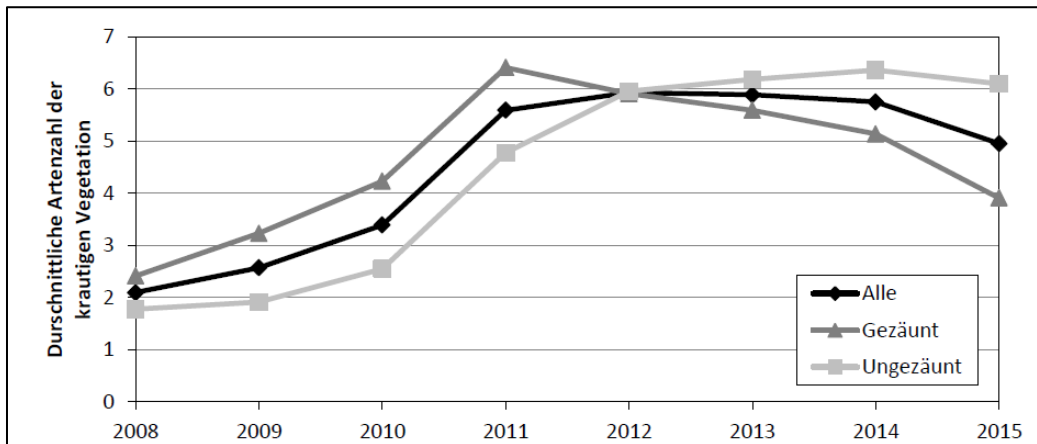


Abbildung 69: Entwicklung der durchschnittlichen Artenzahl der krautigen Vegetation auf allen (n = 44), gezäunten (n = 22) und ungezäunten (n = 22) Flächen im Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“, westlicher Teil im Forstrevier Mühlenberg (zur Lage siehe Abbildung 7).

5.3.3 Winterverbiss Schalenwild - Werte im Landesvergleich

Beim Landesvergleich ist generell zu beachten, dass nach 2008 nicht mehr alle Jagdbezirke im gleichen Jahr begutachtet wurden. Je nach der Gefährdungsstufe des waldbaulichen Betriebsziels erfolgen Wiederholungsaufnahmen nach 2008 entweder nach drei Jahren für Jagdbezirke, die zuvor als „erheblich gefährdet“, nach vier Jahren für Bereiche, die zuvor als „gefährdet“ und nach fünf Jahren für Bereiche, die zuvor als „nicht gefährdet“ eingestuft wurden.

Für das Wildforschungsgebiet (ca. 90 % der Erhebungsflächen liegen in einem nicht-verpachteten staatlichen Eigenjagdbezirk) wurde 2008 keine Gefährdung des waldbaulichen Betriebsziels festgestellt. Demzufolge bietet das Jahr 2013 die einfache Möglichkeit, die Werte aus dem Wildforschungsgebiet mit allen anderen nicht-verpachteten staatlichen Eigenjagdbezirken in Rheinland-Pfalz zu vergleichen, denen ebenfalls 2008 keine Gefährdung des waldbaulichen Betriebsziels bescheinigt wurde. Unter dem Vorbehalt, dass ein solcher direkter Vergleich aufgrund der unterschiedlichen naturräumlichen Gegebenheiten und Rahmenbedingungen nur bedingt möglich ist, lassen sich Differenzen erkennen. So lag beispielsweise der Leittriebverbissanteil bei den gepflanzten Buchen im Jahr 2013 deutlich über den Landesdaten. Bei der Douglasien-Kunstverjüngung wiederum lagen die Werte im Wildforschungsgebiet im gleichen Jahr auf einem waldbaulich akzeptablem Niveau und zudem deutlich unter den Landeswerten. In der Naturverjüngung liegt der Leittriebverbissanteil im Wildforschungsgebiet im Landesvergleich für das Jahr 2013 in der Regel höher, mit Ausnahme der Fichte. Für die häufigeren Baumarten wie für die Buche ist die Situation der Verjüngung auch im Landesvergleich waldbaulich unproblematisch. Für seltener erhobene Baumarten wie Tanne oder Eiche liegen diese Verbisskennwerte im Vergleich deutlich höher. Hier sind Entmischungseffekte zu erwarten (FRANK 2013). Bei der Eiche wurde dieser Effekt bereits offenkundig, da trotz ausreichender Alteichenanteile von ca. 10 % keine Verjüngungsflächen taxiert werden konnten (Einzelwerte siehe im Anhang Abschnitt 8.4 Landesvergleich

Tabelle 33 bis Tabelle 38).

Abschließend betrachtet schnitt die Situation im Wildforschungsgebiet bis 2013 gegenüber den landesweiten Erhebungen aus forstökonomischer Sicht kritischer ab. Im weiteren Verlauf hat sich die Verbissbelastung jedoch weiter entspannt. Im direkten Vergleich zu den landesweiten Erhebungen verbesserte sich die Situation tendenziell nach 2013.

5.3.4 Werte im Vergleich mit Rotwildhegegemeinschaft „Pfälzerwald Süd“

Auf der restlichen Fläche der Rotwildhegegemeinschaft „Pfälzerwald Süd“ der Nachbarforstämter Annweiler und Haardt (insgesamt 52 Jagdbezirke) war für die vorrangig dem Rehwild zugeschriebenen Verbisschäden kein Trend in den waldbaulichen Gefährdungsgraden zwischen 2004 und 2016 festgestellt worden. So wiesen keine Gefährdung 2004 65 %, 2008 81 % und für den Zeitraum 2011-2013 60 % der Jagdbezirke auf.

Die konkreten Verbissprozente zeigten zwar einen rückläufigen Trend zwischen 2008 und 2013, lagen aber gegenüber der Situation im Wildforschungsgebiet auf etwas höherem Niveau. Beispielsweise für die Fichtennaturverjüngungen lagen die gewichteten Mittelwerte in der restlichen Hegegemeinschaft 2008 bei 24 %. Im Vergleich dazu lag der Wert im Wildforschungsgebiet bei 10 %. Im Zeitraum 2011-2013 lag die Verbissbelastung bei den Fichtennaturverjüngungen in der restlichen Hegegemeinschaft bei 15 %, im Wildforschungsgebiet zwischen 2 % und 15 %. Bei der Buchennaturverjüngung lagen die Werte 2008 außerhalb bei 21 % (im Vergleich dazu im Wildforschungsgebiet bei 10 %) und 2011-2013 bei 16 % (Wildforschungsgebiet zwischen 5 % und 15 %).

Gleiche Verhältnisse gelten für die Kunstverjüngungen. Für die Douglasienkunstjüngungen lagen z. B. die gewichteten Mittelwerte in der restlichen Hegegemeinschaft 2008 bei 33 % (im Vergleich dazu im Wildforschungsgebiet bei 15 %) und im Zeitraum 2011-2013 bei 16 % (Wildforschungsgebiet zwischen 3 % und 18 %). Bei der Buchenkunstverjüngung lagen die Werte 2008 auf der Restfläche bei 50 % (im Vergleich dazu im Wildforschungsgebiet bei 31 %) und 2011-2013 bei 29 % (Wildforschungsgebiet zwischen 9 % und 22 %).

5.3.5 Winterverbiss Schalenwild - Werte im Vergleich anderer Großschutzgebiete

Neben einem Vergleich mit den Landesdaten anderer bewirtschafteter Staatswaldflächen lohnt auch ein Blick auf die Situation in anderen Großschutzgebieten. In einigen Nationalparks liegen Erfahrungen zu den Effekten vergleichbar großer Jagdruhebereiche vor (die Kernzonen von Biosphärenreservate sind für einen Vergleich zu klein).

So bietet der Nationalpark Harz Vergleichswerte, wo allerdings alle Flächen bejagt werden. Nach einer schriftlichen Mitteilung lagen die Winterleittriebverbissprozente entlang von 12 x 100 m Trakten für Buchenvoranbauten unter Fichte bei 58 %. Angestrebt werden weniger als 20 % (RAIMER schriftlich 2014). Ein Hinweis darauf, dass in nadelholzgeprägten Wäldern gepflanzte Buchen deutlich stärker verbissen werden können als im buchengeprägten Wildforschungsgebiet.

Auch im Nationalpark Eifel wurden in fichtendominierten Waldbereichen seit 2003 Buchenpflanzungen durchgeführt. Hier lagen die Winter-Leittrieb-Verbissprozente für Buchenkunstverjüngung auf 12 Kontrollflächen für den Zeitraum 2006 – 2012 zwischen 12 % und 61 % und damit deutlich über den hier gemessenen Werten. Werte unter 20 % werden für die Eifel als ausreichend angesehen. Man geht davon aus, dass dann „die seit 2003 gepflanzten Rotbuchen im Süden des Nationalparks großflächig aus dem verbissgefährdeten Höhenbereich herauswachsen können“ (S. 7, Nationalpark Eifel 2012). Auch in diesem Nationalpark sollen analog zum Biosphärenreservat Teilbereiche unbejagt bleiben. So ist ein ca. 660 ha umfassender Teil der 3.200 Hektar großen zentralen Dreiborner Hochfläche bereits seit 2007 unbejagt, in dem Rotwild mittlerweile von einer Besucherplattform auch am Tag beobachtet werden kann (J. Mauerhof schriftlich 2017). Ab 2009 wurde zusätzlich in einem 927 ha großen isolierten Waldgebiet im Norden (Hetzinger Wald) die Rot- und Rehwildbejagung versuchsweise eingestellt. Ein paralleles Vegetationsmonitoring basierend auf 14 Weiserflächenpaaren kam dort 2012 zu dem Schluss, dass eine Zunahme der Verbissbelastung der Waldbodenvegetation zu erkennen sei, allerdings ohne Beeinträchtigung der Biodiversität. Die krautreichen Eichen-Mischwälder und die ebenfalls 2009 durchgeführten Douglasien-Kahlschläge seien besonders betroffen. In der Baumverjüngung etablierte sich einzig die Rotbuche. Die Lichtverhältnisse seien für eine Verjüngung der Lichtbaumarten wie Eiche jedoch nicht optimal und die Hainbuche sowie die Eberesche stünden seit Jagdende besonders unter Druck (Striepen 2012). Im Jahr 2013

wurde die Jagd dort wieder aufgenommen. Da diese Fläche auch vor 2009 hohem Wildeinfluss ausgesetzt war (ohne dies über eine längere Phase dokumentiert zu haben), größere Kahlschläge parallel zur Jagdruhe durchgeführt wurden und die Jagdruhe nur drei Jahre andauerte, erscheint uns eine klare Wildwirkungsanalyse zum Effekt der Jagdruhe nur bedingt machbar.

Seit 1998 wurden in den Nationalparks Müritz und Vorpommersche Boddenlandschaft sogenannte Wildschutzgebiete/Jagdruhezone unterschiedlicher Größe ausgewiesen. Diese Flächen wurden nach folgenden Kriterien ausgewählt: ausschließlich Teile von Kernzonen, habitatbedingte komplizierte Bejagbarkeit, nasse Moorflächen mit Röhricht und Bruchwald, Dünengebiete, Waldgebiete mit vitaler Verjüngung, potentielle Wilderlebnisbereiche, Möglichkeiten zur Beruhigung von Vogelrast- und Brutgebieten. Nach uns vorliegender Aussage von Frau A. Beil, Dezernentin „Gebietsbetreuung NLP Vorpommersche Boddenlandschaft“, Nationalparkamt Vorpommern, sei für den Bereich der Vorpommerschen Boddenlandschaft festzustellen, dass die fehlende Störung durch jagdliche Aktivitäten zu einer hohen Konzentration von Schalenwild in den Gebieten führe. Dadurch käme es in den meisten Gebieten auch zu einem hohen Verbissdruck auf die Vegetation. Im Bereich Darßer Ort (220 ha) sei beispielsweise festzustellen, dass die fehlende Bejagung zu einer größeren Vertrautheit des Schalenwildes gegenüber dem Menschen führe. Das Rotwild sei tagaktiv geworden. Gekoppelt mit einer entsprechenden Besucherlenkung (Bohlenstege, Aussichtsplattformen) hätten die Besucher hier die Möglichkeit, wild lebende Tiere in ihren natürlichen Lebensräumen mit ihren artspezifischen Raum- und Zeit-Verhaltensmustern zu beobachten (siehe § 1, Abs. 3 NLPJagdVO M-V). Der Darßer Ort sei inzwischen der Anlaufpunkt zur Rothirschbrunft geworden, da hier auch am Tage hervorragende Beobachtungsmöglichkeiten bestünden (A. Beil schriftlich 2017). Leider konnte auf Nachfrage nicht geklärt werden, auf welchen Datengrundlagen die Situationsbeschreibung am Darßer Ort fußte. Nach einem Losungszählverfahren in den Jahren 2000 bis 2003 sei ein kontinuierlicher Anstieg der Wilddichte beim Rotwild nachgewiesen worden. Diese stagnierte dann bis 2005 auf hohem Niveau. In den Jahren 2006 und 2007 wäre eine Abnahme zu verzeichnen, die mit der Abnahme des Rotwildbestands auf dem Darß korrelierte, aber immer noch das Vierfache im Vergleich zum Zentraldarß betrug. Ab 2008 sei das Losungszählverfahren nicht mehr durchgeführt worden. Wie konnte jedoch in den Jahren 2006 und 2007 eine Abnahme im Losungszählverfahren verzeichnet werden, welches mit der Abnahme des Rotwildbestands auf dem Darß einhergegangen sei, wenn keine weitere Bestandsmessungsmethode erwähnt wurde? Widersprüche ergeben sich auch zu der genannten Wildwirkung für die 1.720 ha umfassenden Jagdruhefläche „Ostufer der Müritz“ im Nationalpark Müritz. Dort wurde vier Jahre vor der erlassenen Jagdruhe 1998 eine Wiedervernässung veranlasst. Nach Einschätzung eines externen Gutachters (Simon et al. 2016), hätten „Wildwirkungen die naturschutzfachlich besonders bedeutsamen Lebensraumtypen (und von Erlenbruchwäldern) nicht nur erhalten, sondern sogar zu deren (Wieder-)Ausbreitung wahrscheinlich beigetragen“. Als wesentlicher Grund für die Naturdynamik auch der Gehölze wird hier eher die Wiedervernässung genannt.

Im Nationalpark Hainich wurde bereits ein Jahr nach Begründung 1998 ein ca. 800 ha großer Jagdruhebereich ausgewiesen (R. Biehl und A. Henkel schriftlich 2017). Eine zweite benachbarte Fläche von 400 ha kam im Jahr 2003 dazu. Mit der Aufnahme des Hainich als Teilfläche der Weltnaturerbestätte „Buchenurwälder der Karpaten und alte Buchenwälder Deutschlands“ im Jahr 2011 wurde der Jagdruhebereich auf 1.571 ha und 2012 nochmal auf dann ca. 2.000 ha erweitert. Dies entspricht aktuell etwa 25% der Nationalparkfläche. Ein spezielles Monitoring der Wildwirkung auf die Vegetation gäbe es im Hainich zwar nicht, jedoch erfolge im Zuge der alle zehn Jahre laufenden Waldinventur auch eine Erfassung des Verbisses bei der Gehölzverjüngung, berichtete uns die Nationalparkverwaltung. Messbare Ergebnisse zur Wirkung einer Jagdruhe seien daher aus den Daten der Waldinventur 2010 nur für die älteste, ca. 1.200 ha-Jagdruhezone möglich. Dabei zeigte sich, dass in 2010 der Verbiss im Jagdruhebereich gegenüber den Werten des Erhebungsjahrs 2000 von 31,1 % auf 24 % (gewichtetes Mittel über alle taxierten Jungbäume) gesunken war. Auf der Restfläche des Nationalparks lag der Verbiss nochmal etwas niedriger bei 20 %. Leider unterschieden sich die Methoden der Verbisserhebung. Im Jahr 2000 wurde der gesamte

Verbiss, im Jahr 2010 nur der Leittrieb taxiert. Für das Wildforschungsgebiet läge der Vergleichswert (Leittriebverbiss) bei 7 % - 16 % (siehe Abbildung 54, Seite 75).

Analog zum Hainich fand auch im NLP Kellerwald seit 2011 auf 1.650 ha keine Jagd statt. Diese Fläche entspricht zu 89 % ebenfalls den oben erwähnten Weltnaturerbeflächen. Es gab allerdings keine speziellen Erhebungen zur Beurteilung der Wildwirkung der wenig arrondierten Jagdruhezonen (hoher Randeffect) auf die umliegenden Flächen. Für die jährlich und flächendeckend durchgeführten Schälerhebungen sind für den Zeitraum 2008 bis 2016 bisher keine Effekt erkennbar (T. Rönitz schriftlich 2017).

5.3.6 Verbissursachen

Es stellt sich die Frage, ob die weniger verbissenen und häufigen Baumarten Fichte oder Buche häufig sind, weil sie weniger verbissen werden oder der Zusammenhang umgekehrt zu sehen ist. Sie sind häufiger und kaum verbissen, weil sie aufgrund ihrer Allgegenwärtigkeit keine besonders attraktive Nahrungsquelle darstellen. Nach Reimoser (mündl.) war die im Wildforschungsgebiet zu findende Reihung (Eiche – Tanne – Kiefer/Lärche – Douglasie – Fichte – Buche) nach Verbisshäufigkeit durchaus typisch und indiziert vorrangig die Schmackhaftigkeit der einzelnen Baumarten und weniger deren Häufigkeit. In Grenzen mag der Verbiss in Abhängigkeit vom Angebot innerhalb einer Baumart höher ausfallen, wenn diese eher selten anzutreffen ist. Die grobe Einordnung einer Baumart in eine Verbissrisikokala dürfte jedoch baumartenspezifisch und damit weitgehend fix sein (Kuijper et al. 2010; Reimoser et al. 2009).

Insofern sind moderate Verbissprozente bei Buche und Fichte aufgrund ihrer geringen Attraktivität auch bei hohen Schalenwildichten zu erwarten (Raimer 2004). Die geringe Repräsentanz anderer Laubbaumarten wie Eiche oder Bergahorn, die in den Aufnahmen, wenn überhaupt, nur als Mischbaumarten auftraten, gepaart mit hohen Verbissprozenten indizierten eine Entmischung der Baumartenvielfalt aufgrund selektiver Beäsung. Dies war besonders bei der Eiche auffällig. Im Forstamt waren 13 % der Waldortsflächen mit Eiche bestockt, davon ein Drittel im Hauptbestand mit Beständen in einem Alter von über 140 Jahren. Trotzdem waren Naturverjüngungen bei der Eiche ohne Schutz quasi nicht vorhanden.

Vegetationskundliche Untersuchungen auf der Grundlage der erwähnten Weiserflächenpaare (Abschnitt 5.3.1) belegten den hohen Verbissdruck durch Schalenwild auf die Eiche. Trotz ausreichender Lichtstellung, vorhandener Mutterbäume und mehrerer Mastphasen konnte sich nennenswerte Eichenverjüngung nur hinter Zaun etablieren (Greve & Schultze 2015). Diesen Befunden standen vermuteten Schalenwildichten von lediglich ca. 3-4 Stück Rotwild und 5 Stück Rehwild pro 100 ha gegenüber. Ein Hinweis darauf, dass auf den armen Böden des Pfälzerwaldes bereits relativ niedrige Wildichten ausreichen, bestimmte Baumarten zurückzudrängen.

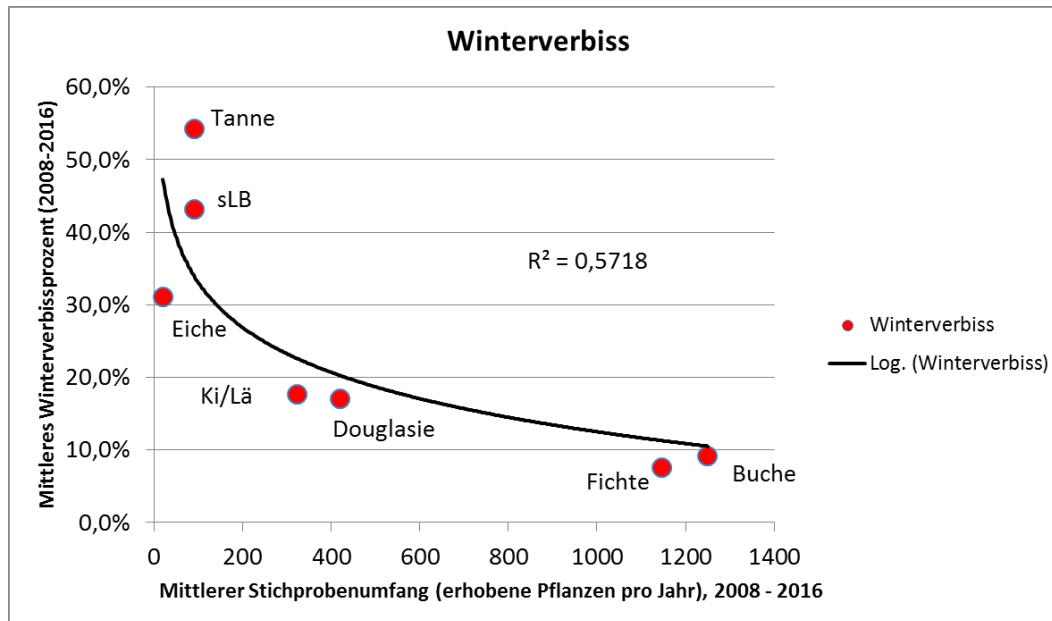


Abbildung 70: Zusammenhang von mittlerem Winterverbissprozent und mittlerer Anzahl der jährlich erhobenen Jungbäume getrennt nach Baumarten in Naturverjüngungen, Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“ (n = 38.068 Pflanzen).

Verwendete Abkürzungen: Ki/Lä = Kiefer/Lärche, sLB= sonstige Laubbaumarten

Die schon erwähnten periodischen Schwankungen der Winter-Verbissbelastung insbesondere der gut untersuchten Nadelholz-Naturverjüngung (siehe hierzu Abbildung 54 oder Abbildung 56) kann mit den Parametern Mast und Witterungsverlauf im Winterhalbjahr verschnitten werden (Abbildung 71). Beide haben sicherlich Einfluss auf die Nahrungsverfügbarkeit in der Vegetationspause. Ein hoher Mastindex bedeutet eine zusätzliche Verfügbarkeit hochwertiger, energiereicher Nahrungsressourcen im sonst nahrungsärmeren Winterhalbjahr, die auch vom wiederkäuenden Schalenwild genutzt werden (Hohmann & Huckschlag 2015 bzw. Abschnitt 2.4.2). Tiefe Temperaturen in Kombination mit einer Schneebedeckung könnten wiederum die Äsungsverfügbarkeit einschränken. Leider liegen genauere Messwerte zur Schneebedeckung nicht vor.

Interessanterweise ergibt sich zwischen dem groben Verlauf der oben beschriebenen jährlichen Winterbedingungen (Mast und Winterwetter) und dem jährlichen Verlauf der Verbissbelastung ein so offenkundiger Zusammenhang, dass eine gewisse Kausalität schwerlich verneint werden kann. Es fällt auf, dass nach einem Winterhalbjahr mit einem hohen Mastindexwert und einem mildem Witterungsverlauf stets relativ niedrige Winterverbissprozente festzustellen waren. Dies war nach den Wintern 2007/2008, 2011/2012, 2014/2015 und 2015/2016 der Fall. Umgekehrt wiederum waren nach einem Winterhalbjahr mit einem geringen Mastindexwert in Kombination mit einem strengeren Witterungsverlauf stets relativ hohe Verbissprozente im nachfolgenden Frühjahr festzustellen gewesen. Dies war nach dem Winter 2010/2011 und 2012/2013 der Fall. Natürlich gab es auch Jahre, in denen Mast und Winterverlauf entgegengesetzt wirkten wie 2008/2009, 2009/2010 oder 2013/2014. Hier war nicht erkennbar, welcher Umweltparameter den gemessenen Verbisswert am ehesten determinierte. Vielleicht würde sich diese Unklarheit auflösen, wenn genauere Messwerte zu den Schneesverhältnissen vorlägen (Abbildung 71).

Es kann in jedem Fall geschlussfolgert werden, dass die holzige Vegetation offenbar vermehrt in nahrungsarmen Winterperioden als Nahrungsquelle genutzt wird.

5.3.7 Effekte der Kernzonenjagdruhe auf den Verbiss

Ein Effekt der Jagdruhe in der Kernzone „Quellgebiet der Wieslauter“ seit 2013 auf die Verbissituation der Verjüngungsbestände im Umfeld, sei es Kunst- oder Naturverjüngung, war nicht nachweisbar. Bei den häufig taxierten Baumarten Buche, Fichte, Douglasie und

Kiefer/Lärche war sogar bei ohnehin waldbaulich akzeptablem Niveau eine verbesserte Gesamtverbissituation feststellbar. Der mindernde Einfluss der letzten milden Winter (2014/15 und 2015/16) auf den Äsungsdruck ist dabei zu berücksichtigen.

Über den gesamten Zeitraum waren hingegen hohe Verbissprozente bei den selten taxierten Baumarten wie Tanne oder Eiche feststellbar. Das Nachwachsen neuer Generation im gesamten Untersuchungsraum war für diese Baumarten fraglich. Eine zusätzliche Steigerung der ohnehin hohen Verbissprozente durch die Jagdruhe in der Kernzone „Quellgebiet der Wieslauter“ seit 2013 war im Umfeld nicht erkennbar.

In der Kernzone fanden sich hingegen Anzeichen eines teilweise höheren Verbissdrucks beim Laubholz.

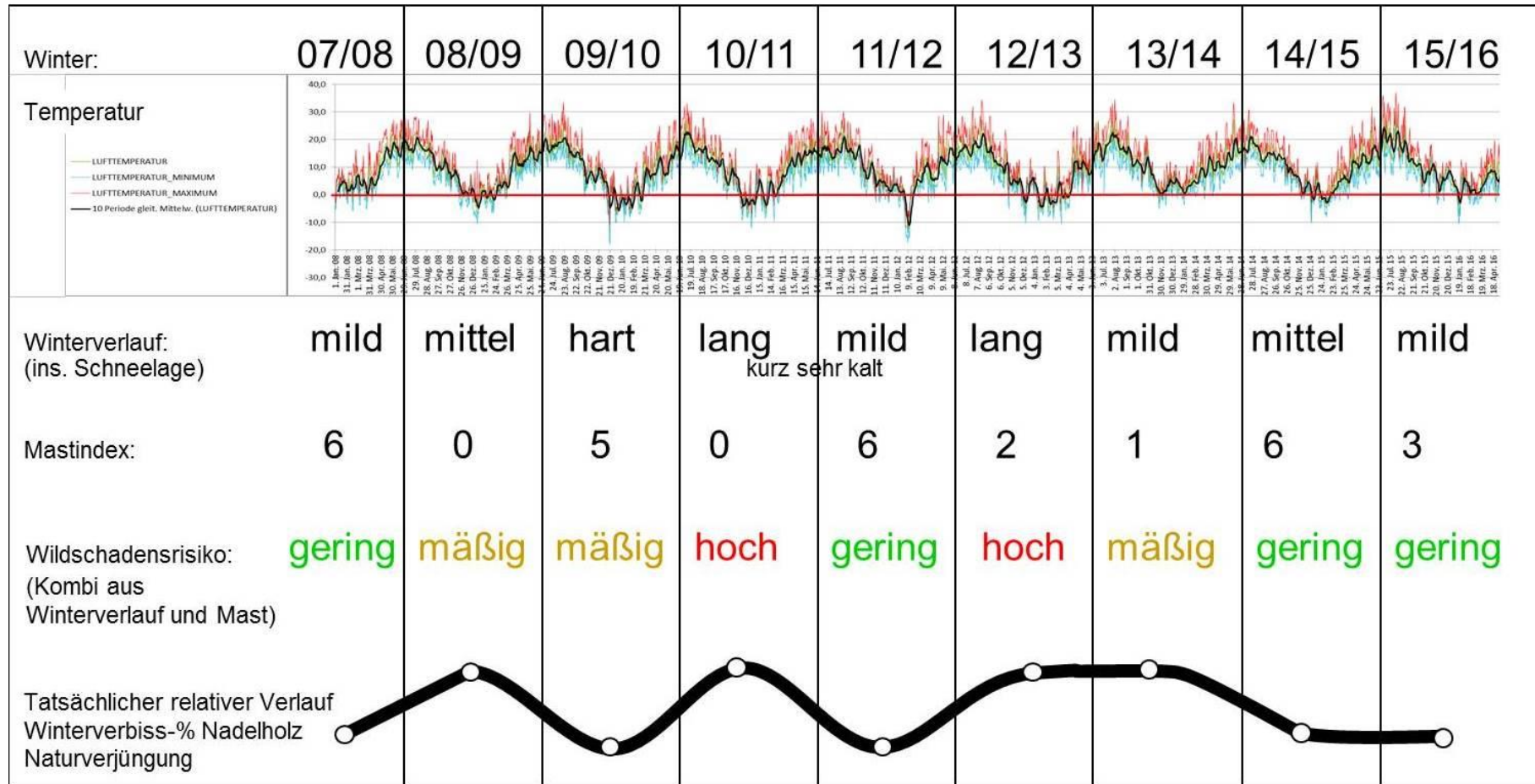


Abbildung 71: Gegenüberstellung verschiedener Parameterverläufe, die in einem direkten oder indirekten Zusammenhang zur Winterverbissbelastung stehen könnten. Dargestellt sind einerseits die Temperaturverläufe an der Messstation Merzalben, die im Untersuchungsgebiet liegt (Quelle: Klimakompetenzzentrum Rheinland-Pfalz) und der daraus abgeleitete Winterverlauf. Zur Herleitung der Mastindexstufen (Fruchtifikation der Buche und Erhebungen zum Eichelfall) siehe Abschnitt 3.2.6, Seite 26). Der relative Verlauf der Verbissprozente bezieht sich auf die Abbildung 56 (Seite 76) zum Winterbiss beim Nadelholz (ohne Tanne) in Naturverjüngungen in Abschnitt 4.4.2.

5.4 Schälerhebungen

5.4.1 Aufnahmeverfahren

Die Erhebungen sollten eine möglichst fundierte Situationsbestimmung der Rotwildschäle (andere potentiell Baumrinde schälende Wildarten kommen im WFG nicht vor) in und um die Kernzone „Quellgebiet der Wieslauter“ gewährleisten. Hierzu wurde eine gegenüber dem Landesverfahren verdichtete Datenerhebung etabliert:

- Höhere zeitliche Auflösung durch jährliche, statt drei- bis fünfjährige Aufnahmen seit 2008.
- Höhere räumliche Auflösung durch Vollaufnahme statt Rasteraufnahme im gesamten Wildforschungsgebiet nördlich der Bundesstraße 10.
- Erhebung verschiedener Zusatzparameter, u. a. obligatorische Unterscheidung zwischen Sommer- und Winterschäle.

5.4.2 Werte im Landesvergleich

Analog zu den Verbisserhebungen sollen auch hier die Rheinland-Pfalz-weiten Erhebungen von 2008 und 2013 zum Vergleich herangezogen werden.

Bei der Fichte waren 2008 landesweit durchschnittlich 5,1 % der taxierten Bäume frisch geschält. Der Vergleichswert im Wildforschungsgebiet im gleichen Jahr lag bei 7,8 % Fichtenneuschäle. Betrachtet man die Situation nur hinsichtlich der nicht-verpachteten staatlichen Eigenjagdbezirke in Rheinland-Pfalz war die Abweichung größer. Für diese Jagdbezirkskategorie ergab sich landesweit im Jahr 2008 ein Schälprozent bei der Fichte von 3,5 % (Abschnitt 8.5.2, Tabelle 43, Seite 151).

Die Neuschälprozente der Douglasie (3,8 %) und Kiefer (2,8 %) im Wildforschungsgebiet können hingegen bei der vergleichenden Betrachtung der landesweiten Befunde über alle Jagdbezirkskategorien zumindest für 2008 als durchschnittlich angesehen werden. Zieht man wieder nur die Befunde aus den nicht-verpachteten staatlichen Eigenjagdbezirken in Betracht, war die Kiefern/Lärchenneuschäle 2008 mit 0,8 % landesweit allerdings deutlich niedriger. Bei der Douglasie ergeben sich auch dann kaum Unterschiede zum Landesdurchschnitt. Völlig anders war die Situation bei der Buche. Für diese Baumart war die Schälhäufigkeit 2008 im Wildforschungsgebiet mit nur 0,3 % deutlich unterdurchschnittlich gegenüber dem Landesschnitt (2,1 % über alle Jagdbezirkskategorien bzw. 1,8 % in den nicht-verpachteten staatlichen Eigenjagdbezirken).

Für das Vergleichsjahr 2013 waren die Schälwerte im Wildforschungsgebiet auf ähnlichem Niveau wie die landesweiten Mittelwerte über alle Jagdbezirke. Für die nicht-verpachteten staatlichen Eigenjagdbezirke indizieren die Schälprozente für alle Baumarten diesmal sogar eine schlechtere waldbauliche Situation als im Wildforschungsgebiet (siehe Anhang Abschnitt 8.5.2, Tabelle 44, Seite 151).

Zusammenfassend lässt sich konstatieren, dass waldbauliche Zielsetzungen durch Rotwildschäle zu Beginn des Untersuchungszeitraums bei den Nadelbaumarten im Wildforschungsgebiet im Landesvergleich überdurchschnittlich gefährdet waren. Fünf Jahre später war dies nicht mehr der Fall.

5.4.3 Werte im Vergleich mit Rotwildhegegemeinschaft „Pfälzerwald Süd“

Auf der restlichen Fläche der Rotwildhegegemeinschaft „Pfälzerwald Süd“ der Nachbarforstämter Annweiler und Haardt (insgesamt 52 Jagdbezirke) war durch Rotwildschäle ein Anstieg des waldbaulichen Gefährdungsgrades festgestellt worden (Tabelle 14).

Das Neuschälniveau beispielsweise der Fichte lag dort 2008 im Schnitt bei 20 % bzw. 18 % (nach Flächenanteilen bzw. Stichprobe der Jagdbezirke gewichteter Mittelwert) und für den kompletten nächsten Erhebungszeitraum 2011-2013 noch bei 15,1 % bzw. 12 % (siehe Anhang Abschnitt 8.5.3, Seite 152). Der direkte Vergleichswert für die Fichte im Wildforschungsgebiet lag 2008 bei 7,8 % und der Mittelwert für 2011 – 2013 bei 3,8 %. Der Abwärtstrend in der Schälbelastung auf den restlichen Fläche der Rotwildhegegemeinschaft „Pfälzerwald Süd“ lag also gegenüber dem Wildforschungsgebiet auf deutlich höherem Niveau und war weniger ausgeprägt (Abfall um 26 % bzw. 35 %).

Tabelle 14: Anteilige Übersicht der Jagdbezirke (n = 52) hinsichtlich der Gefährdungsgrade der waldbaulichen Betriebsziele durch die Wildart Rotwild in der Rotwildhegegemeinschaft „Pfälzerwald Süd“ ohne das Forstamt Hinterweidenthal bzw. das Wildforschungsgebiet (Quelle: Forstämter Annweiler und Haardt).

	2004	2008	2011-2013
nicht gefährdet	50%	48%	41%
gefährdet	31%	10%	16%
erheblich gefährdet	19%	41%	43%

5.4.4 Schälursachen

Nach Verheyden et al. (2006), Vospernik (2006), Kiffner et al. (2008) oder Simon et al. (2008) dient Schäle beim Rotwild nur in Phasen echter Nahrungsverknappung, vorrangig also im Winter, als Energiequelle. Rinde kann dann zehn Prozent der Gesamtnahrungsmenge ausmachen. Zu einem ähnlichen Resümee kommen auch Ando et al. (2004) für das nahverwandte Sikawild (*Cervus nippon*) in Japan. Die durchaus beträchtliche sommerliche Schälung von Nadelbäumen könne kaum der Energieversorgung dienen, da die Hauptnahrung, Zwergbambus (*Sasa nipponica*), im Überfluss zur Verfügung steht, so die Autoren. Sie vermuten, dass Rindenschälung im Sommer eher einer unausgewogenen Mineralienversorgung bei übermäßiger Bambusäsung dienen könnte. Es ist allerdings zu bedenken, dass Sommerschäle phänomenologisch auch bereits im zeitigen Frühjahr auftreten kann, wenn mit steigenden Lufttemperaturen der Saffluss einsetzt und Rinde flächig abgezogen werden kann. In dieser Zeit kann somit bereits Sommerschäle auftreten, die vom Ursachengefüge eher der Winterschäle bzw. einer noch anhaltende winterliche Nahrungsknappheit zuzurechnen wäre.

Die Saisonalität und Häufigkeit von Schälereignissen unterliegen somit einer komplexen Beeinflussung unterschiedlicher Faktoren, die hier nicht vertieft thematisiert werden sollen (siehe hierzu Simon et al. 2008).

Wie erklärt sich jedoch, dass über die gesamte Untersuchungsphase eine stetige Abnahme der Neuschäle zu beobachten war? Sinnvoll erscheint für einen Klärungsversuch eine Fokussierung auf die Fichte. Sie wurde neben der Buche nicht nur in nennenswertem Stichprobenumfang untersucht. Bei dieser Baumart war die abnehmende Schälbelastung auch besonders ausgeprägt (Abbildung 63;Seite 80).

Bei der Betrachtung der Verteilung der Fichtenbestände, die hinsichtlich der Schäle taxiert wurden, fiel der im Ergebnisteil erwähnte Schwerpunkt im Norden des Untersuchungsgebietes (Revier Mühlenberg) ins Auge. Die Revierteile mit den höchsten Fichtenanteilen im schälgefährdeten Höhenrahmen waren auch die mit den höchsten Schälprozenten. Nach Aussage von Forstamtsleiter Grünfelder könnte die Überlagerung von Fichten- und Schälsschwerpunkt darauf zurückzuführen sein, dass die niederschlagsreichen Hochlagen einerseits für den Fichtenanbau besonders geeignet sind und andererseits als

besonders störungsarme Gebiete auch von Rotwild bevorzugt besiedelt werden. Davon unabhängig schien über die Zeitreihe der Rückgang der Fichtenschäle in allen Fichtenbeständen mehr oder weniger gleichermaßen voranzuschreiten. Außerdem fiel auf, dass die Schwerpunkte der Fichtenschäle nicht notwendigerweise mit den via Losungskartierung ermittelten winterlichen Verteilungsschwerpunkten des Rotwildes zusammenfielen. Insbesondere im Nordwesten und in der Kernzone sind trotz der nachgewiesenen verstärkten Anwesenheit des Rotwildes geringere Fichtenschälprozentage zu verzeichnen als im Norden. Rotwildanwesenheit ist demnach keine hinreichende Bedingung für Rotwildschäle (Abbildung 72 und Abbildung 73). Auch hat sich die Größe der Rotwildpopulation anhand der genetischen Bestandserhebungen 2010 und 2016 unwesentlich verändert. Da sich die Schäle 2016 gegenüber dem Befund von 2010 mehr als halbiert hat, scheint auch zwischen Bestandsentwicklung und Schälbelastung kein enger Zusammenhang zu bestehen. Auf die Frage, welche Umstände die Schälhäufigkeit abgesenkt haben, wurde bereits im vorgelegten Zwischenbericht (Hohmann & Huckschlag 2015, S. 238) darauf hingewiesen, dass Störpotentiale durch höhere Bejagungseffektivität oder Reduktion der Kirrjagd abgebaut wurden. Die Rindenschäle, die auch durch Störungen provoziert werden kann, ging nachweislich zurück.

5.4.5 Effekte der Kernzonenjagdruhe auf die Rindenschäle

Ein Effekt der Jagdruhe in der Kernzone „Quellgebiet der Wieslauter“ seit 2013 auf die Schälsituation im Umfeld war nicht nachweisbar. Bis auf das letzte Erhebungsjahr lag die Schälbelastung in der Kernzone gegenüber dem Umland auf durchschnittlichem bis unterdurchschnittlichem Niveau. Daran ändert sich auch wenig in den ersten beiden Jahren nach der Jagdruhe. 2016 hingegen lag die Schälbelastung in der Kernzone klar über dem Niveau des Umlandes.

Einen ähnlich markanten Anstieg im Schälprozent von einem Jahr auf das nächste konnte bereits 2014, damals allerdings für die Revierflächen Hermersbergerhof und Hauenstein beobachtet werden. In den darauf folgenden Jahren war dann wieder ein Rückgang auf die vorher üblichen Werte festzustellen. Insofern sollte die jüngste Entwicklung in der Kernzone zum jetzigen Zeitpunkt nicht überbewertet werden. Eine Fortführung der Erhebungen wird zeigen, ob sich hier ein verstetigender Trend andeutet oder nicht.

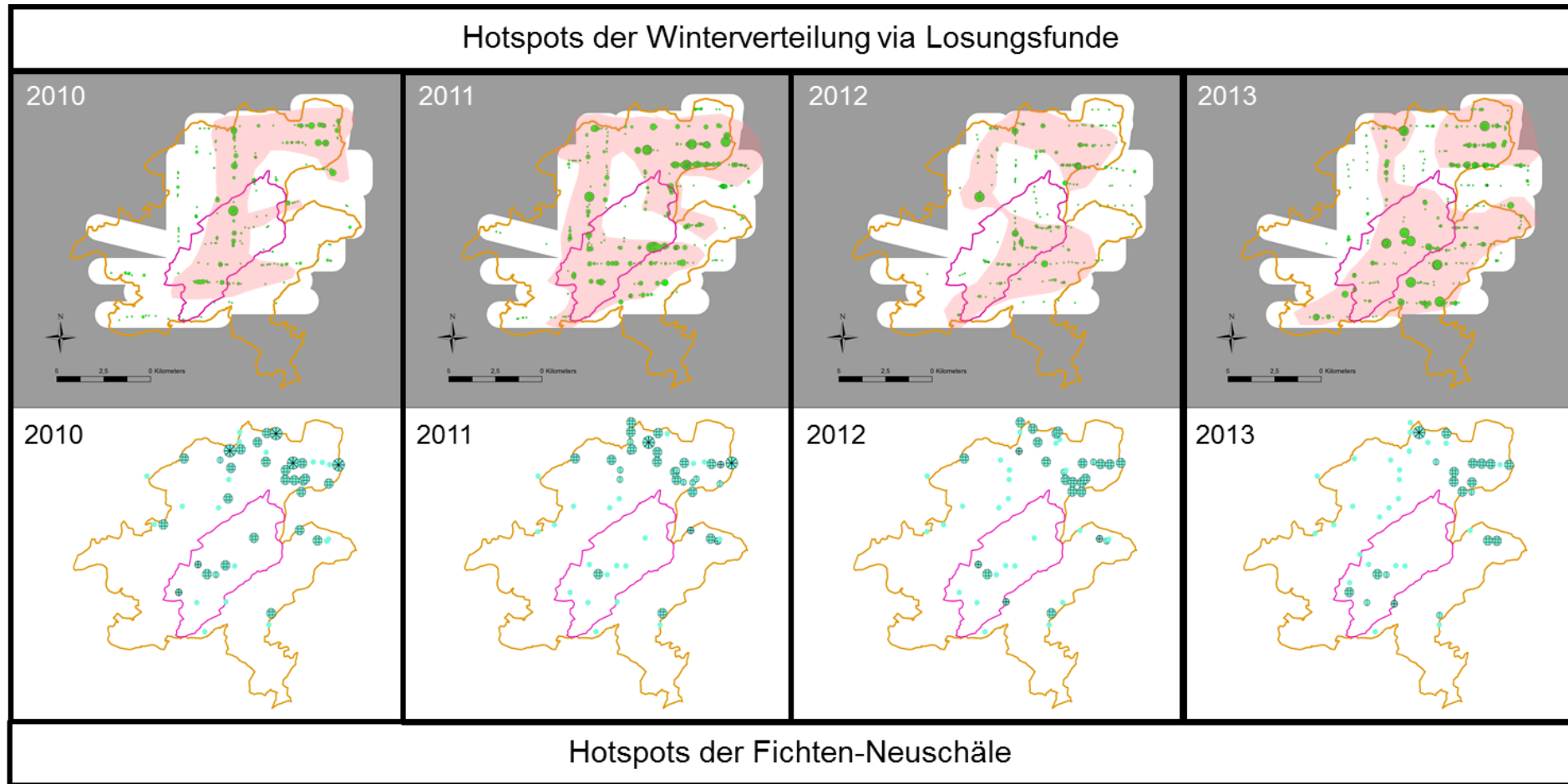


Abbildung 72: Gegenüberstellung von Verteilungshotspots des Rotwildes im Winter (rosa Hervorhebungen oben, weitere Details siehe Abschnitt 4.3.1 Seite 59) und der Problembereiche der Fichtenschäle (unten), Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“, 2010 – 2013.

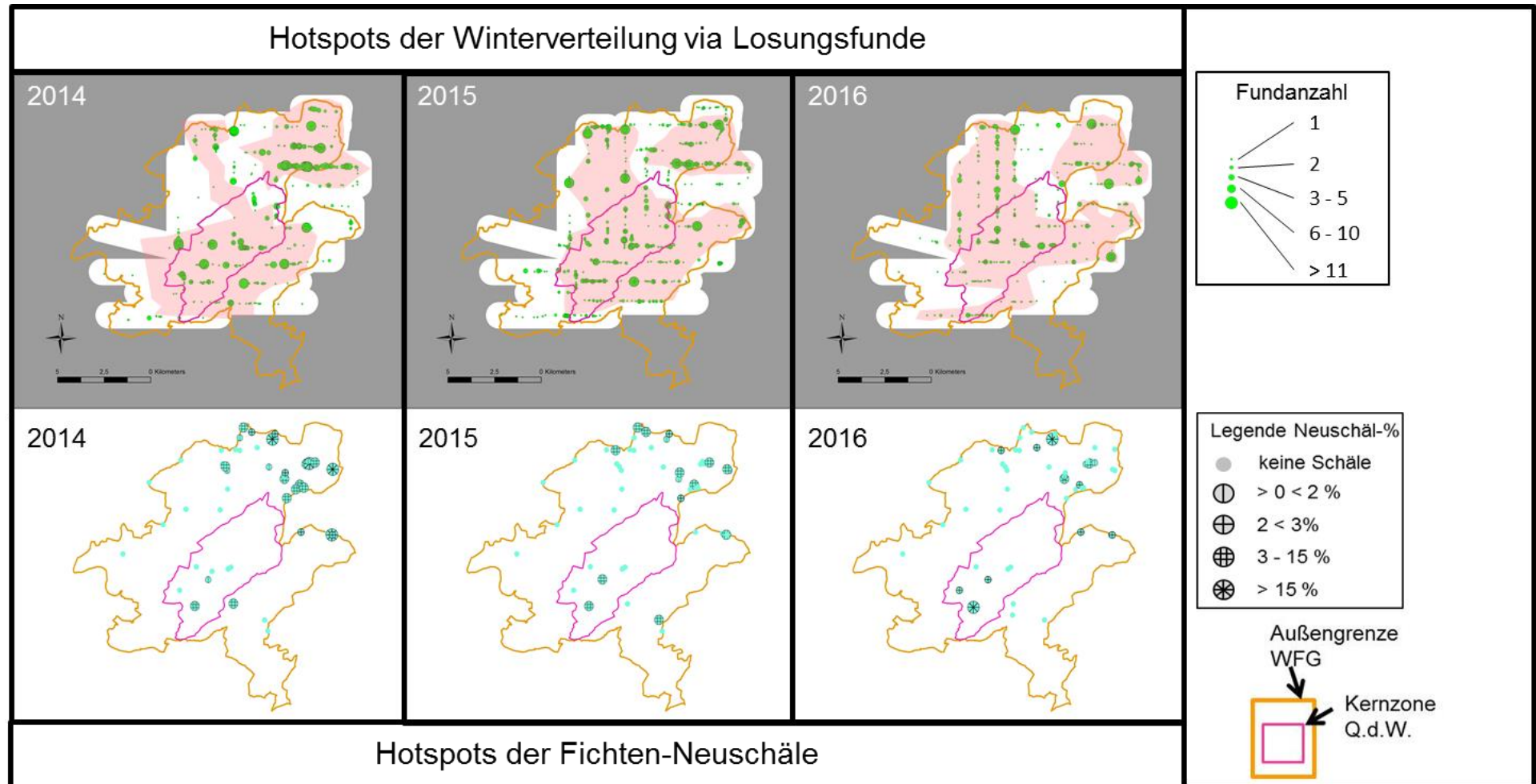


Abbildung 73: Gegenüberstellung von Verteilungshotspots des Rotwildes im Winter (rosa Hervorhebungen oben, weitere Details siehe Abschnitt 4.3.1 Seite 59) und der Problembereiche der Fichtenschäle (unten), Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“, 2014 – 2016.

5.5 Resümee und Ausblick

Ausgangspunkt der hier vorgestellten Monitoringstudie war die Frage nach waldbaulichen Effekten einer dreijährigen Jagdruhe auf Reh- und Rotwild in einer ca. 2.400 ha großen zentral im Studiengebiet gelegenen Kernzone des Biosphärenreservats Pfälzerwald auf die umgebenden ca. 7.500 ha bewirtschafteten Waldflächen. Die Untersuchungsflächen lagen im Staatswald des Forstamtes Hinterweidenthal, die weitgehend in Selbstverwaltung bejagt wurden.

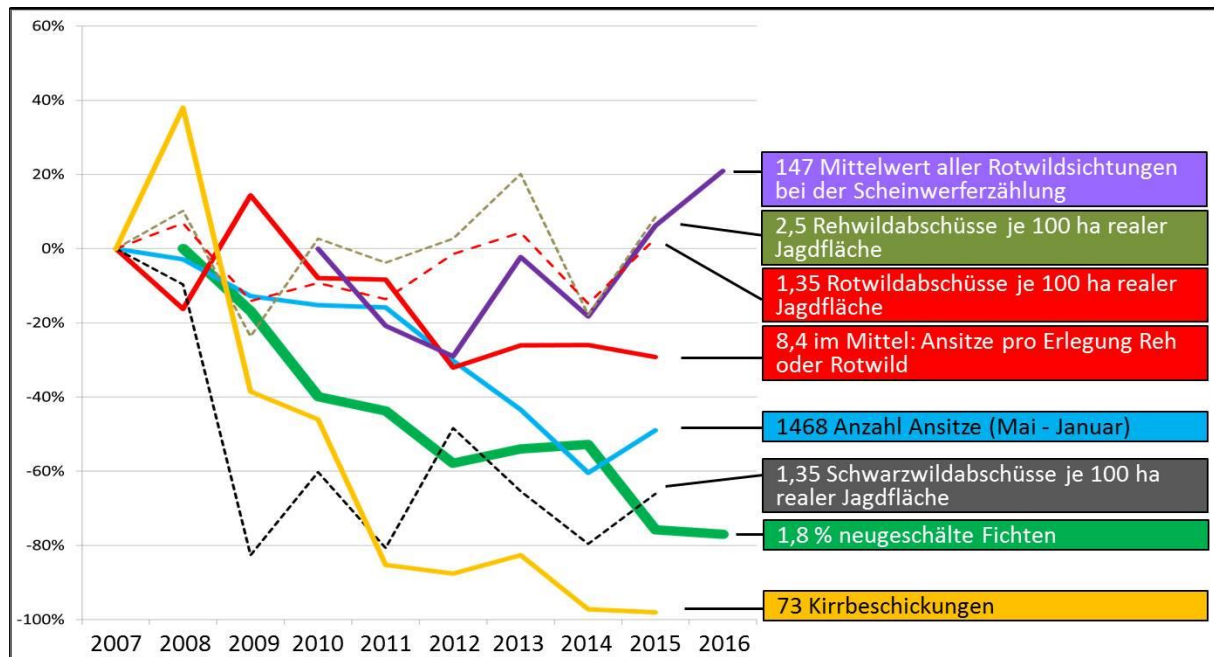


Abbildung 74: Relative Veränderung einiger ausgewählter Parameter, die im Rahmen der Wirkungsmessungen einer dreijährigen Jagdruhe in der Kernzone „Quellgebiet der Wieslauter“ im Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“ erhoben wurden. Auf einheitlich „1“ gesetzt wurde der jeweilige Ausgangswert. Am Ende der Entwicklungslinie findet sich die Nennung des jeweiligen absoluten Endwertes.

Der vorliegende Evaluierungsbericht kommt zu dem Schluss, dass bis auf eine gesteigerte Einzeljagdeffizienz für keine weitere untersuchte Messgröße, die bereits über eine sechsjährige Phase vor der Jagdruhe erfasst wurde, eine Beeinflussung durch die Jagdeinstellung auf einer 25%igen Teilfläche erkennbar wurde. Dies gilt sowohl innerhalb als auch außerhalb der Kernzone und speziell für die Indikatoren, die in einem besonders engen Zusammenhang mit der Jagdruhe stehen könnten, seien es die untersuchten Wildpopulationen selbst oder deren Wirkung auf forstlich relevante Parameter wie Verbiss und Schäl. Da das Ökosystem Wald jedoch auf Veränderung in der Regel träge reagiert, ist nicht auszuschließen, dass solche Effekte erst zu einem späteren Zeitpunkt erkennbar werden. So fanden sich durchaus Hinweise, dass ein vermutlich auf der Gesamtfläche vorher erfolgter Reduktionsabschuss beim Rotwild infolge der Jagdruhe nicht mehr fortgeführt werden konnte.

Unter Umständen wurde die Erkennung von Jagdruheeffekten im Rahmen dieses „Vorher-Nachher“-Versuchs auch dadurch erschwert, dass das hier untersuchte Gebiet von beachtlicher Dynamik der von uns untersuchten Parameter geprägt war. So war die vom Rotwild verursachte Rindenschäl über den gesamten Untersuchungszeitraum - entgegen des Trends in der restlichen Hegegemeinschaft - stetig rückläufig. Parallel dazu wurde die Kirrjagd fast komplett eingestellt und die Ansitzhäufigkeit halbiert.

Diese auffällige zeitliche Koinzidenz des stetigen Rückgangs der Schäl und des Störpotentials über fast zehn Jahre ist frappierend. Die Annahme eines kausalen Zusammenhangs ist nicht zwingend aber naheliegend, wonach durch störungsmindernde,

effizienzsteigernde Änderungen in der Jagdorganisation die Wildschadensbelastung reduziert werden konnte (Abbildung 74). Telemetriestudien belegen, dass Rotwild auf potentiell gefährliche Störreize durch Rückzug in schälgefährdete Dickungen und Stangenhölzer reagieren kann. Es ist daher auch kein Widerspruch, dass der Rotwildbestand in der gleichen Zeit offenbar keinen größeren Änderungen unterworfen war.

Es kann natürlich nicht ausgeschlossen werden, dass andere Faktoren, die nicht oder nur ungenügend erhoben wurden, den hier betrachteten Konnex von Wild und Wildwirkung mitprägten. Von uns konnte beispielsweise im Rahmen dieses Monitorings die zeitliche Entwicklung des Äsungs- und Deckungsangebots und touristischer Störungen nicht tiefergehend behandelt werden. Unter Berücksichtigung anderer Untersuchungen (insbesondere Simon & Kotremba 2016) dürften sich die dadurch bedingten Lebensbedingungen für das Wild über die Zeitreihe vermutlich eher verbessert haben. Auch überlagerte ein offenkundiger Einbruch der Schwarzwildpopulation den hier betrachteten Zeitraum (Hohmann et al. 2016). Dies hatte Auswirkungen auf den Jagdbetrieb. Doch vollzog sich der Absturz bereits 2009 und die Population blieb danach auf deutlich niedrigerem Niveau.

Aus Sicht des für die Regiejagd zuständigen Forstamtes waren die Effizienzsteigerungen im Jagdbetrieb eine Reaktion auf die angekündigte Jagdruhe in der Kernzone. Eine weitere Optimierung zur Beibehaltung des derzeit niedrigen Schadniveaus im angrenzenden Wirtschaftswald hält das Forstamt zukünftig für nicht mehr realisierbar. Es befürchtet, dass ein gegebenenfalls steigender Rotwildbestand dann nicht mehr ausreichend regulierbar wäre, und als Folge davon vermehrt Schäden im Wirtschaftswald auftreten könnten. Die Wiederaufnahme der flächendeckenden Bejagung wird daher seitens des Forstamtes gewünscht.

Bisher wurden nur wenige solide Erfahrungswerte als Orientierungshilfe aus anderen Großschutzgebieten mit Jagdruhebereichen veröffentlicht. Dort, wo uns mehrjährige Messwerte zur Wildwirkung in und um Jagdruhebereiche von ca. 800 bis 2.000 ha zur Verfügung gestellt wurden (z. B. Nationalparke Kellerwald, Eifel, Hainich oder Müritz), gab es Hinweise auf zunehmende, sinkende bzw. nicht messbare Einflüsse des Wildes auf die (holzige) Vegetation.

Aus wissenschaftlicher Sicht wäre es daher wünschenswert, die Entwicklung unter einer fortgesetzten Jagdruhe weiter zu beobachten.

Vor diesem Hintergrund wird vorgeschlagen, die Indikatoren

- Leittriebverbiss
- Neuschäle
- Populationsentwicklung und Verteilung vorrangig des Rotwildes sowie
- Jagdaktivitäten

auch für die nächsten fünf Jahre jährlich zu erfassen. Dieses Monitoring würde es uns erlauben, eventuelle Kippunkte des Systems frühzeitig zu erkennen, um mögliche Handlungsoptionen zeitnah ergreifen zu können.

6 Danksagung

Eine solche mehrjährige Untersuchung ist ohne das Zusammenwirken vieler Akteure nicht machbar.

Zu nennen sind die Schälerhebungen durch Forstplanungsbüro Oliver Trisl, die Verbisserhebungen durch die Unternehmen von Hans-Dieter Rudolph, Marek Zakrzewski, Andreas Eichenlaub und Hermann Schmalenberger, die erste Scheinwerferzählung und die Lebensraumkartierungen durch das Institut für Tierökologie und Naturbildung insbesondere Olaf Simon und Wolfgang Göbel, GIS-Auswertungen durch Mara Sandrini und Katrin Schifferle sowie die Losungskartierungen durch Cornelia Ebert und Florian Feindt und vielen mehr. Ihnen allen sei an dieser Stelle für ihr Engagement herzlich gedankt; nicht zu vergessen das Korrekturlesen durch Monika Lütvogt, Ulrike Hohmann-Lütvogt und Chris Hettich.

Last but not least sind natürlich nicht nur alle jagdlichen Erhebungen und Streckenvermessungen, sondern auch die Fortführung der Scheinwerferzählungen durch das stets tatkräftige Personal des Forstamtes Hinterweidenthal und den vielen dort aktiven Jägern möglich gewesen. Insbesondere möchten wir Forstamtsleiter Michael Grünfelder und Revierleiter Gerald Scheffler an dieser Stelle für ihre Unterstützung in allen denkbaren Belangen, und das waren nicht wenige, danken.

Dankend möchten wir darauf hinweisen, dass viele der wissenschaftlich/wildökologischen Studien aus Mitteln der Jagdabgabe durch das Ministerium für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten Rheinland Pfalz finanziert wurden.

7 Quellenangaben

ABBAS F., PICOT D., MERLET J., CARGNELUTTI B., LOURDET B., ANGIBAULT J.-M., DAUFRESNE T., AULAGNIER S. AND VERHEYDEN H. (2013): A typical browser, the roe deer, may consume substantial quantities of grasses in open landscapes. *Eur J Wildl Res* (2013) 59:69-75.

ACEVEDO, P., RUIZ-FONS, F., VICENTE, J., REYES-GARCIA, A.R., ALZAGA, V., GORTÁZAR, C. (2008) Estimating red deer abundance in a wide range of management situations in Mediterranean habitats. *Journal of Zoology* 276, 37-47.

AHNERT (2012): Plan zur Ausübung der Jagd im Nationalpark Eifel für das Jahr 2012 - Kurzfassung. 41 S.

AHNERT, RÖÖS, PETRACK UND HÜBSCHEN (2010): Entwurf Plan zur Ausübung der Jagd im Nationalpark Eifel für das Jahr 2010. 75 S.

AHRENS M. (1984): Untersuchungen zur Reproduktion beim Schwarzwild. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung XIII/1984: 231-243.

ANDO, M., YOKOTA, H. O., & SHIBATA, E. I. (2004). Why do sika deer, *Cervus nippon*, debark trees in summer on Mt. Ohdaigahara, central Japan? *Mammal Study*, 29(1), 73-83

ANSORGE H., GRUNWALD J. UND JESCHKE, D. (1999): Altersstruktur und Reproduktion des Rotwildes (*Cervus elaphus*) in der Sächsischen Schweiz. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung, Bd. 24 (1999): 133-138.

ARNOLD W. (2003): Zur Populationsökologie des Schwarzwildes. *AFZ-Der Wald* 13/2003: 628-629.

Arnold W. (2012): Sauen ohne Ende – was tun? *Weidwerk* 12/2012: 12-15.

BAUBET E., BONENFANT C. AND BRANDT S. (2002): Diet of the wild boar in the French Alps. Wild boar research 2002. A selection and edited papers from the “4th international wild boar symposium”, Lousa, Portugal: 101-113.

BEHRENS & GUSSONE (1908): Wie ist das natürliche Zahlenverhältnis des männlichen und des weiblichen Geschlechts beim Rotwild. *Verhdlg. Hils-Solling Forstver. Jahrg.* 1908.

BERTOUILLE S.B. & DE CROMBRUGGHE S.A. (2002): Fertility of red deer in relation to area, age, body mass, and mandible length. *Z. Jagdwiss.* 48(2002), Supplement, 87-98.

BEVANDA, M. (2008): Räumlich-statistische Analysen der Habitatpräferenzen und Verbreitungsmuster von Paarhufern (*Artiodactyla*) im Pfälzerwald. Diplomarbeit am Lehrstuhl für Tierökologie und Tropenbiologie der Universität Würzburg (Hrsg.); 140 S

BIRKENSTOCK D. & MAILLARD D. (1989): Le régime alimentaire du chevreuil (*Capreolus capreolus*) en forêt acidiphile de moyenne montagne. *B.M. O.NC.* 140: 29-34.

BLANT M. & GAILLARD J.N. (2004): Use of biometric body variables as indicators of roe deer (*Capreolus capreolus*) population density changes. *Game and Wildlife Science*, Vol. 21(1), March 2004: p. 21-40.

BLJV (1012): Information des BLJV zum Thema „Schonzeit der führenden Bachen“ 30.11.12

BOISAUBERT B., MAILLARD D. ET MAIRE M.H. (1985): Etude du régime alimentaire du

Chevreuil en forêt de Haye. XVIIth Congress of the IUGB, Brussels, September 17-21, 1985: 421-430.

BORG K. (1970): On mortality and reproduction of roe deer in Sweden during the period 1948-1969. *Swedish Wildlife* 7: 121-149.

BRAUN-BLANQUET, J (1964): Pflanzensoziologie, Grundzüge der Vegetationskunde. 3. Auflage, Springer-Verlag Berlin, Wien, New York, 865 S.

BRIEDERMANN, L. (1976): Ergebnisse einer Inhaltsanalyse von 665 Wildschweinemägen. *Zoologischer Garten Neue Folge, Jena* 46: 157-185.

BRIEDERMANN, L. (1986): Schwarzwild. Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin, 539 S.

BRIEDERMANN, L. 1971. Zur Reproduktion des Schwarzwildes in der Deutschen Demokratischen Republik. *Beitr. Jagt- und Wildforsch.* 7:169-186.

Campbell, D., Swanson, G.M., Sales, J. (2004) Comparing the precision and cost-effectiveness of faecal pellet group count methods. *Journal of Applied Ecology* 41, 1185-1196.

CELLINA S. (2008): Effects of supplemental feeding on the body condition and reproductive state of wild boar *Sus scrofa* in Luxembourg. Dissertation. PP. 82.

CLUTTON-BROCK, T.H, GUINNESS, F.E., ALBON, S.D. (1982): Red Deer – Behavior and Ecology of Two Sexes. Edinburgh University Press. 378 S.

CHEVRIER T, M. GAREL, M. PELLERIN, C. SAINT-ANDRIEUX, J.-L. HAMANN, J. MICHALLET & F. KLEIN (2015): Suivre les variations de l'abondance relative des populations de cerfs. Fiches techniques ICE-2015 N°3 : Indice Nocturne (IN). Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage (Internetdokument).

CORNELIS J., CASAER J. AND HERMY M. (1999): Impact of season, habitat and research techniques on diet composition of roe deer (*Capreolus capreolus*): a review. *J. Zool. (Lond.)* 248: 195-207.

DEGENHARDT A.; L. BLAŠKO; K. DOBIÁŠ (2010): Die Entwicklung der Naturverjüngung im Landeswald – Ergebnisse aus dem Kontrollzaunverfahren. Aus: Aktuelle Beiträge zur Wildökologie und Jagdwirtschaft in Brandenburg. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band 45, S. 15- 30.

DEXHEIMER, W. & A. WEIß (1995): Biosphärenreservat Pfälzerwald. In: K. H. Erdmann et al. (Hrsg.): Biosphärenreservate in Deutschland. Springer Berlin, Heidelberg, ISBN 3-540-58722-5: 271-299

DIACI, J. & THORMANN, J.-J. (2002): Ein Vergleich verschiedener Lichtmessmethoden in Buchennaturwäldern Sloweniens aus verjüngungsökologischer Sicht. *Swiss Forestry Journal*, 153 (2) S. 39-50.

DRECHSLER, H. (1988): Altersentwicklung und Altersansprache beim Rotwild. Gestalten, Gesichter, Gehabe, Geweihe, Gebisse. Verlag Paul Parey. 133 S.

DZIECIOŁOWSKI, R. (1970): Foods of the Red Deer as determined by rumen samples analyses. *Acta Theriologica*, 15, 89–110.

EBER, C., SANDRINI, J., SPIELBERGER, B., HOHMANN, U. (2012b): Non-invasive genetic approaches for estimation of ungulate population size: a study on roe deer (*Capreolus*

capreolus) based on faeces. *Animal Biodiversity and Conservation*, 35.2: 267-275

EBERT, C. (2011): Non-invasive genetic approaches to estimate ungulate population sizes in the Palatinate Forest, south-west Germany. Doktorarbeit an der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg im Breisgau, 132 S.

EBERT, C.; J. SANDRINI, U. HOHMANN, B. THIELE (2016): Nicht-invasives genetisches Monitoring von Huftieren – ein Überblick am Beispiel des Rotwilds aus drei verschiedenen Untersuchungsgebieten. In A. KÖNIG; U. HOHMANN, C. EBERT & J. MITSCHKE (Hrsg.): *Wildbiologische Forschungsberichte, Schriftenreihe der Vereinigung der Wildbiologen und Jagdwissenschaftler Deutschlands*, Band 2, Verlag Kessel, ISBN 978-3-945941-16-4, 171-178

EBERT, C., KNAUER, F., SPIELBERGER, B., THIELE, B., HOHMANN, U. (2012a): Estimating wild boar (*Sus scrofa* L.) population size faecal DNA and capture-recapture modelling. *Wildlife Biology* 18: 142-152.

EFFORD MG (2004): Density estimation in live-trapping studies. *Oikos* 106, 598-610.

EISENBARTH E. & OPHOVEN E. (2002): *Bewegungsjagd auf Schalenwild: Von der Planung bis zum Streckelegen*. Kosmos-Verlag. 140 S.

ERDMANN, K.-H. (1995): *Biosphärenreservate in Deutschland – Leitlinien für Schutz, Pflege und Entwicklung*. Springer. 377 S.

EHRHART S., LANG J., SIMON O., HOHMANN U., STIER N., NITZE M., HEURICHT M., WOTSCHIKOWSKY U., BURGHARDT F., GERNER J. & SCHRAML U., (2016): *Wildmanagement in deutschen Nationalparks*. Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 180 S.

siehe www.bfn.de/fileadmin/BfN/service/Dokumente/skripten/Skript_434-barrierefrei.pdf

FERNÁNDEZ-LLARIO P., CARRANZA J. AND MATEOS-QUESADA P. (1999): Sex allocation in a polygynous mammal with large litters: the wild boar. *Animal Behaviour* 58: 1079-1084.

FIELITZ U. (1996): Radiocäsium in Wildtieren nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl. *Z. Jagdwiss.* 42 (1996): 264-273.

FOCARDI, S., DE MARINIS, A. M., RIZZOTTO, M., & PUCCI, A. (2001). Comparative evaluation of thermal infrared imaging and spotlighting to survey wildlife. *Wildlife Society Bulletin*, 133-139.

FRANK, A; J. RABE & K. STELMACH (2013): Entmischung durch Wildverbiss und Konsequenzen für den Jagdbetrieb. *AFZ-Der Wald* 22/2013: 9 - 12

FREUDENMACHER I. (2013): *Untersuchungen zur Nahrungspräferenz von Rotwild*. Masterarbeit im Fach Biologie, Universität Koblenz-Landau, Campus Landau.

FURNISS-ROE, T. (2008): Incremental structures and wear patterns of teeth for age assessment of red deer. 131 p.

GAMELON M., BESNARD A., GAILLARD J.-M., SERVANTY S., BAUBET E., BRANDT S. AND GIMENEZ O. (2011): High hunting pressure selects for earlier birth date: wild boar as a case study. *Evolution* 65-11: 3100-3112.

GAREL et al. (2010): Are abundance indices derived from spotlight counts reliable to monitor red deer populations? *Wild. Biol.* 16: 77-84.

GÄRTNER S. (1996): *Populationsentwicklung und -struktur des Rotwildes (Cervus elaphus L.)*

im nordwestlichen Thüringer Wald. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung, Bd. 21 (1996): 51-56.

GÄRTNER S. (1997): Untersuchungen zur Populations- und Konditionsentwicklung des Rotwildes (*Cervus elaphus* L.) im Nationalpark Säsische Schweiz. Z. Jagdwiss. 43(1997): 85-91.

GAUER, J (2006): Forstlicher Standortkartierung, Richtlinien zur Dokumentation bodenkundlicher Punktdaten. SGD-Süd - Außenstelle Forsteinrichtung, Rheinland-Pfalz.

GEBCZYŃSKA Z. (1980): Food of the roe deer and red deer in the Białowieża Primeval Forest. Acta Theriol., 25, 40: 487—500.

GEBERT, C. & VERHEYDEN-TIXIER, H. (2001): Variations of diet composition of Red Deer (*Cervus elaphus*) in Europe Mammal Review, Vol. 31, Nr. 3 ; S. 189-201.

GETHÖFFER F. (2005): Reproduktionsparameter und Saisonalität der Fortpflanzung des Wildschweins (*Sus scrofa*) in drei Untersuchungsgebieten Deutschlands. Dissertation. Tierärztliche Hochschule Hannover: 142 S.

GETHÖFFER F., SODEIKAT G. AND POHLMAYER K. (2007): Reproductive parameters of wild boar (*Sus scrofa*) in three different parts of Germany. Eur J Wildl Res (2007) 53: 287-297.

GRÄBER R., RONNENBERG K., STRAUß E., SIEBERT U., HOHMANN U., SANDRINI J., EBERT E., HETTICH U., FRANKE U. (2016): Vergleichende Analyse verschiedener Methoden zur Erfassung von freilebenden Huftieren. Endbericht Deutsche Bundesstiftung Umwelt, 117 Seiten, Download www.dbu.de/projekt_30413/01_db_2409.html.

GREVE, M. & J. SCHULTZE (2015): Vegetationskundliche Folgeaufnahmen sowie DHP-Belichtungsmessungen von Eichenverbissweisergattern im Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“ 2015(6.3-11-15), Gutachten von „Martin Greve & Johannes Schultze GbR“ im Auftrag der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft, 36 S.

GOEBEL, W., SIMON, O., GILLEN, G. & J. LANG (2003): Wildtiere in ihrem Lebensraum. Lebensraumgutachten und Maßnahmenkonzept Kreis Offenbach.- Ergebnisse, Maßnahmen, Erläuterungen. Hrsg.: Jägervereinigung St. Hubertus Offenbach. Eigenverlag, Offenbach, 84 S.

GUINNESS, F. E.; HALL, M. & COCKERILL, R. A. (1979): Mother-offspring association in red deer (*Cervus elaphus* L.) on Rhum.- Animal Behaviour 27: 536-544.

HAHN N. & EISFELD D. (1998): Diet and habitat use of wild boar (*Sus scrofa*) in SW-Germany. Gibier Faune Sauvage, Game Wildl. Vol. 15 (Hors série Tome 2), 1998: 595-606.

HENNIG R. (2001): Schwarzwild – Biologie, Verhalten, Hege und Jagd. BLV: 271 S.

HENRY V.G. (1968): Fetal Development in European Wild Hogs. *The Journal of Wildlife Management*; Vol. 32, No. 4 (Oct., 1968), pp. 966-970

HEPTNER V.G., NASIMOVIC A.A. UND BANNIKOW A.G. (1966): Die Säugetiere der Sowjetunion. Bd. 1: Paarhufer und Unpaarhufer. Jena. (Zitiert in Wagenknecht 2000)

HOFMANN R.R. (1976): Die Charakterisierung des wiederkäuenden Schalenwildes nach Äsungstypen. Beilage zu DJV-Nachrichten, 2/1976.

HOFMANN RR (1985): Digestive physiology of the deer — their morphophysiological

specialisation and adaptation. In: Drew K, Fennessy P (eds) Biology of Deer Production. Roy Soc New Zeal Bull 22:393–407.

HOFMANN RR (1989): Evolutionary steps of ecophysiological adaptation and diversification of ruminants: a comparative view of their digestive system. Oecologica, March II 1989, Volume 78, Issue 4, 443-457.

HOFMANN, R. & THOMÈ, H. (1983): Wissenschaft und Forschung. Bau und Bedeutung der Milchdrüse sowie der Säugeperiode für die wildlebenden Säugetiere. 1 Teil. Jagd + Hege, Nr. 6, 16-17.

HOHMANN, U.; C. EBERT; D. HUCKSCHLAG; U. HETTICH; J. SANDRINI: (2016): Jagd als Regulierungsinstrument? Untersuchungsbefunde am Beispiel zweier Schwarzwildpopulationen (*Sus scrofa*) in Südwestdeutschland. In A. KÖNIG; U. HOHMANN, C. EBERT & J. MITSCHKE (Hrsg.): Wildbiologische Forschungsberichte, Schriftenreihe der Vereinigung der Wildbiologen und Jagdwissenschaftler Deutschlands, Band 2, Verlag Kessel, ISBN 978-3-945941-16-4, 117-131

HOHMANN, U. & U. HETTICH (in Prep.): Standards für nächtliche Scheinwerferzählungen von Rotwild in waldgeprägten Gebieten. Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft, 16. S.

HOHMANN, U. & D. HUCKSCHLAG (2012): Management von Schalenwildbeständen in Großschutzgebieten am Beispiel des deutschen Teils des Biosphärenreservats „Pfälzerwald-Nordvogesen“. In: G. Niclas & V. Scherfose, Modellprojekte zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung der biologischen Vielfalt in den deutschen Biosphärenreservaten. Naturschutz und Vielfalt Heft 126. Bundesamt für Naturschutz, 175-188

HOHMANN, U. & HUCKSCHLAG, D. (2004): Forschungsbericht – Grenzwertüberschreitende Radiocäsiumkontamination von Wildschweinflisch in Rheinland-Pfalz – Eine Mageninhaltsanalyse erlegter Wildschweine aus dem westlichen Pfälzerwald. Internetdokument der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz, 64 S.

HOHMANN U; D. HUCKSCHLAG (2015): Zwischenberichtsentswurf zum Schalenwild- und Lebensraummonitoring im Bereich der Kernzone „Quellgebiet der Wieslauter“ im Biosphärenreservat Pfälzerwald, Phase I mit Kernzonenbejagung der Jagdjahre 2007/08 – 2012/13), FAWF unveröffentlicht, Trippstadt 395 S

HOHMANN, U. (2013): Wie erobert Rotwild neue Lebensräume? AFZ-Der Wald 6/2013, 20-21

HOHMANN, U.; RAHLFS M.; EBERT C. (2011): Die Rotwildzählung. Öko Jagd August 11, 55-56.

HØYE, T.T. (2006): Age determination in roe deer – a new approach to tooth wear evaluated on known age individuals. Acta Theologica 51, 2: 205-214.

IFF, U. (1976): Zahnentwicklung und Altersbestimmung beim Schwarzwild. Schweiz. Jagdztg. 9, 5 Seiten

JACKSON J. (1980): The annual diet of the Roe deer (*Capreolus capreolus*) in the New Forest, Hampshire, as determined by rumen content analysis. J Zool (Lond) 192: 71-83.

JOCHUM, M. & S. ASAM (2009): Zur landesweiten Verbiss- und Schälsituation in Rheinland-Pfalz. Ergebnisse der waldbaulichen Gutachten des Erhebungsjahrs 2008. Interner Bericht Landesforsten Rheinland-Pfalz, 20 S.

KALNINS A.J. (1950): Jagd und Jagdwirtschaft in der Lettischen SSR. Riga. (Zitiert in Wagenknecht 2000)

KIFFNER, C., ROSSIGER, E., TRISL, O., SCHULZ, R., & RÜHE, F. (2008). Probability of recent bark stripping damage by red deer (*Cervus elaphus*) on Norway spruce (*Picea abies*) in a low mountain range in Germany—a preliminary analysis. *Silva Fennica*, 42(1), 125-134.

KRAMER, H. & A. AKÇA (1995): Leitfaden zur Waldmeßlehre. J.D. Sauerländer's Verlag Frankfurt a. M., 3. Aufl., 266 S

KRÖNING F. & VORREYER F. (1957): Untersuchungen über Vermehrungsraten und Körpergewichte beim weiblichen Rotwild.: 145-153.

KÜHNE C., BARTSCH N. (2005) Samenproduktion und Entwicklung von Naturverjüngungspflanzen der Stieleiche (*Quercus robur* L.) in Auenwäldern am Oberrhein. *Forstarchiv* 76, 16-22.

KÜHNE C., BARTSCH N. (2006): Verjüngung der Stieleiche am Oberrhein zwischen Karlsruhe und Speyer. *WSG Baden-Württemberg* 10, 75-84.

KUIJPER, D. P., CROMSIGT, J. P., JĘDRZEJEWSKA, B., MIŚCICKI, S., CHURSKI, M., JĘDRZEJEWSKI, W., & KWECZLICH, I. (2010). Bottom-up versus top-down control of tree regeneration in the Białowieża Primeval Forest, Poland. *Journal of Ecology*, 98(4), 888-899.

KURT, F. (1970): Rehwild. BLV Jagdbiologie: 174 S.

LANGE, D.; I. FREUDENMACHER, U. SCHMIDT, A. MÜLLER, D. WALTER, I. EIDEMÜLLER, E. WILL (2015): Nahrungsspektrum von Rotwild im Pfälzerwald. Verschiedene Gutachten der AG Ökosystemanalyse Campus Landau Universität Koblenz-Landau.

LEBLANC, S.; CHEN, J.; FERNANDES, R.; DEERING, D. & CONLEY, A. (2005): Methodology comparison for canopy structure parameters extraction from digital hemispherical photography in boreal forests. *Agricultural and Forest Meteorology* 129, S. 187 - 207.

LICOPPE A., C. GAHIDE, C. MALENGREAU (2013): The difficulty of implementing the spotlight counts of red deer as abundance indicator. Presentation during the Congress 2013 of the International Union of Game Biologists, Brussels, Belgium (http://www.iugb2013.org/docs/O.TL.37_Licoppe.pdf)

LICOPPE, A. M. & DE CROMBRUGGHE, S. A. (2003) : Assessment of spring habitat selection of red deer (*Cervus elaphus* L.) based on census data. *Z. Jagdwiss.*, 49: 1-13

LIEFFERS, V. J.; MESSIER, C.; STADT, K. J.; GENDRON, F. & COMEAU, P. G. (1999): Predicting and managing light in the understory of boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research* 29, S. 796 - 811.

LINDEROTH P., PEGEL M., ELLIGER A., LIEBL T. UND SEITLER S. (2010): Schwarzwildprojekt Böblingen – Studie zum Reproduktionsstatus, zur Ernährung und zum jagdlichen Management einer Schwarzwildpopulation. *Wildforschung in Baden-Württemberg* Band 8: 159 S.

LÜPKE, B. v. (2007): Einfluss unterschiedlicher Hiebsformen auf die Naturverjüngung eines Traubeneichen-Buchen-Mischbestandes. In: Struktur- und Genehmigungsdirektion Süd Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz (Hg.): *Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz*, Nr. 63/07.

S. 25 - 56.

LÜPKE, B. V.; HAUSKELLER-BULLERJAHN, K. (1997) Wachstum junger Eichen unter Schirm. Deutscher Verband forstlicher Forschungsanstalten, Sektion Waldbau, Jahrestagung 1996 in Schopfheim-Wiechs, 79-90.

MAILLARD D. (1987): L'alimentation automnale et hivernale du chevreuil par l'analyse des contenus stomacaux. B.M. O.N.C. 109: 23-26.

MAINBERGER, E. (1987): Der Wald. In: M. Geiger; G. Preuß & K.-H. Rothenberger (Hrsg.): Der Pfälzerwald – Porträt einer Landschaft. Verlag Pfälzische Landeskunde Landau i. d. Pfalz, 101-126.

MARTYS, M. (1982): Gehegebeobachtungen zur Geburts- und Reproduktionsbiologie des europäischen Wildschweines (*Sus scrofa* L.). Z. Säugetierkunde 47: 100-113.

MASSEI G., GENOV P. AND STAINES B.W. (1996): Diet, food availability and reproduction of wild boar in a Mediterranean coastal area. Acta Theriologica 41: 307-320.

MATSCHKE (1967): Aging European Wild Hogs by Dentition. Journal of Wildlife Management, Vol. 31, No. 1, January 1967. S. 109-113.

MATSCHKE, G.H. 1964. The influence of oak mast on European wild hog reproduction. Trans. Annu. Conf. S. E. Assoc. Game Fish Comm.. 18:35-39.

MAUGET, R. (1982): Seasonality of reproduction in the wild boar. In: Foxcroft, G.R. & Cole D.J.A.(ed): Control of pig reproduction. London: Butterworths: 509-526

MAUGET, R. 1980. Régulations écologiques, comportementales et physiologiques de l'adaptation du sanglier au milieu. Thèse Doct. Etat, Univ.Tours.

MEYNHARDT, H. (1989): Schwarzwild-Bibliothek_1, Biologie und Verhalten.

MINISTERIUM FÜR UMWELT, FORSTEN UND VERBRAUCHERSCHUTZ RHEINLAND-PFALZ (2011): Erhebungsanleitung, Grundsätze zur Erhebung von Verbiss- und Schälschäden als Grundlage einer forstbehördlichen Stellungnahme zum Einfluss des Schalenwildes auf das waldbauliche Betriebsziel (Stellungnahme gemäß § 31 Abs. 7 LJG), Internetdokument: http://www.jagd-ww.de/fileadmin/user_upload/Daten/PDF/Wissenswertes/Waldbauliches_Gutachten/WBG_2011_Erhebungsanleitung.pdf

MOWAT, G. & STROBECK, C. (2000): Estimating population size of grizzly bears using hair capture, DNA profiling, and mark-recapture analysis. The Journal of wildlife management, 183-193

MÜLLER D.G. (2002): Fertilitätsuntersuchung am Schwarzwild (*Sus scrofa* L.) in Baden-Württemberg. Diplomarbeit. Albert-Ludwigs-Universität Freiburg: 71 S.

NATIONALPARK EIFEL (2012): Leistungsbericht 2012, 86 S. (Internet-Dokument recherchiert am 4.3.2014: http://www.nationalpark-eifel.de/data/inhalt/LB12_Layoutversion_1378215130.pdf)

NATURPARK PFÄLZERWALD (2013): Bericht zur zweiten periodischen Überprüfung des Biosphärenreservats Pfälzerwald als deutscher Teil des Biosphärenreservats Pfälzerwald-Nordvogesen. Berichtersteller Verein Naturpark „Pfälzerwald“ e. V., 59 S.(Internetdokument http://www.pfaelzerwald.de/Evaluierungsbericht_BR_Pf%C3%A4lzerwald-

Nordvogesen_Endfassung.pdf)

NEEF J. (2009): Untersuchungen zur Reproduktionsdynamik beim mitteleuropäischen Wildschwein. Dissertation: 110 S.

PETERS, S. (2010): Results and evaluation of different methods of faecal pellet group counts to estimate red deer winter distribution in the Palatinate Forest. Bachelorarbeit Universität Freiburg, 41 S.

PETERS, S., M. BEVANDA, U. HOHMANN (2011): Rotwildverteilung im Winter - Erfassungsprobleme und Lösungsvorschlag bei geringer Dichte. In: Kinser, A.; Münchhausen, H. Frhr. v. & Reddemann, J. (Hrsg): Der Hirsch und der Wald – Von einem abgeschobenen Flüchtling und seinem ungeliebten Exil; Tagungsband zum 5. Rotwildsymposium der Deutschen Wildtier Stiftung vom 1. bis 3. Dezember 2010 im Deutschen Jagd- und Fischereimuseum München. Deutsche Wildtier Stiftung & Bayerischer Jagdverband e.V., ISBN 978-3-936802-11-5

PETRACK, M. (2008): Beobachtungen im Revier: Hinweise und Empfehlungen für die Praxis. Landesbetrieb Wald und Holz Nordrhein-Westfalen, Forschungsstelle für Jagdkunde und Wildschadenverhütung des Landes Nordrhein-Westfalen, Bonn: 37 S.

PETRACK, M. (2010): Wie wichtig sind führende Stücke für Kälber und Kitze? Rheinisch-Westfälischer Jäger 7/2010: S. 7-9.

PICARD J.F., MAILLARD D. ET OLEFFE P. (1986): Comparaison du régime alimentaire de deux populations de Chevreuils (*Capreolus capreolus*) au moyen de l'analyse des contenus stomacaux. 18e congrès IUFRO, Ljubljana, 7-21/09/1986: 543-554.

PICARD J.F., OLEFFE P. AND BOISAUBERT B. (1991): Influence of oak mast on feeding behaviour of red deer (*Cervus elaphus* L.). Ann. For. Sci. 48(1991): 547-559.

PROGULSKE, D.R. & DUERRE, D.C. (1964): Factors influencing spotlighting counts of deer. - Journal of Wildlife Management 28: 27-34.

RAIMER, F (1998): Aufnahmeanweisung zum systematischen Kontrollzaunverfahren – NLP Harz. Methode zur Zustandserfassung der aktuellen Waldentwicklung. Nationalparkverwaltung Harz, 37444 St. Andreasberg.

RAIMER, F (2004): Monitoring-Verfahren zur Waldentwicklung und der Einfluss des Schalenwildes im Nationalpark Harz. Forst u. Holz 59 Nr. 7, 331-335.

REIF, A., & GÄRTNER, S. (2007). Die natürliche Verjüngung der laubabwerfenden Eichenarten Stieleiche (*Quercus robur* L.) und Traubeneiche (*Quercus petraea* Liebl.)—eine Literaturstudie mit besonderer Berücksichtigung der Waldweide. Waldökologie online, 5, 79-116.

REIMOSER, F. (1999). Hinweise zum richtigen Gebrauch von Verbisskennzahlen| Guidance on the Correct Use of Browsing Indicators. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen, 150(5), 184-186.

REIMOSER, F., & GOSSOW, H. (1996). Impact of ungulates on forest vegetation and its dependence on the silvicultural system. Forest ecology and Management, 88(1), 107-119.

REIMOSER, F., ARMSTRONG, H., & SUCHANT, R. (1999). Measuring forest damage of ungulates: what should be considered. Forest Ecology and Management, 120(1), 47-58.

REIMOSER, F.; SUCHANT, R. (1992): Systematische Kontrollzäune zur Feststellung des Wildeinflusses auf die Waldvegetation. Allg. Forst- u. J.-Ztg. 163/2, S. 27-31.

REIMOSER, S., PARTL, E., REIMOSER, F., & VOSPERNIK, S. (2009). Roe-deer habitat suitability and predisposition of forest to browsing damage in its dependence on forest growth—Model sensitivity in an alpine forest region. *Ecological Modelling*, 220(18), 2231-2243.

RINEY (1955): Evaluating condition of free-ranging red deer (*Cervus elaphus*), with special reference to New Zealand. *N Z J Sci Technol* 36: 430-463.

Rohmeder (1972): Das Saatgut in der Forstwirtschaft. Verlag Parey, 273 S.

ROYLE JA, YOUNG KV (2008): A hierarchical model for spatial capture–recapture data. *Ecology* 89, 2281–2289.

RÜHE, F (unveröffentlicht): Effizienz von Jagdarten auf Rotwild im Harz. Vortrag vor der Nationalparkverwaltung Harz am 12.02.2015 in Oderhaus/Harz.

SCHLEY L. & ROPER T.J. (2003): Diet of wild boar *Sus scrofa* in western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops. *Mammal Review* 33: 43-56.

SERVANTY S. (2007a): Dynamique d`une population chasse de sangliers (*Sus scrofa scrofa*) en milieu forestier. These. Université Claude Bernard – Lyon 1: 240 pp.

SERVANTY S., GAILLARD J.-M., ALLAINÉ D., BRANDT S. AND BAUBET E. (2007b): Litter size and fetal sex ratio adjustment in a highly polytocous species: the wild boar. *Behavioral Ecology*, DOI 10.1093/beheco/arl099, Advance Access publication 6 January 2007: 427-432.

SERVANTY S., GAILLARD J.-M., TOIGO C. BRANDT S. AND E. Baubet (2009), Pulsed resources and climate-induced variation in the reproductive traits of wild boar under high hunting pressure. *Journal of Animal Ecology*, 78: 1278–1290. doi: 10.1111/j.1365-2656.2009.01579.x

SIMARD, M. A., DUSSAULT, C., HUOT, J. AND CÔTÉ, S. D. (2013), Is hunting an effective tool to control overabundant deer? A test using an experimental approach. *The Journal of Wildlife Management*, 77: 254–269. DOI: 10.1002/jwmg.477

SIMARD, M. A., DUSSAULT, C., HUOT, J. UND CÔTÉ, S. D. (2013), Is hunting an effective tool to control overabundant deer? A test using an experimental approach. *The Journal of Wildlife Management*, 77: 254–269.

SIMON O. & C. KOTREMB (2016): Lebensraumgutachten Rotwild in der Hegegemeinschaft Pfälzerwald-Süd KdöR - Lebensraumanalyse und Maßnahmenempfehlungen 2014/2015. Unveröffentlichtes Gutachten. Auftraggeber Rotwildhegegemeinschaft „Pfälzerwald-Süd“; 70 S.

SIMON O. & W. GOEBEL (2007): Wildökologisch, waldstrukturelle Kartierung von Waldflächen hinsichtlich ihrer Eignung als Äsungs- und Einstandsflächen für Rotwild am Beispiel zweier Forstdistrikte im Pfälzerwald und abschließender Beurteilung der Eignungsherleitung bei alleiniger Berücksichtigung von Forsteinrichtungsdaten (und anderer digitalen Geodaten). Unveröffentlichtes Gutachten des Instituts für Tierökologie und Naturbildung im Auftrag FAWF, 2007, 71 S.

SIMON, O. & W. GOEBEL (2014): Gehölzverjüngung unter Wildeinfluss in naturnahen Wäldern. *AFZ-Der Wald* 1/2014: 10 – 12.

SIMON, O., W. GOEBEL, & C. KOTREMBÄ (2016): Dokumentation und Evaluierung der Vegetationsentwicklung am „Ostufer der Müritz“ (Müritz-Nationalpark) auf der Grundlage vorhandener Gutachten, Daten und Luftbilder“. Gutachten des Institut für Tierökologie und Naturbildung im Auftrag des Nationalparks Müritz, 78 S.

SIMON, O., LANG, J. & M. PETRAK, M. (2008): Rotwild in der Eifel – Lösungen für die Praxis aus dem Pilotprojekt Monschau-Elsenborn. Forschungsstelle für Jagdkunde und Wildschadenverhütung, Landesbetrieb Wald und Holz Nordrhein-Westfalen. Lutra Verlag, Klitten: 204 S.

SIMON, O., LANG, J., & PETRAK, M. (2008). Rotwild in der Eifel: Lösungen für die Praxis aus dem Pilotprojekt Monschau-Elsenborn. Lutra. 203 S.

SIMON, O. & J. LANG (2009): Scheinwerferzählungen zur Bestandserfassung von Rotwild: Welche Ergebnisse liefert die Methode? In: Münchhausen, H. Frhr. v., Kinser, A. & S. Herzog: „Jagdfrei für den Rothirsch – Strategien zur Verringerung des Jagddrucks. Tagungsband zum 4. Rotwildsymposium der Dt. Wildtier Stiftung am 29. und 30.08.2008 in Döllnsee-Schorfheide: 228-233.

SMART, J.C.R., WARD, A., WHITE, P.C.L. (2004) Monitoring woodland deer populations in the UK: an imprecise science. *Mammal Review* 34, 99-114.

STAINES B.W., CRISP J. M. AND PARISH T. (1982): Differences in the Quality of Food Eaten by Red Deer (*Cervus elaphus*) Stags and Hinds in Winter. *Journal of Applied Ecology* Vol. 19, No. 1 (Apr., 1982), pp. 65-77.

STEIN, R. (2000): Eine Waldlandschaft wird zur internationalen Modellregion. *Nationalpark* 4/2000: 68-71.

STOLZ T.J. (2004): Status der Fertilität von Schwarzwild. Diplomarbeit. Ludwig-Maximilian-Universität München: 75 S.

STORMS, D.; AUBRY P., HAMANN, J.-L., SAID, S., FRITZ, H.; SAINT-ANDRIEUX, CH. & KLEIN, F. (2008): Seasonal variation in diet composition and similarity of sympatric red and roe deer. *Wildlife Biology* 14(2): 237-250.

STORMS, D.; SAID, S.; FRITZ, H.; HAMANN, J.-L.; SAINT-ANDRIEUX, CH. & KLEIN, F. (2006): Influence of hurricane Lothar on red and roe deer winter diests in the Northern Vosges, France. *Forest Ecology and Management*, 237: 164-169.

STRIEPEN, K (2012): Wildbestandsregulierung im Nationalpark Eifel - Monitoring 2012 Hetzingen. Gutachten von Ökologische Studien - Fachbüro für vegetationskundliche Forschung und Naturschutzplanung im Auftrag der Nationalparkverwaltung Eifel, 49 S.

Stubbe (2001): Vom Frischling zum Hauptschwein. *Wildbiologische Erkenntnisse*. In: Dt. Landwirtschaftsverlag (Hrsg.): *Schwarzwild. Unsere Jagd. Special*. S. 22-27.

STUBBE (2006): Frischling, Überläufer oder grobe Sau? *Unsere Jagd* 9/2006. S. 29-32.

STUBBE CH. (1997): *Rehwild – Biologie, Ökologie, Bewirtschaftung*. 4. Auflage. Parey Verlag: 568 S.

STUBBE CH. (2000): Weit gefehlt. *Wild und Hund* (2000)5: 2 S.

STUBBE W. & STUBBE M. (1977): Vergleichende Beiträge zur Reproduktions- und Geburtsbiologie von Wild- und Hausschwein. *Beitr. Jagd- u. Wildforschung*, X: 153-179.

- TIOLI S.; CAGNACCI F.; STRADIOTTO A.; RIZZOLI A. (2009): Edge effect in density estimates of a radiotracked population of yellow-necked mice. *Journal of Wildlife Management* 73: 184-190
- TIXIER H. & DUNCAN P. (1996): Are European roe deer browsers? A review of variations in the composition of their diets. *Revue d'Ecologie (Terre & Vie)* 51: 3-17.
- TOIGO C., SERVANTY S., GAILLARD J.-M., BRANDT S. AND BAUBET E. (2008): Disentangling natural from hunting mortality in an intensively hunted wild boar population. *The Journal of Wildlife Management* 72(7): 1532-1539.
- TOTTEWITZ, F.; STUBBE, C.; AHRENS, M.; DOBIAS, K.; GORETZKI, J.; & PAUSTIAN, K. H. (1996): Die Losungszählung als Methode der Bestandsschätzung von wiederkäuenden Schalenwildarten. *Zeitschrift für Jagdwissenschaften*, 42(2), 111–122.
- TRISL, O. (1998): Untersuchungen zur Entwicklung eines optimalen Stichprobenverfahrens für die langfristige Beobachtung der Schälschadenssituation. Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades. Hainholz Verlag Göttingen, Braunschweig, 230 S.
- TSAPARIS, D., KATSANEVAKIS, S., NTOLOKA, E., LEGAKIS, A. (2009) Estimating dung decay rates of roe deers (*Caprolus capreolus*) in different habitat types of a Mediterranean ecosystem: an information theory approach. *European Journal of Wildlife Research* 55, 167-172.
- VALENTINCIC S. I. (1958): Beitrag zur Kenntnis der Reproduktionserscheinungen beim Rotwild. *Z. f. Jagdw.*, 4(3): 105-130 S.
- VALIÈRE, N.; BONENFANT, C.; TOIGO, C.; LUIKART G.; GAILLARD J.M; KLEIN F. (2006): Importance of a pilot study for non-invasive genetic sampling: genotyping errors and population size estimation in red deer. *Conservation Genetics* 8: 69-78
- VERHEYDEN, H., BALLON, P., BERNARD, V., & SAINT ANDRIEUX, CH. (2006). Variations in bark-stripping by red deer *Cervus elaphus* across Europe. *Mammal Review*, 36(3), 217-234.
- VON RAESFELD (2003): *Das Rotwild*. Kosmos: 416 S.
- VOSPERNIK, S. (2006). Probability of bark stripping damage by red deer (*Cervus elaphus*) in Austria. *Silva Fennica*, 40(4), 589 -601.
- WAGENKNECHT (2000): *Rotwild*. 5. Auflage. Nimrod-Verlag: 584 S.
- WAGNER C., TUMA M., NITZE M. UND ANSORGE H. (2011): Altersstruktur und Kondition des Schalenwildes im Wolfsgebiet der Oberlausitz – die ersten Ergebnisse. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung*, Bd. 36(2011): 129-133.
- WEIß. A (1993): *Pflege- und Entwicklungsplan Naturpark Pfälzerwald*. Verein Naturpark Pfälzerwald e. V. (Hrsg), Bad Drückheim.
- WILBERG M.J.; DREHER B.P. (2004): Genecap: a program for analysis of multilocus genotype data for non-invasive sampling and capture-recapture population estimation. *Molecular Exology Resources* 4: 783-785.
- WINKELMAYER (2000): Wie lange ist eine „führende Bache“ führend?. *Weidwerk* 3/2000: 16-17.
- WÖLFEL H. (1999): *Turbo-Reh und Öko-Hirsch: Tierisches & Menschliches*. Graz: Stocker, 1999. 200 S.

WÖLFEL H. (2003): Bewegungsjagden: Planung, Auswertung, Hundewesen. Leopold Stocker Verlag, Graz-Stuttgart. 190 S.

WÖLFEL, H. (1983): Zur Jugendentwicklung, Mutter-Kind-Bindung und Feindvermeidung beim Rothirsch (*Cervus elaphus*), Teil I + II. Z. Jagdwiss. 29: 143-162 und 197-213.

WÖLFEL, H. (1989): Leittiere schießen – und das Alttier vor dem Kalb? Niedersächsische Jäger 22: 1376-1377.

WOTSCHIKOWSKY, U & M. KERN (2004): Verbreitung des Rothirsches i Deutschland. In: Ein Leitbild für den Umgang mit dem Rothirsch in Deutschland; Deutsche Wildtierstiftung (Hrsg.), Tagungsband zum 2. Rotwildsymposium, Bonn.

ZEILER H. (2005): Rotwild in den Bergen. Österreichischer Jagd- und Fischerei-Verlag: 381 S.

8 Anhang

8.1 Untersuchungsgebiet

Abbildung 75: Legende zur Topographischen Karte 1 : 100.000 in Abbildung 4 (Quelle Landesvermessungamt www.verm.kv.service24.rlp.de/opendat/DTK100_Legende.png).

Zeichenerklärung					
Siedlung		Verkehr		Gewässer	
TRIER	Name einer Stadt		Autobahn / im Bau		Meer / Watt mit Lahnungen
EUREN	Name eines Stadtteils		Bundesstraße mit / ohne Fahrbahntrennung		Fluss mit Fließrichtungspfeil / Bühnen / Wehr
Aach	Name einer Gemeinde		Staats-, Landesstraße mit / ohne Fahrbahntrennung		Bach mit Flutschleuse
Hof Hau	Name eines Gemeindeteils		Kreis-, Gemeindestraße mit / ohne Fahrbahntrennung		Fluss / nicht ständig wasserführend
MITTE	Name eines Stadtbezirks		Wirtschaftsweg		See mit Staudamm 32 Wasserpegelhöhe 32 tiefster Punkt im See
	Die Schriftgröße der Ortsnamen richtet sich nach der Einwohnerzahl.		Fußweg / Klettersteig, Wattenweg		Ufermauer Mole Anlegestelle Schiffahrtslinie, Fähre
	Siedlungsfläche: geschlossene / offene Bebauung		Tunnel		Leuchtturm
	Industrie- und Gewerbefläche		Brücke > 500 m		Kanal mit Schiffshebewerk, Schleuse / Sicherheitstor
	Gebäude / Hochhaus		Überführungen: Straße / Eisenbahn / Weg	Relief	
	Kirche / Kapelle / Friedhof		Autobahnnummer / Autobahnanschlussstelle		Höhenlinien im Gelände / im Flachland im Gewässer
	Gewächshaus		Europa- / Bundesstraßennummer		Zähllinie 100 m
	Schloss, Burg / Ruine		Staats-, Landesstraßennummer		Hauptlinie 20 m
	Turm / Aussichtsturm		Eisenbahn / im Bau		1. Hilfslinie 10 m
	Historischer Wall		Bahnhof mit Anschlussgleis / Haltepunkt		2. Hilfslinie 5 m
	Archäologische Fundstätte		Schmalspur-, Zahnrad-, Standseil-, Magnet-schwebebahn		Geländekante / Böschung
	Denkmal		Personenseilbahn		Damm, Deich nicht befahrbar
	Sportanlage / Campingplatz		Sessellift		Höhenpunkt mit Höhenangabe / Feilen
	Sprungschanze		Segelflugplatz / Raststätte	Grenzen	
	Bergbau		Vegetation		Staatsgrenze
	Steinbruch, Tagebau / Torfstich		Wald		Landesgrenze
	Kraftwerk / Hochspannungsleitung mit Mast		Gartenland		Regierungsbezirksgrenze
	Kühlturm		Obstplantage, Baumschule		Landkreisgrenze, Grenze einer kreisfreien Stadt
	Windkraftanlage		Hopfen / Wein		Nationalparkgrenze, Biosphärenreservatsgrenze
	Sendeturm / Radioteleskop		Heide / Moor		Naturschutzgebietsgrenze, Grenze einer Schutzzone im Nationalpark oder Biosphärenreservat
	Sende-, Antennenmast		Sumpf / Nasser Boden		Truppenübungsplatz-, Standortübungsplatzgrenze
	Wasserturm		Sand, Sandbank / Steine, Schotter, Geröll		
	Kläranlage mit Absetzbecken				



Abbildung 76: Lage bestimmter im Text verwendeter Ortsbezeichnungen im Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“.

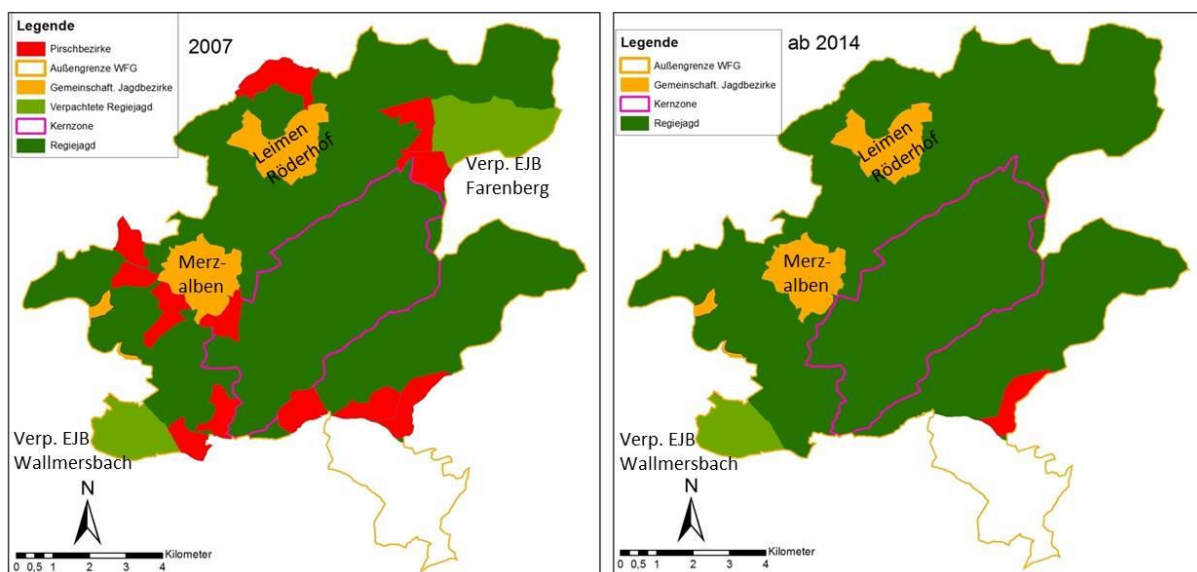


Abbildung 77: Räumliche Verteilung der verschiedenen Jagdbezirke. Die nicht-verpachteten staatlichen Eigenjagdbezirke sind hier als Regiejagd zusammenfasst worden (zur Lage siehe dazu Abbildung 7, Seite 21).

8.2 Jagd- und Streckenerfassungen

8.2.1 Jagdstrecken

Tabelle 15: Zusammensetzung der Rotwildstrecke im Wildforschungsgebiet 2007-2015.

Rotwild	Alttier	Schmaltier	Wildkalb	Hirschkalb	Hirsch Klasse III / Spießer	Hirsch Klasse II	Hirsch Klasse I	Gesamt	m	w	Geschlechterverhältnis
2007	26	19	24	12	32	2	1	116	47	69	1,5
2008	32	19	18	19	32	2	2	124	55	69	1,3
2009	16	23	20	8	28	3	0	98	39	59	1,5
2010	23	13	23	20	24	1	0	104	45	59	1,3
2011	11	22	11	17	38	0	0	99	55	44	0,8
2012	23	22	29	11	28	0	0	113	39	74	1,9
2013	23	12	10	21	20	1	0	87	42	45	1,1
2014	17	12	15	11	16	0	0	71	27	44	1,6
2015	13	14	21	13	29	1	0	91	43	48	1,1

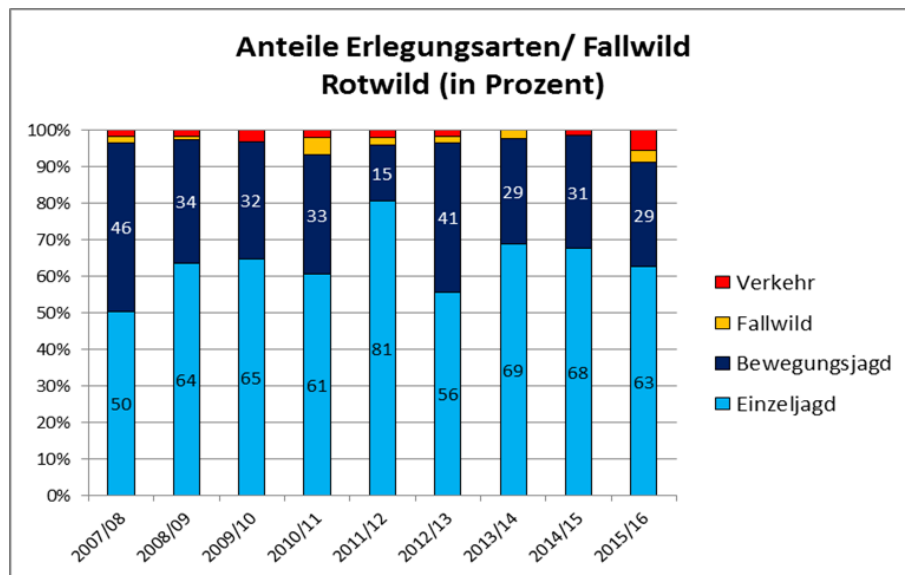


Abbildung 78: Anteile der Erlegungsarten sowie Fallwildanteile an der jährlichen Rotwildstrecke der Jagdjahre 2007 bis 2015 im Wildforschungsgebiet.

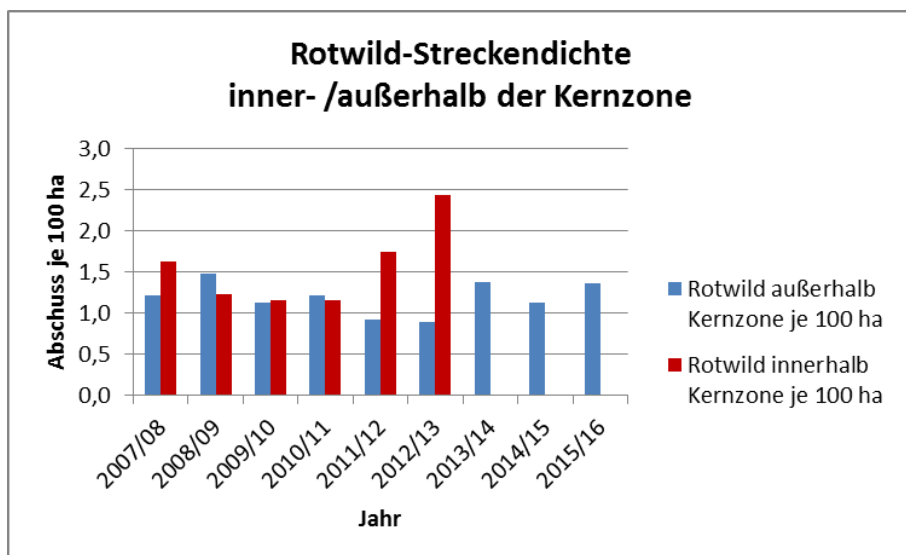


Abbildung 79: Rotwild-Streckendichten je 100 ha Jagdfläche inner- und außerhalb der Kernzone in den Jagdjahren 2007 bis 2015

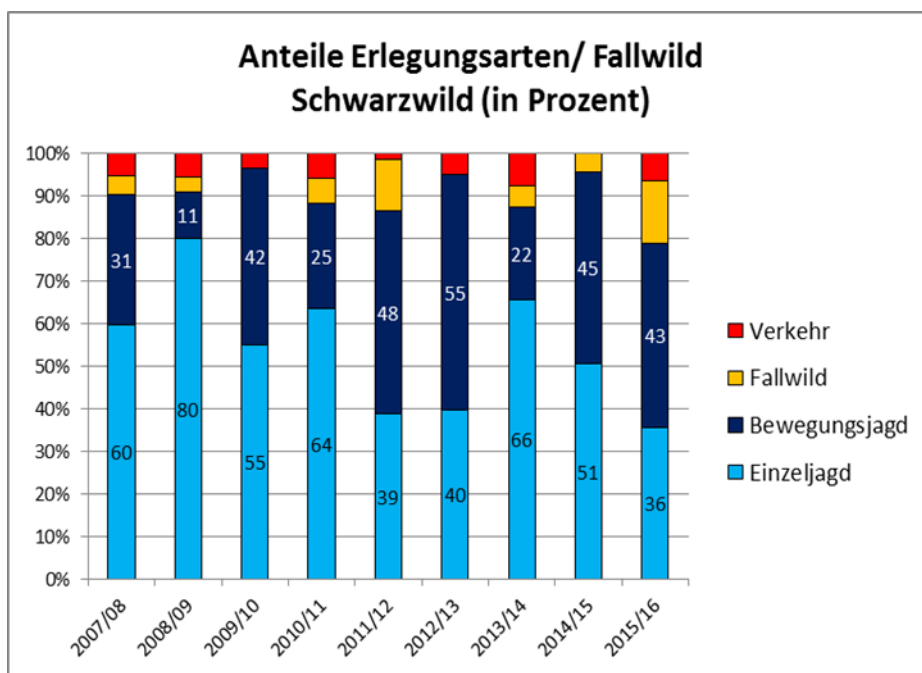


Abbildung 80: Anteile der Erlegungsarten sowie Fallwildanteile an der jährlichen Schwarzwildstrecke der Jagdjahre 2007 bis 2015 im Wildforschungsgebiet.

Tabelle 16: Zusammensetzung der Schwarzwildstrecke im Wildforschungsgebiet 2007-2015.

Schwarzwild	Bache	Überläufer w	Frischling w	Keiler	Überläufer m	Frischling m	n.e.	Gesamt	m	w	Geschlechterverhältnis
2007	29	59	73	29	68	92	1	351	189	161	0,9
2008	34	88	40	15	93	47	0	317	155	162	1,0
2009	10	14	3	9	15	8	1	60	32	27	0,8
2010	13	25	18	16	34	30	2	138	80	56	0,7
2011	9	15	7	4	20	11	1	67	35	31	0,9
2012	12	28	42	23	30	44	0	179	97	82	0,8
2013	7	29	15	12	46	11	0	120	69	51	0,7
2014	15	12	5	11	24	4	0	71	39	32	0,8
2015	18	22	23	14	18	28	0	123	60	63	1,1

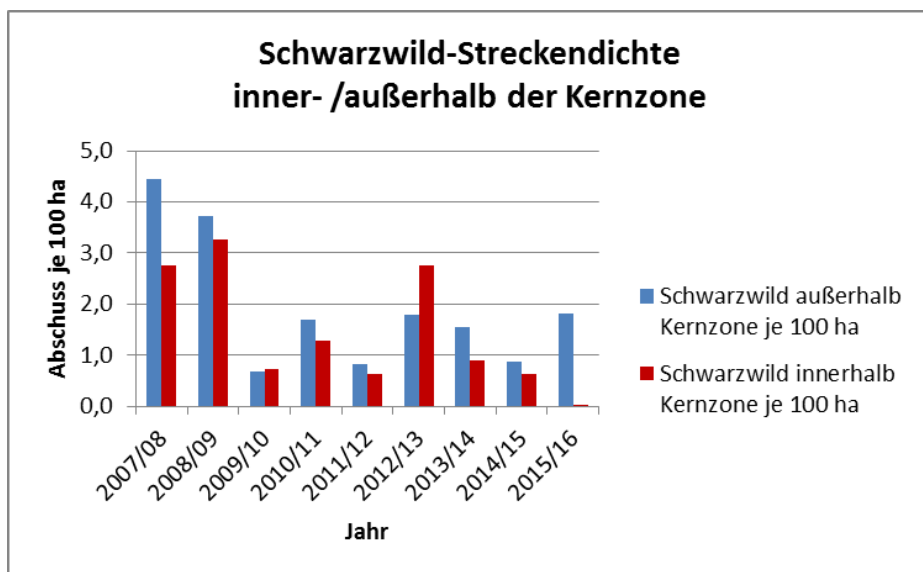


Abbildung 81: Schwarzwild-Streckendichten je 100 ha Jagdfläche inner- und außerhalb der Kernzone in den Jagdjahren 2007 bis 2015

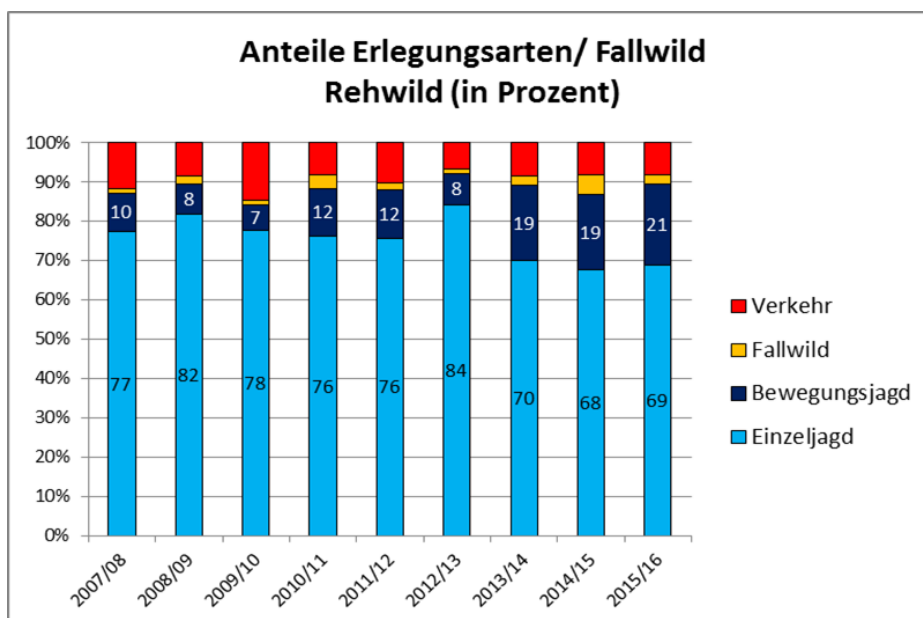


Abbildung 82: Anteile der Erlegungsarten sowie Fallwildanteile an der jährlichen Rehwildstrecke der Jagdjahre 2007 bis 2015 im Wildforschungsgebiet.

Tabelle 17: Zusammensetzung der Rehwildstrecke im Wildforschungsgebiet 2007-2015 nach Forstamtsangaben.

Rehwild	Ricke	Schmalreh	Rickenkitz	Bock/ Jährling	Bockkitz	Gesamt	m	w	Geschlechterverhältnis
2007	33	41	24	88	19	205	107	98	0,9
2008	58	32	23	96	17	226	113	113	1,0
2009	28	22	17	75	12	154	87	67	0,8
2010	40	29	23	102	14	208	116	92	0,8
2011	38	29	23	90	15	195	105	90	0,9
2012	38	29	18	106	17	208	123	85	0,7
2013	35	34	12	87	9	177	96	81	0,8
2014	18	14	15	63	11	121	74	47	0,6
2015	40	19	24	59	28	170	87	83	1,0

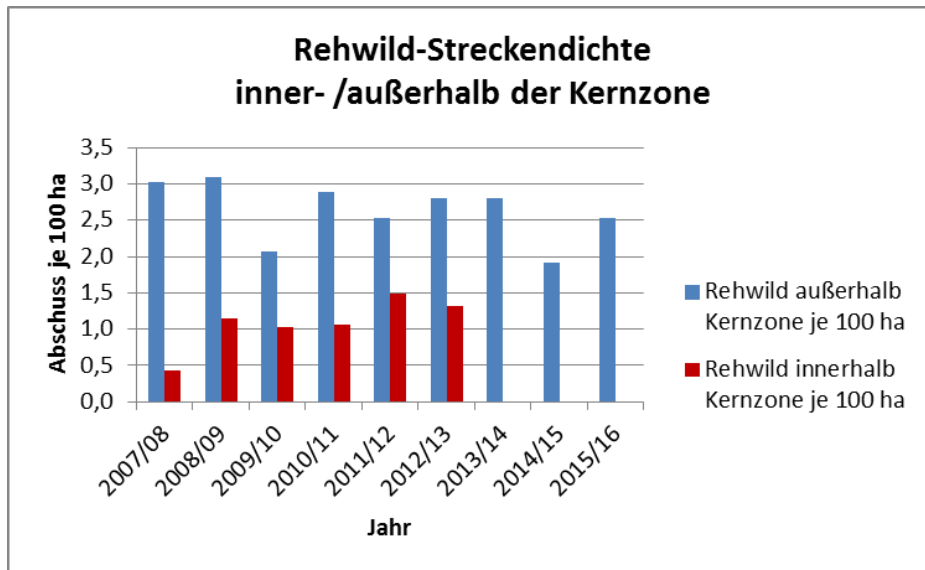


Abbildung 83: Rehwild-Streckendichten je 100 ha Jagdfläche inner- und außerhalb der Kernzone in den Jagdjahren 2007 bis 2015

Tabelle 18: Ansitzdichte in Pirschbezirken und in der unverpachteten Regiejagd von 2007 bis 2012.

Ansitze je 100 ha							
	2007	2008	2009	2010	2011	2012	Mittelwert
Pirschbezirke	67	66	50	50	46	43	53
unverpachtete Regiejagd	28	27	26	26	26	21	25

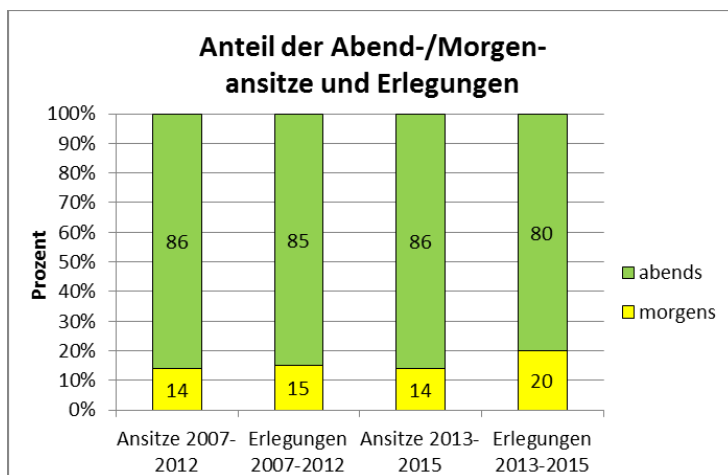


Abbildung 84: Durchschnittlicher Anteil der Morgen- und Abendansitze von 2007 bis 2012 und 2013-2015 (vor und nach Einführung der Jagdruhe in der Kernzone).

Tabelle 19: Rotwild-Gesamtstrecke und Streckendichte im Wildforschungsgebiet (WFG) und im Wildforschungsgebiet inkl. der angrenzenden Jagdbezirke (Farenberg, Leimen/Röderhof und Merzalben, zur Lage siehe Abbildung 8, Seite 22).

	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
WFG (ca. 9000 ha)	124	99	104	100	113	87	71	71
Strecke je 100 ha	1,4	1,1	1,2	1,1	1,3	1,0	0,8	0,8
WFG, Gem. JB und EJB Farenberg (ca. 9.950 ha)	147	119	130	122	133	117	106	102
Strecke je 100 ha	1,5	1,2	1,3	1,2	1,3	1,2	1,1	1,0

8.3 Schalenwildpopulationen

8.3.1 Losungskartierung

Tabelle 20: Eckdaten der Rotwild-Losungskartierungen im Wildforschungsgebiet von 2007 – 2016, jeweils im Frühjahr. (Zur Methode siehe Methodenkapitel „Erhebung der winterlichen Verteilung der Rotwildes via Losungskartierung“.)

Parameter	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Suchdesign	Reines Traktverfahren	Traktverfahren mit Rundtransekten	Linien-transekte (nur Kernraum)	Linien-transekte	Linien-transekte	Linien-transekte	Linien-transekte	Linien-transekte	Linien-transekte	Linien-transekte
Gelaufene Suchstrecke	15 km (50 m Trakt)	142 km	88 km	112 km	114 km	111 km	111 km	111 km	111 km	111 km
Funde insgesamt	131	601	378	420	1020	475	1030	1275	1848	874
Funde pro Suchkilometer	8,7	4,2	4,3	3,8	8,6	4,3	9,4	11,0	16,6	7,8

8.3.2 Scheinwerferzählung

Tabelle 21: Zählergebnisse der nächtlichen Scheinwerferzählungen von Rotwild im Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“ auf einer Zählfläche von 8.400 ha, davon 7.858 ha Wald. Die Zählergebnisse entsprechen den Summen beider Zählteams. Mögliche Doppelzählungen wurden nicht berücksichtigt. Jene Zählnacht mit den maximalen Sichtungszahlen wurde zur weiteren Auswertung verwendet.

Jahr der Erhebung	Anzahl Zäufahrten	Maximalzahl Sichtungen pro Zählung	davon West	davon Ost	Max. Sichtungen pro 100 ha Gesamtfläche	Max. Sichtungen pro 100 ha Wald	Anzahl Sichtungen der restlichen Zähl Nächte	Variationskoeffizient in %	Mittlere Sichtungen pro 100 ha Wald	Mittelwert Sichtungen	Max. Sichtungen pro km	Mittlere Sichtungen pro km
2010	2	125	34	91	1,49	1,59	118	4%	1,55	121,5	1,0	0,9
2011	4	122	71	51	1,45	1,55	80; 87; 96	19%	1,22	96,3	0,9	0,7
2012	4	105	52	53	1,25	1,34	77; 77; 86	15%	1,10	86,3	0,8	0,7
2013	4	136	77	59	1,62	1,73	95; 134; 110	17%	1,51	118,8	1,0	0,9
2014	3	116	91	55	1,38	1,48	95; 87	15%	1,26	99,3	0,9	0,8
2015	2	138	63	75	1,64	1,76	120	10%	1,64	129,0	1,1	1,0
2016	3	164	53	111	1,95	2,09	132; 145	11%	1,87	147,0	1,3	1,1

Tabelle 22: Hochrechnungen der Wertungsnächte unter Verwendung unterschiedlicher Übersehraten umgerechnet auf Sichtungen pro 100 ha Waldfläche.

Bei der Bestimmung der Größe der weiblichen Population wird bei den gesehenen Kälbern, da hier die Geschlechter selten erkannt werden können, üblicherweise ein Geschlechterverhältnis von 1:1 unterstellt. Ferner wurde auf nicht näher differenziert angesprochene Kahlwildrudel die Geschlechterzuordnung übertragen, die sich jeweils in den differenziert angesprochenen Kahlwildrudeln ergeben hatte. Auf die Summe der Rotwildsichtungen ohne Alters- und Geschlechtsangaben werden die Alters- und Geschlechtsproportionen übertragen, die sich bei dem differenziert angesprochenen Rotwild während der Zählung ergeben haben.

Als realer Zuwachsfaktor wird hier 0,6 verwendet.

Zugrunde liegt eine Zählfläche von 8.400 ha, davon 7.858 ha Wald.

Jahr der Erhebung	davon vermutlich gesehene Weibchen	hochgerechnet Weibchen bei 30%-Übersehrate	Zuwachsprognose bei 30 %-Übersehrate	hochgerechnet Weibchen bei 40%-Übersehrate	Zuwachsprognose bei 40 %-Übersehrate
2010	1,2	1,7	1,0	1,9	1,2
2011	1,3	1,8	1,1	2,1	1,3
2012	1,1	1,5	0,9	1,8	1,1
2013	1,3	1,9	1,2	2,3	1,3
2014	1,2	1,7	1,0	1,9	1,1
2015	1,3	1,8	1,1	2,0	1,2
2016	1,6	2,2	1,3	2,5	1,5

Tabelle 23: Hergeleiteter absoluter und relativer Aufbau der erfassten Rotwildpopulation der Wertungszählnacht im Rahmen der nächtlichen Scheinwerferzählungen im Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“ auf einer Zählfläche von 8.400 ha, davon 7.858 ha Wald. Neben den Zählwerten aus wurden zusätzlich die unklaren Sichtungen anteilig dazu addiert (Abkürzungen: AT: Alttier, ST: Schmaltier).

Jahr der Erhebung	Vermutliche Zusammensetzung der Rotwildsichtungen in der Wertungsnacht (inkl. anteilige Zuordnung unklarer Sichtungen)									
	AT/ST		Kälber		Spießer		restliche Hirsche		Σ Kahlwild inkl.	
2010	74	59%	36	29%	7	6%	8	6%	117	94%
2011	82	67%	36	30%	2	2%	2	2%	120	98%
2012	66	63%	37	35%	1	1%	1	1%	104	99%
2013	82	60%	48	35%	4	3%	1	1%	134	99%
2014	69	59%	44	38%	1	1%	2	2%	114	98%
2015	68	49%	64	46%	4	3%	2	1%	136	99%
2016	93	57%	59	36%	5	3%	8	5%	157	96%

8.3.3 Genotypisierung

Tabelle 24: Übersicht der Eckdaten der beiden Rotwild-Genotypisierungen im Wildforschungsgebiet (WFG) „Pfälzerwald“. Als Bezugsflächen für die Dichteherleitung wurde einmal die für Rotwild nutzbare Gesamtfläche (Wald und Offenland ohne Siedlungen) und einmal nur die für Rotwild nutzbare Waldfläche (Wald) verwendet. Abkürzungen: MMDM: Maximum Mean Distance Moved (gemittelte maximale Wiederfangentfernung zwischen Probenfunden gleicher Individuen); CI: Vertrauensbereich; Capwire (TIRM) und SECR siehe Text in Abschnitt 3.3.5, Seite 34).

***: Einzeltiere, die sowohl in der Kernzone als auch im Umland nachgewiesen wurden, wurden zweimal gezählt.**

	1	2	3			4	5	6		7			8			9			
	Anzahl Proben (analysiert)	Anzahl Genotypen	Anzahl erfasster Individuen			Durchschnitt Erfassungen/ Individuum	MMDM in Meter	Bezugsfläche nach MMDM in ha		Bestand CAPWIRE (TIRM)			Dichte CAPWIRE (TIRM)			Dichte SECR			
			WFG gesamt	Kernzone*	Rest*			unterer CI	N	oberer CI	unterer CI	D	oberer CI	unterer CI	D	oberer CI			
Erhebungsjahr 2010																			
Rotwild gesamt	1000	398	247	80	182	1,57	1.948	14.894	14.380	438	547	586	2,94	3,67	3,93	3,80	2,64	3,78	5,4
Rotwild männlich		197	105	36	77	1,87	2.139	15.333	14.800	142	196	218	0,93	1,28	1,42	1,32	#	#	#
Rotwild weiblich		200	142	44	105	1,45	1.701	13.596	13.127	248	329	370	1,82	2,42	2,72	2,51	#	#	#
Erhebungsjahr 2016																			
Rotwild gesamt	1000	705	327	119	218	2,16	1.445	14.681	14.140	466	511	557	3,17	3,48	3,79	3,61	2,53	3,3	4,36
Rotwild männlich		247	121	56	78	2,04	1.730	15.551	14.964	166	192	243	1,07	1,23	1,56	1,28	#	#	#
Rotwild weiblich		448	197	63	140	2,28	1.281	12.839	12.370	265	295	332	2,06	2,30	2,59	2,38	#	#	#

Tabelle 25: Ermittlung des Geschlechterverhältnisses bzw. des weiblichen Populationsanteils auf der Grundlage der oben aufgelisteten Eckdaten (Spaltenbezüge in Klammern) zu den beiden Rotwild-Genotypisierungen im Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“. (Abkürzungserklärungen siehe Tabelle 24).

Jahr	Geschlechterverhältnis 1 :				
	nach erfassten Individuen (3)			nach geschätzter Dichte (8)	nach geschätztem Bestand (7)
	WFG gesamt	Kernzone	Rest	Mittel	Mittel
2010	1,35	1,22	1,36	1,89	1,68
2016	1,63	1,25	1,79	1,86	1,54
weiblicher Anteil in der Population					
2010	57%	55%	58%	65%	63%
2016	62%	56%	64%	65%	61%

8.4 Verbiss

8.4.1 Kunstverjüngung

Tabelle 26: Jährlicher Winterleittriebverbiss in den Kunstverjüngungen der Jahre 2008 – 2016, Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“. Farblich hervorgehoben die waldbaulichen Gefährdungsgrade.

Verwendete Abkürzungen:

V%= Verbiss in Prozent KV= Kunstverjüngung

FHWB= Führende Hauptwirtschaftsbaumart SHWB= Sonstige Hauptwirtschaftsbaumart

MBA=Mischbaumart

Su.: Summe Lbh: Laubholz Ta: Tanne Ndh: Nadelholz Ki/Lä = Kiefer/Lärche

sLB= sonstige Laubbaumarten gef.: gefährdet

Zeitreihe KV 2016		Fichte		Tanne		Ki/Lä		Douglasie		Eiche		Buche		sLB		Summe
		N	V%	N	V%	N	V%	N	V%	N	V%	N	V%	N	V%	
FoA 2008	FHWB							80	6	52	56	540	19			672
	SHWB							12	17	3	33	14	64			29
	MBA	32	31			5	0	22	18		0					59
	Su.	32	31			5	0	114	10	55	55	554	20			760
Extern 2008	FHWB							80	26	40	100	320	50	120	22	560
	SHWB															0
	MBA															0
	Su.							80	26	40	100	320	50	120	22	560
Extern 2009	FHWB	41	32	17	47	23	39	69	48	69	17	572	10	38	29	829
	SHWB	68	49	3	100	23	39	43	44			64	11			201
	MBA	21	62	6	100	18	61	14	86	10	40	8	13	13	69	90
	Su.	130	45	26	65	64	45	126	51	79	20	644	11	51	39	1.120
Extern 2010	FHWB							360	8	80	21	1240	21	320	26	2.000
	SHWB															0
	MBA															0
	Su.							360	8	80	21	1240	23	320	26	2.000
Extern 2011	FHWB							132	13	63	25	800	13	66	29	1.061
	MBA	209	47	10	80	69	42	67	27			30	10	34	38	419
	Su.	209	47	10	80	69	42	199	18	63	25	830	13	100	32	1.480
Extern 2012	FHWB							109	5			607	9	62	16	778
	MBA	100	5	19	32	63	16	64	2			15	7	41	41	302
	Su.	100	5	19	32	63	16	173	7			622	10	103	26	1.080
Extern 2013	FHWB							214	6			509	22	37	78	760
	MBA	77	27	10	100	85	34	82	22			21	10	5	80	280
	Su.	77	27	10	100	85	34	296	10			530	22	42	79	1.040
Extern 2014	FHWB	0		0		0		230	6	0		488	9	0		718
	MBA	22	5	6	83	39	13	11	9	1		0		3	33	82
	Su.	22	5	6	83	39	13	241	7	1	0	488	9	3	33	800
Extern 2015	FHWB	0		0		0		318	6	0		1.233	5	0		1.551
	MBA	0		0		9	0	0	0	0		0		0		9
	Su.	0		0		9	0	318	6	0		1233	5	0		1.560
Extern 2016	FHWB	0		0		0		164	2	0		1.064	6	0		1.228
	MBA	48	2	3	67	50	24	50	0	0		20		1	0	172
	Su.	48	2	3	67	50	24	214	7	0		1084	6	1	0	1.400

Definition Gefährdungsstufe des waldbaulichen Betriebsziels			
	nicht gef.	gefährdet	erheblich gef.
Lbh/Ta	<15%	15-25%	>25%
Ndh	<20%	20-40%	>40%

Tabelle 27: Kunstverjüngungen. Tabellarische und graphische Angaben zu Erhebungsjahr, Anzahl Erhebungsflächen, Standardfehler, Oberes und unteres Konfidenzintervall in % sowie Mittelwert zum Winterleittriebverbiss der Jahre 2008 – 2016, Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“.
Farbskala wie in Tabelle 5

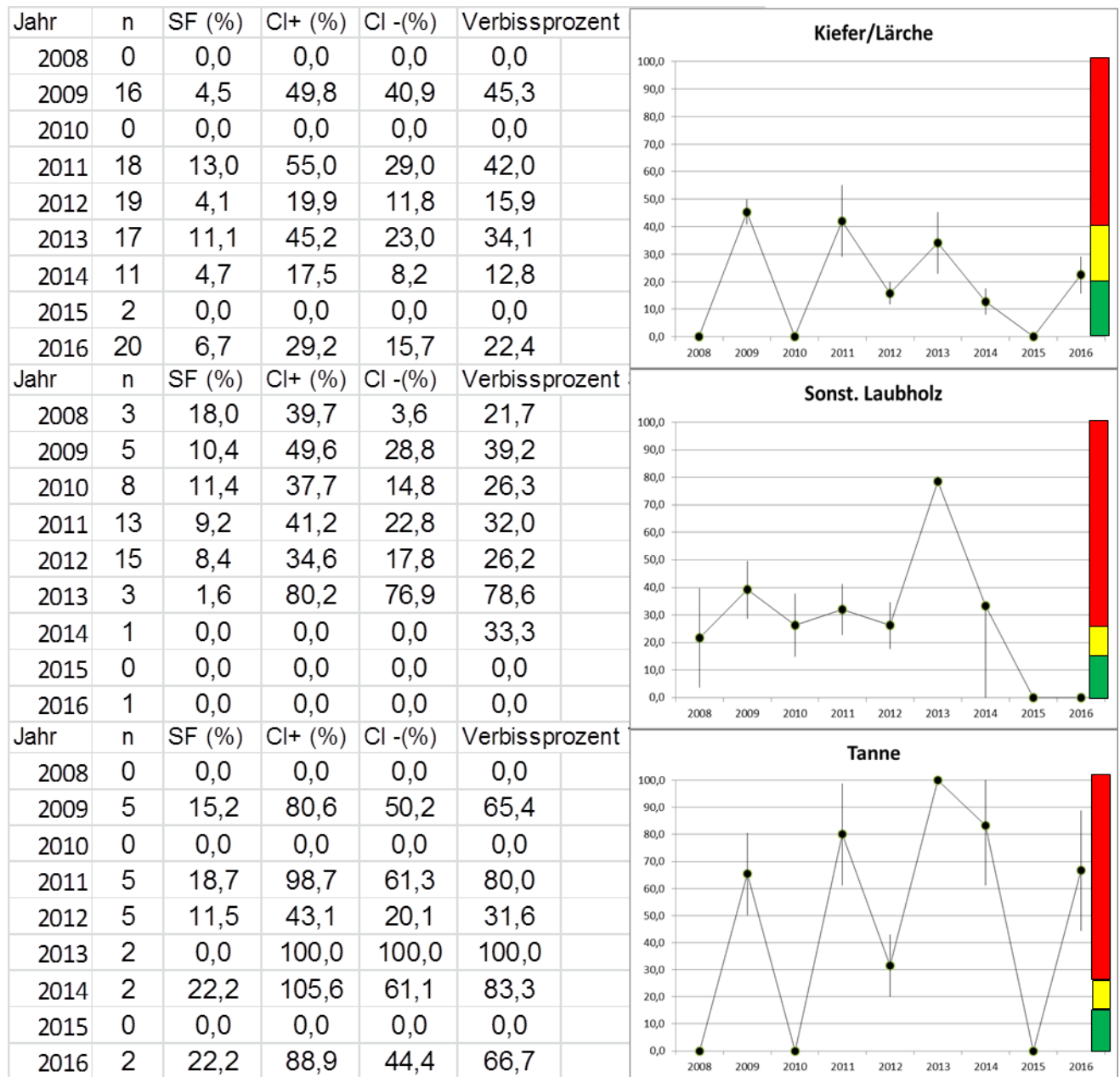
Jahr	n	SF (%)	CI+ (%)	CI - (%)	Verbissprozent
2008	8	8,5	58,2	41,2	49,7
2009	28	1,7	12,3	8,8	10,6
2010	31	3,0	27,4	15,4	21,4
2011	34	2,4	18,0	8,3	13,1
2012	24	1,8	10,3	6,8	8,5
2013	25	3,3	25,0	18,4	21,7
2014	14	2,2	10,9	6,4	8,6
2015	31	0,9	7,1	3,3	5,2
2016	33	1,0	8,2	4,1	6,1

Jahr	n	SF (%)	CI+ (%)	CI - (%)	Verbissprozent
2008	2	3,8	30,0	22,5	26,3
2009	13	5,0	55,8	45,7	50,8
2010	9	2,5	10,8	5,9	8,3
2011	20	5,2	22,8	12,4	17,6
2012	14	1,8	5,3	1,6	3,5
2013	17	2,6	12,7	7,6	10,1
2014	12	2,7	9,3	3,9	6,6
2015	8	2,9	9,2	3,4	6,3
2016	18	2,7	8,5	3,1	5,8

Jahr	n	SF (%)	CI+ (%)	CI - (%)	Verbissprozent
2008	1				100,0
2009	5	5,1	25,4	15,1	20,3
2010	2	1,2	22,5	20,0	21,3
2011	2	6,8	32,1	18,6	25,4
2012	0				
2013	0				
2014	1				0,0
2015	0				
2016	0				

Jahr	n	SF (%)	CI+ (%)	CI - (%)	Verbissprozent
2008	0	0,0	0,0	0,0	0,0
2009	18	9,0	54,4	36,4	45,4
2010	0	0,0	0,0	0,0	0,0
2011	26	5,8	52,7	41,1	46,9
2012	17	2,1	7,1	2,9	5,0
2013	15	7,4	34,7	19,8	27,3
2014	9	4,9	9,5	-0,4	4,5
2015	0	0,0	0,0	0,0	0,0
2016	13	1,8	3,8	0,3	2,1

Tabelle 28: Kunstverjüngungen. Tabellarische und graphische Angaben zu Erhebungsjahr, Anzahl Erhebungsflächen, Standardfehler, Oberes und unteres Konfidenzintervall in % sowie Mittelwert zum Winterleittriebverbiss der Jahre 2008 – 2016, Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“.
Farbskala wie in Tabelle 5



8.4.2 Naturverjüngung

Tabelle 29: Jährlicher Winterleittriebverbiss in den Naturverjüngungen der Jahre 2008 – 2016, Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“. Farblich hervorgehoben die waldbaulichen Gefährdungsgrade.

Verwendete Abkürzungen:

V%= Verbiss in Prozent NV= Naturverjüngung

FHWB= Führende Hauptwirtschaftsbaumart SHWB= Sonstige Hauptwirtschaftsbaumart

MBA=Mischbaumart

Su.: Summe Lbh: Laubholz Ta: Tanne Ndh: Nadelholz Ki/Lä = Kiefer/Lärche

sLB= sonstige Laubbaumarten gef.: gefährdet

Zeitreihe NV 2016		Fichte		Tanne		Ki/Lä		Douglasie		Eiche		Buche		sLB		Summe
		N	V%	N	V%	N	V%	N	V%	N	V%	N	V%	N	V%	
FoA 2008	FHWB	416	4			64	0	128	9			576	7			1.184
	SHWB	10	10			14	0	14	0							38
	MBA	50	8	11	82	40	15	27	19	1	0	50	18	5	60	184
	Su.	476	4	11	82	118	5	169	10	1	0	626	8	5	60	1.406
Extern 2008	FHWB	544	13	32	19	32	0	192	31	32	78	968	12	32	6	1.832
	SHWB	18	0									31	3			49
	MBA	142	17	13	77	63	6	43	16			87	15	9	56	357
	Su.	704	14	45	36	95	4	235	28	32	78	1.086	12	41	17	2.238
Extern 2009	FHWB	692	11			34	0	196	8	32	25	712	6			1.666
	SHWB	106	23	63	84	133	29	107	40	17	12	227	14			653
	MBA	26	27	25	80	63	43	14	36	18	33	46	15	56	48	248
	Su.	824	13	88	83	230	28	317	20	67	24	965	9	56	48	2.547
Extern 2010	FHWB	840	3					322	16	32	6	640	13			1.834
	SHWB											45	9			45
	MBA	96	3	26	31	102	17	113	12			165	11	22	55	524
	Su.	936	3	26	31	102	17	435	15	32	6	850	12	22	55	2.403
Extern 2011	FWHB	928	14			32	56	96	27			640	6			1.696
	MBA	71	30	37	70	123	33	126	17			193	18	28	39	578
	Su.	999	15	37	70	155	38	222	21			833	9	28	39	2.274
Extern 2012	FHWB	1222	2			64	14	192	10			960	4			2.438
	MBA	259	2	114	34	376	13	297	9	1	0	410	6	219	43	1.676
	Su.	1481	2	114	34	440	13	489	9	1	0	1.370	5	219	43	4.114
Extern 2013	FHWB	1504	5			64	6	256	14			928	10			2.752
	MBA	232	24	149	68	592	31	387	22	2	50	493	24	151	66	2.006
	Su.	1.736	8	149	68	656	29	643	19	2	50	1.421	15	151	66	4.758
Extern 2014	FHWB	1.117	4	0		128	19	256	12	0		1.248	7	0		2.749
	MBA	360	9	178	58	526	30	405	33	13	15	463	14	195	36	2.140
	Su.	1.482	5	178	58	654	27	675	17	13	15	1.711	9	195	36	4.908
Extern 2015	FHWB	832	2	0		192	5	224	9	0		1.504	2	0		2.752
	MBA	559	2	206	36	377	13	387	12	2	0	425	8	138	46	2.094
	Su.	1391	2	206	36	569	10	611	11	2	0	1929	3	138	46	4.846
Extern 2016	FHWB	832	3	0		160	6	224	11	0		1.632	1	0		2.848
	MBA	541	2	174	49	428	16	398	12	0		348	8	115	43	2.004
	Su.	1373	3	174	49	588	14	638	11	0		1980	3	115	43	4.868

Definition Gefährdungsstufe des waldbaulichen Betriebsziels			
	nicht gef.	gefährdet	erheblich gef.
Lbh/Ta	<15%	15-25%	>25%
Ndh	<20%	20-40%	>40%

Tabelle 30: Naturverjüngungen. Tabellarische und graphische Angaben zu Erhebungsjahr, Anzahl Erhebungsflächen, Standardfehler, Oberes und unteres Konfidenzintervall in % sowie Mittelwert zum Winterleittriebverbiss der Jahre 2008 – 2016, Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“.
Farbskala wie in Tabelle 5

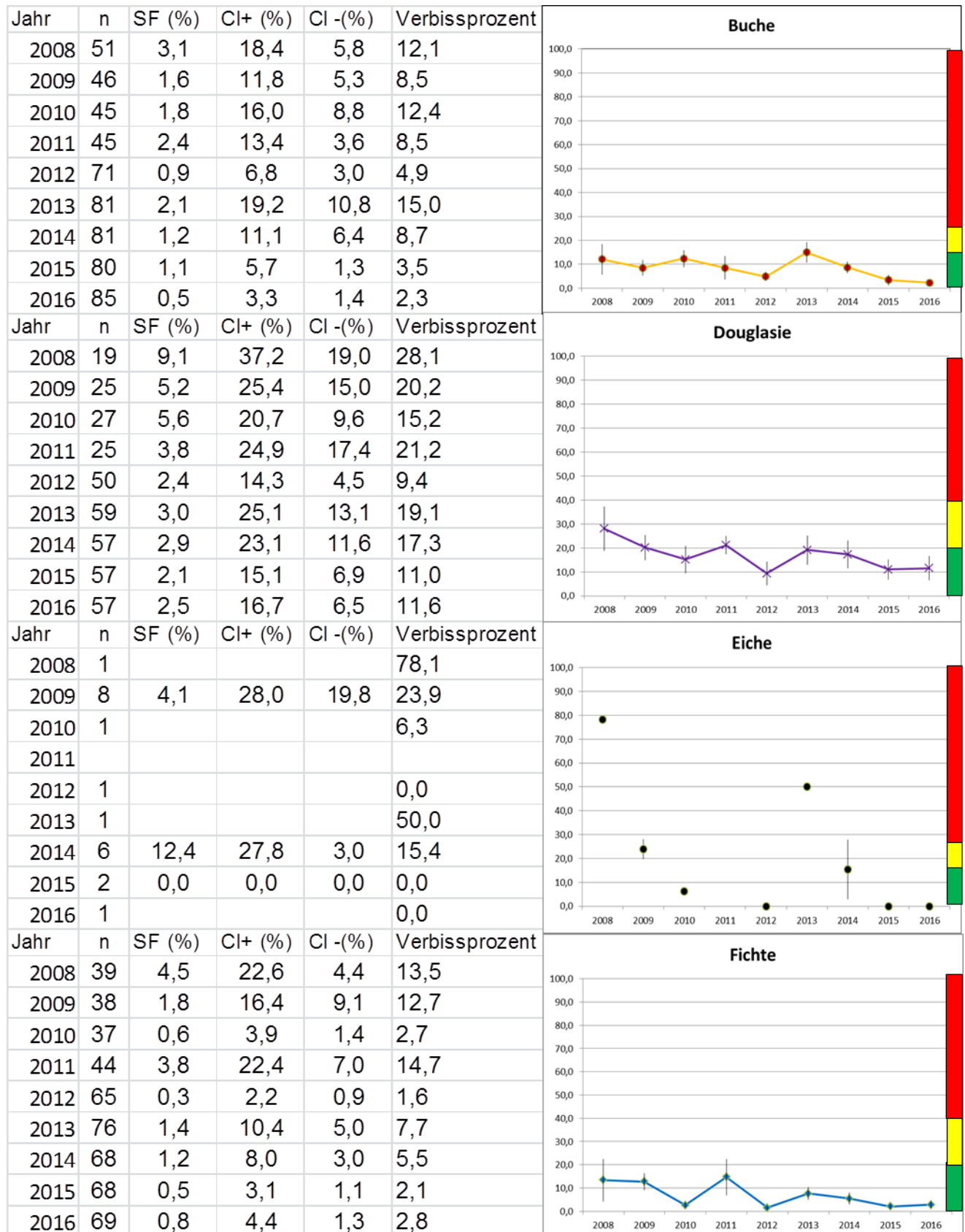


Tabelle 31: Naturverjüngungen. Tabellarische und graphische Angaben zu Erhebungsjahr, Anzahl Erhebungsflächen, Standardfehler, Oberes und unteres Konfidenzintervall in % sowie Mittelwert zum Winterleittriebverbiss der Jahre 2008 – 2016, Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“.
Farbskala wie in Tabelle 5

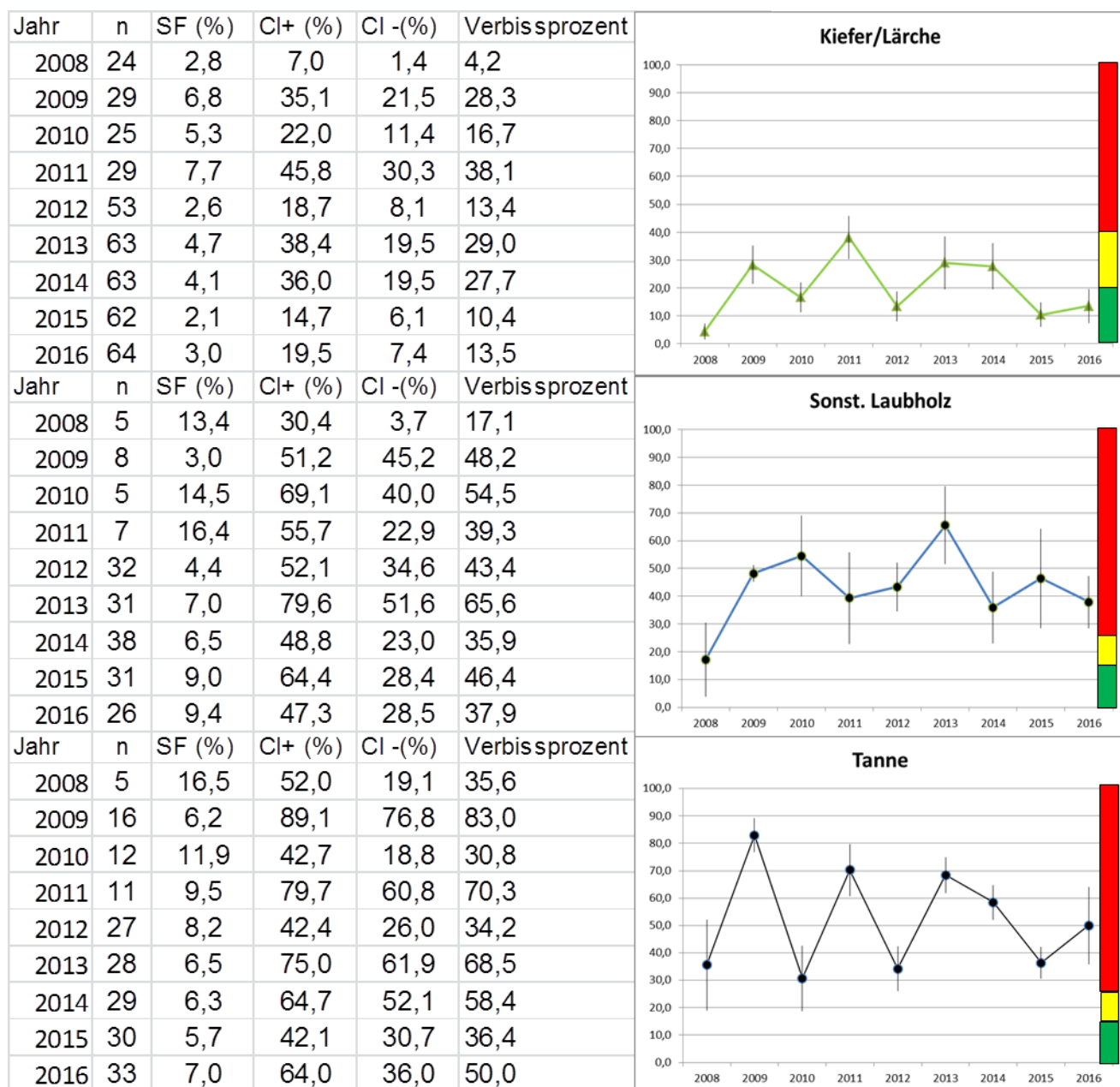


Tabelle 32: Zusammenfassung aller Daten jahres- und revierweise (im Zuschnitt der Reviere vor 2014) aufbereitet zu den Verbisserehebungen in Kunst- und Naturverjüngungen differenziert in die Anzahl von Pflanzen mit Schalenwildwinter-, -sommerverbiss und Hasenverbiss für den Zeitraum 2010 – 2016.

Verwendete Abkürzungen:

KV= Kunstverjüngung

NV= Naturverjüngung Mi=Mischbaumart

FHWB= Führende Hauptwirtschaftsbaumart sLB= sonstige Laubbaumarten

Lbh= Laubholz, Ta= Tanne

Ndh= Nadelholz ohne Tanne

KV-Revier	Gesamtanzahl																Anzahl Winterverbiss																Anzahl Sommerverbiss																Anzahl Hasenverbiss																												
	Lbh + Ta								Ndl								Lbh + Ta								Ndl								Lbh + Ta								Ndl								Lbh + Ta								Ndl																				
	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016		2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016		2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016		2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016		2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016		2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016		2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016																						
Kernzone	560	298	307	178	113	680	576	182	133	142	7	104			113	62	42	44	9	44	39		69	6	50	3	24			79	78	38	17	7	10	46		17	18	11						2	4	0	0	0	1	2		4	0	0	0	0	1	2		0	0	0	0	0	0	0									
Gräfenstein	160	151	37	34	158	193	163	9	3	6	161	127	37		13	10	4	6	19	4	8		2	1	1	8	3	0		20	12	1	1	3		9		1	0	0	1					51	30	0	0	9	14	1		0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	0									
Hauenstein					40		40														3																																																								
Hermersb'hof	120	81	80	80	40	160	162	160	39	0	0	0	80	78	19	17	9	37	0	2	7		37	11				3	2	57	9	16	9	0		1		20	1							0	5	0	0					0	0	0	0					0	0	0	0												
Mühlenberg	400	310	201	173	109	120	107	40	170	79	67	91	80	53	51	51	18	55	20	10	11		8	77	9	13	11	14	1	151	10	41	5	2		4		1	10	8	4	1	10			0	41	0	0	2				0	0	0	0	2				0	0	0	0												
Hinterweidenthal					37	40	40					43	40	40							3																																																								
Münchweiler	400	163	119	117				160	77	121	243				96	25	13	16					9	3	5	16				80	24	6	9					9	12	4	15					3	0	12	9					0	0	0	0					0	0	0	0												
Gesamtergebnis	1640	1003	744	582	497	1233	1088	360	477	336	458	302	327	312	292	165	86	158	48	63	68		54	162	21	80	22	20	27	387	133	102	41	12	10	61		30	41	30	30	2	10	2		58	76	12	9	11	15	3		0	0	0	0																				
Gesamt ohne Kernzo	1080	705	437	404	384	553	512	360	295	203	316	295	327	208	179	103	44	114	39	19	29		54	93	15	30	19	20	3	308	55	64	24	5	0	15		30	24	12	19	2	10	0		54	76	12	9	11	14	1		0	0	0	0	0	0	0																	

NV-Revier	Gesamtanzahl																Anzahl Winterverbiss																Anzahl Sommerverbiss																Anzahl Hasenverbiss															
	Lbh + Ta								Ndl								Lbh + Ta								Ndl								Lbh + Ta								Ndl																							
	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016		2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016		2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016		2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016		2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016		2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016																	
Kernzone	59	109	307	416	519	441	403	161	87	529	847	815	864	856	6	8	60	116	61	76	94		22	22	23	150	105	57	89	8	3	22	21	24	10	27		12	8	43	68	38	36	26		0	0	3	10	0	1	5		0	0	0	0							
Gräfenstein	167	191	337	291	439	218	197	333	322	376	454	412	79	81	6	14	44	49	70	3	6		32	8	5	20	13	1	1	25	5	12	2	19		13		10	8	9	16	5	1	1		1	3	2	1	0	2	2		0	0	0	0							
Hauenstein	190	133	162	70	131	136	226	171	115	104	86	116	108	108	5	10	14	30	24	9	5		74	23	17	32	31	10	19	29	2	8	2	4	10	12		40	11	5	6	6	3	11		1	0	0	0	0				0	0	0	0							
Hermersb'hof	228	110	278	304	372	400	403	236	159	216	251	634	399	415	7	31	24	57	43	25	21		46	10	18	47	126	40	58	13	2	14	11	41	5	35		18	15	16	19	126	18	7		13	0	0	0	0				1	0	0	0							
Mühlenberg	249	355	620	565	636	1080	1.040	571	693	1185	1278	836	1121	1.139	31	45	60	157	127	93	60		163	190	65	196	105	44	26	50	66	113	11	56	14	43		28	55	136	64	48	33	9		1	9	0	6	5	7	6		0	0	0	0							
Hinterweidenthal							0																																																									
Münchweiler	36			77				1		119					3			6					0			1				2			2					0								0								0										
Gesamtergebnis	929	898	1704	1723	2097	2275	2269	1473	1376	2410	3035	2813	2571	2599	58	108	202	415	325	206	186		337	253	128	446	380	152	193	127	78	169	49	144	39	130		108	97	209	175	223	91	54		16	12	5	17	5	10	13		1	0	0	0							
Gesamt ohne Kernzo	870	789	1397	1307	1578	1834	1866	1312	1289	1881	2188	1998	1707	1743	52	100	142	299	264	130	92		315	231	105	296	275	95	104	119	75	147	28	120	29	103		96	89	166	107	185	55	28		16	12	2	7	5	9	8		1	0	0	0	0	0	0				

8.4.3 Landesvergleich

Tabelle 33: Mittelwerte der landesweiten Verbisshebungen für Kunstverjüngungen 2001 – 2015 differenziert nach Jagdbezirksart (Quelle Landesdaten: Jochum & Asam 2009; Jochum schriftlich). Abkürzungen: komm. Ejb = kommunale Eigenjagdbezirke; nverp. staatl. = nicht verpachtet staatliche Eigenjagdbezirke; verp. staatl. = verpachtet staatliche Eigenjagdbezirke.

Verbissgebnisse in RLP							
Kunstverjüngung							
2015	Fichte	Tanne	Kiefer/Lärche	Douglasie	Eiche	Buche	Sonst. Laubholz
Alle	19,8	25,2	16,5	18,3	54,7	24,6	36,0
gemeinschaftliche Jagdbezirke+komm Ejb	19,8	25,2	17,2	19,1	45,8	26,0	36,3
verp. Staatl. Eigenjagdbezirke	14,8		0,0	9,2		13,4	13,3
nverp. Staatl. Eigenjagdbezirke	25,2		14,0	15,4	33,3	15,7	21,1
private Eigenjagdbezirke							
2014							
Alle	14,1	12,2	18,8	14,6	31,9	20,5	28,1
gemeinschaftliche Jagdbezirke+komm Ejb	14,1	12,2	18,9	13,7	31,9	20,8	28,1
verp. Staatl. Eigenjagdbezirke	0,0		0,0	5,6		9,8	
nverp. Staatl. Eigenjagdbezirke				31,0		11,7	
private Eigenjagdbezirke							
2013							
Alle	20,8	32,7	16,6	23,1	24,1	13,3	24,9
gemeinschaftliche Jagdbezirke+komm Ejb	22,2	42,7	20,9	24,9	49,0	16,9	30,9
verp. Staatl. Eigenjagdbezirke	13,5	42,5	0,0	35,7	0,0	4,7	0,0
nverp. Staatl. Eigenjagdbezirke	17,3	25,0	11,2	15,5	17,5	10,2	15,4
private Eigenjagdbezirke							
2012							
Alle	14,9	27,5	12,5	14,3	32,9	16,6	28,0
gemeinschaftliche Jagdbezirke+komm Ejb	15,8	27,3	14,3	14,8	30,8	20,4	29,0
verp. Staatl. Eigenjagdbezirke	14,1	33,3	0,0	13,4	85,7	13,9	58,8
nverp. Staatl. Eigenjagdbezirke	8,4	0,0	0,0	11,0	43,6	10,6	16,1
private Eigenjagdbezirke	3,1	50,0	0,0	13,9	0,0	100,0	0,0
2011							
Alle	27,7	35,2	13,8	32,8	67,6	29,7	36,0
gemeinschaftliche Jagdbezirke+komm Ejb	27,5	35,2	10,6	32,8	67,6	34,1	38,0
verp. Staatl. Eigenjagdbezirke	66,7	0,0	68,8	50,0	0,0	38,8	22,5
nverp. Staatl. Eigenjagdbezirke	31,1	0,0	0,0	0,0	0,0	18,4	15,7
private Eigenjagdbezirke	17,4	0,0	0,0	25,0	0,0	0,0	100,0
2008							
Alle	15,6	26,1	10,0	16,9	37,8	16,3	26,7
gemeinschaftliche Jagdbezirke+komm Ejb	16,3	26,9	11,3	15,1	43,1	18,8	27,7
verp. Staatl. Eigenjagdbezirke	9,5	20,0	17,6	20,4	52,9	12,3	28,2
nverp. Staatl. Eigenjagdbezirke	8,8	22,6	2,2	25,7	29,4	12,2	20,1
private Eigenjagdbezirke	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2004							
Alle	19,0	26,3	9,3	18,7	47,5	22,6	30,5
gemeinschaftliche Jagdbezirke+komm Ejb	19,3	27,6	8,5	19,2	44,7	25,8	32,0
verp. Staatl. Eigenjagdbezirke	35,7	13,2	17,1	21,8	35,1	25,1	37,6
nverp. Staatl. Eigenjagdbezirke	13,5	22,6	7,9	15,6	61,2	14,6	24,7
private Eigenjagdbezirke	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2001							
Alle	15,9	23,6	7,3	17,2	43,6	16,8	31,3
gemeinschaftliche Jagdbezirke+komm Ejb	16,1	23,6	7,3	17,2	43,6	16,8	31,3
verp. Staatl. Eigenjagdbezirke	14,3	20,0	5,0	15,9	52,5	12,7	25,7
nverp. Staatl. Eigenjagdbezirke	9,8	20,6	9,8	18,3	33,3	12,9	27,5
private Eigenjagdbezirke	0,0	30,8	0,0	10,9	47,4	17,3	34,4

Tabelle 34: Mittelwerte der landesweiten Verbissserhebungen für Naturverjüngungen 2001 – 2015 differenziert nach Jagdbezirksart (Quelle Landesdaten: Jochum & Asam 2009; Jochum schriftlich). Abkürzungen: komm. Ejb = kommunale Eigenjagdbezirke; nverp. staatl. = nicht verpachtet staatliche Eigenjagdbezirke; verp. staatl. = verpachtet staatliche Eigenjagdbezirke.

Verbissgebnisse in RLP							
Naturverjüngung							
2015	Fichte	Tanne	Kiefer/Lärche	Douglasie	Eiche	Buche	Sonst. Laubholz
Alle	7,7	33,9	7,9	12,1	39,0	22,3	39,4
gemeinschaftliche Jagdbezirke+komm Ejb	8,5	55,9	7,3	13,3	35,7	21,5	41,4
verp. Staatl. Eigenjagdbezirke	0,0	12,9	0,0	2,2	12,5	1,3	7,4
nverp. Staatl. Eigenjagdbezirke	4,1		100,0	25,0		21,6	27,9
private Eigenjagdbezirke	0,0	0,0	9,1	6,5		0,0	
2014							
Alle	8,6	70,2	38,3	43,6	33,2	27,9	35,6
gemeinschaftliche Jagdbezirke+komm Ejb	7,3	74,7	24,3	66,0	31,7	27,7	36,7
verp. Staatl. Eigenjagdbezirke	27,9	85,7	61,6	49,2		53,4	100,0
nverp. Staatl. Eigenjagdbezirke	6,4	18,2	0,0	4,0		9,6	20,2
private Eigenjagdbezirke							
2013							
Alle	10,1	46,3	6,6	11,6	24,3	9,9	37,9
gemeinschaftliche Jagdbezirke+komm Ejb	12,4	59,1	12,4	19,0	35,8	13,0	42,3
verp. Staatl. Eigenjagdbezirke	9,0	83,1	10,0	31,1	0,0	10,0	27,1
nverp. Staatl. Eigenjagdbezirke	8,6	28,4	5,2	7,0	9,8	4,8	28,0
private Eigenjagdbezirke							
2012							
Alle	4,1	38,9	8,7	13,5	32,9	12,4	34,1
gemeinschaftliche Jagdbezirke+komm Ejb	5,7	41,8	11,2	15,7	40,4	14,7	37,2
verp. Staatl. Eigenjagdbezirke	1,6	19,0	3,3	6,4	4,7	10,0	21,9
nverp. Staatl. Eigenjagdbezirke	1,7	16,7	5,1	4,7	9,3	5,8	20,1
private Eigenjagdbezirke	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	20,5	66,7
2011							
Alle	9,3	38,3	23,0	27,0	54,6	27,6	40,6
gemeinschaftliche Jagdbezirke+komm Ejb	10,6	31,7	20,5	29,0	56,9	30,4	41,5
verp. Staatl. Eigenjagdbezirke	9,3	44,4	37,5	20,0	25,0	5,7	14,1
nverp. Staatl. Eigenjagdbezirke	4,0	0,0	0,0	0,0	50,0	12,4	69,6
private Eigenjagdbezirke	6,1	0,0	18,2	4,8	0,0	3,0	50,0
2008							
Alle	4,5	34,1	9,8	13,5	41,5	11,2	33,1
gemeinschaftliche Jagdbezirke+komm Ejb	5,5	43,3	10,6	17,0	45,1	13,0	35,1
verp. Staatl. Eigenjagdbezirke	6,0	22,6	10,4	13,7	24,6	10,0	35,8
nverp. Staatl. Eigenjagdbezirke	2,6	23,0	9,0	10,7	32,0	6,6	23,5
private Eigenjagdbezirke	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	20,3	68,4
2004							
Alle	5,3	42,6	8,1	10,7	33,1	13,4	35,2
gemeinschaftliche Jagdbezirke+komm Ejb	6,2	50,8	11,0	13,5	37,0	16,3	38,6
verp. Staatl. Eigenjagdbezirke	4,6	45,1	0,0	3,9	26,7	10,8	13,1
nverp. Staatl. Eigenjagdbezirke	3,4	29,2	6,7	7,9	20,6	6,7	25,5
private Eigenjagdbezirke	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	38,4	70,3
2001							
Alle	4,2	30,6	7,7	8,0	33,9	10,1	27,2
gemeinschaftliche Jagdbezirke+komm Ejb	4,2	30,6	7,7	8,0	33,9	10,1	27,2
verp. Staatl. Eigenjagdbezirke	2,8	40,3	1,9	5,9	14,3	8,2	23,5
nverp. Staatl. Eigenjagdbezirke	3,8	22,7	7,9	9,0	22,4	5,9	20,4
private Eigenjagdbezirke	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	14,2	66,7

Tabelle 35: Vergleich der Winterverbissprozente je Baumart der landesweiten Erhebungen für Kunstverjüngungen mit den Befunden aus dem Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“ für das Jahr 2008 (Quelle Landesdaten: Jochum & Asam 2009). Abkürzungen: komm. Ejb = kommunale Eigenjagdbezirke; nverp. staatl. = nicht verpachtet staatliche Eigenjagdbezirke; verp. staatl. = verpachtet staatliche Eigenjagdbezirke.

Flächenkategorie	Ø Fichte	Ø Tanne	Ø Kiefer/Lärche	Ø Douglasie	Ø Eiche	Ø Buche
Alle	15,6	26,1	10,0	16,9	37,8	16,3
gemeinschaftliche Jagdbezirke+komm. Ejb	16,3	26,9	11,3	15,1	43,1	18,8
verp. staatl. Eigenjagdbezirke	9,5	20,0	17,6	20,4	52,9	12,3
nverp. staatl. Eigenjagdbezirke	8,8	22,6	2,2	25,7	29,4	12,2
Wildforschungsgebiet	31 %*	/	/	15,5 %	74 %*	31 %

*: geringe Stichprobe

Tabelle 36: Vergleich der Winterverbissprozente der landesweiten Erhebungen für Naturverjüngungen mit den Befunden aus dem Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“ für das Jahr 2008 (Quelle Landesdaten: Jochum & Asam 2009). Abkürzungen: komm. Ejb = kommunale Eigenjagdbezirke; nverp. staatl. = nicht verpachtet staatliche Eigenjagdbezirke; verp. staatl. = verpachtet staatliche Eigenjagdbezirke.

Flächenkategorie	Ø Fichte	Ø Tanne	Ø Kiefer/Lärche	Ø Douglasie	Ø Eiche	Ø Buche
Alle	4,5	34,1	9,8	13,5	41,5	11,2
gemeinschaftliche Jagdbezirke+komm Ejb	5,5	43,3	10,6	17,0	45,1	13,0
verp. staatl. Eigenjagdbezirke	6,0	22,6	10,4	13,7	24,6	10,0
nverp. staatl. Eigenjagdbezirke	2,6	23,0	9,0	10,7	32,0	6,6
Wildforschungsgebiet	9,7	45,0*	4,7	20,3	75,0*	10,5

*: geringe Stichprobe

Tabelle 37: Vergleich der Winterverbissprozente je Baumart der landesweiten Erhebungen für Kunstverjüngungen mit den Befunden aus dem Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“ für das Jahr 2013 (Quelle Landesdaten: Jochum & Asam 2009). Abkürzungen: komm. Ejb = kommunale Eigenjagdbezirke; nverp. staatl. = nicht verpachtet staatliche Eigenjagdbezirke; verp. staatl. = verpachtet staatliche Eigenjagdbezirke.

Flächenkategorie	Ø Fichte	Ø Tanne	Ø Kiefer/Lärche	Ø Douglasie	Ø Eiche	Ø Buche
Alle	20,8	32,7	16,6	23,1	24,1	13,3
gemeinschaftliche Jagdbezirke+komm. Ejb	22,2	42,7	20,9	24,9	49,0	16,9
verp. staatl. Eigenjagdbezirke	13,5	42,5	0,0	35,7	0,0	4,7
nverp. staatl. Eigenjagdbezirke	17,3	25,0	11,2	15,5	17,5	10,2
Wildforschungsgebiet	27	100	34	10	/	22

Tabelle 38: Vergleich der Winterverbissprozente der landesweiten Erhebungen für Naturverjüngungen mit den Befunden aus dem Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“ für das Jahr 2013 (Quelle Landesdaten: Jochum & Asam 2009). Abkürzungen: komm. Ejb = kommunale Eigenjagdbezirke; nverp. staatl. = nicht verpachtet staatliche Eigenjagdbezirke; verp. staatl. = verpachtet staatliche Eigenjagdbezirke.

Flächenkategorie	Ø Fichte	Ø Tanne	Ø Kiefer/Lärche	Ø Douglasie	Ø Eiche	Ø Buche
Alle	10,1	46,3	6,6	11,6	24,3	9,9
gemeinschaftliche Jagdbezirke+komm Ejb	12,4	59,1	12,4	19,0	35,8	13,0
verp. staatl. Eigenjagdbezirke	9,0	83,1	10,0	31,1	0,0	10,0
nverp. staatl. Eigenjagdbezirke	8,6	28,4	5,2	7,0	9,8	4,8
Wildforschungsgebiet	8	68	29	19	50*	15

*: geringe Stichprobe

8.5 Schäle

8.5.1 Neuschäle

Tabelle 39: Tabellarische und graphische Angaben zu Erhebungsjahr, Anzahl Erhebungsflächen, Standardfehler, Oberes und unteres Konfidenzintervall in % sowie Mittelwert zur Neuschäle der Jahre 2008 – 2016, Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“.

Farbskala wie in

Abbildung 63, Seite 80 oder Tabelle 9, Seite 39)

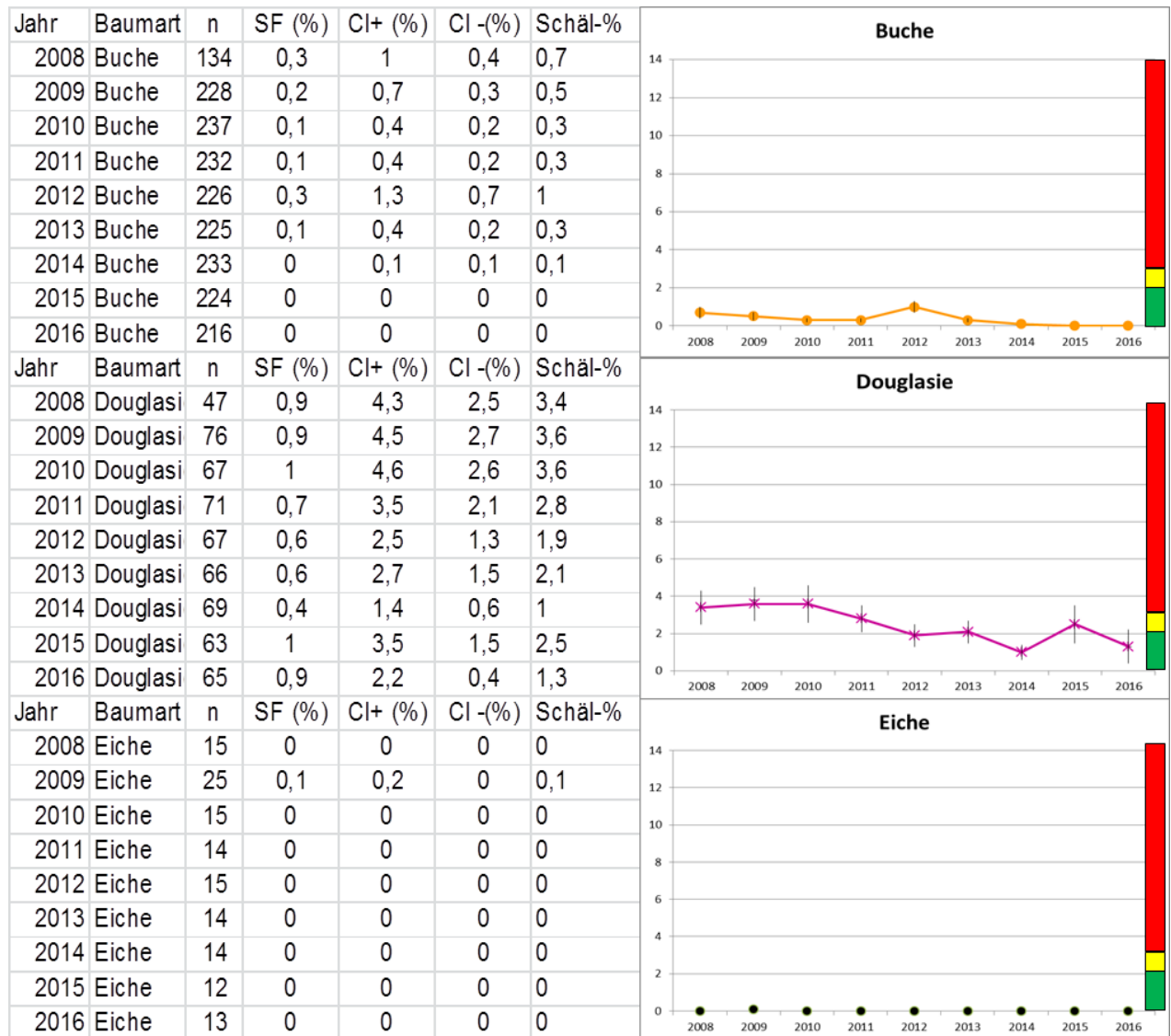


Tabelle 40: Tabellarische und graphische Angaben zu Erhebungsjahr, Anzahl Erhebungsflächen, Standardfehler, Oberes und unteres Konfidenzintervall in % sowie Mittelwert zur Neuschäle der Jahre 2008 – 2016, Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“.

Farbskala wie in
Abbildung 63, Seite 80 oder Tabelle 9, Seite 39)

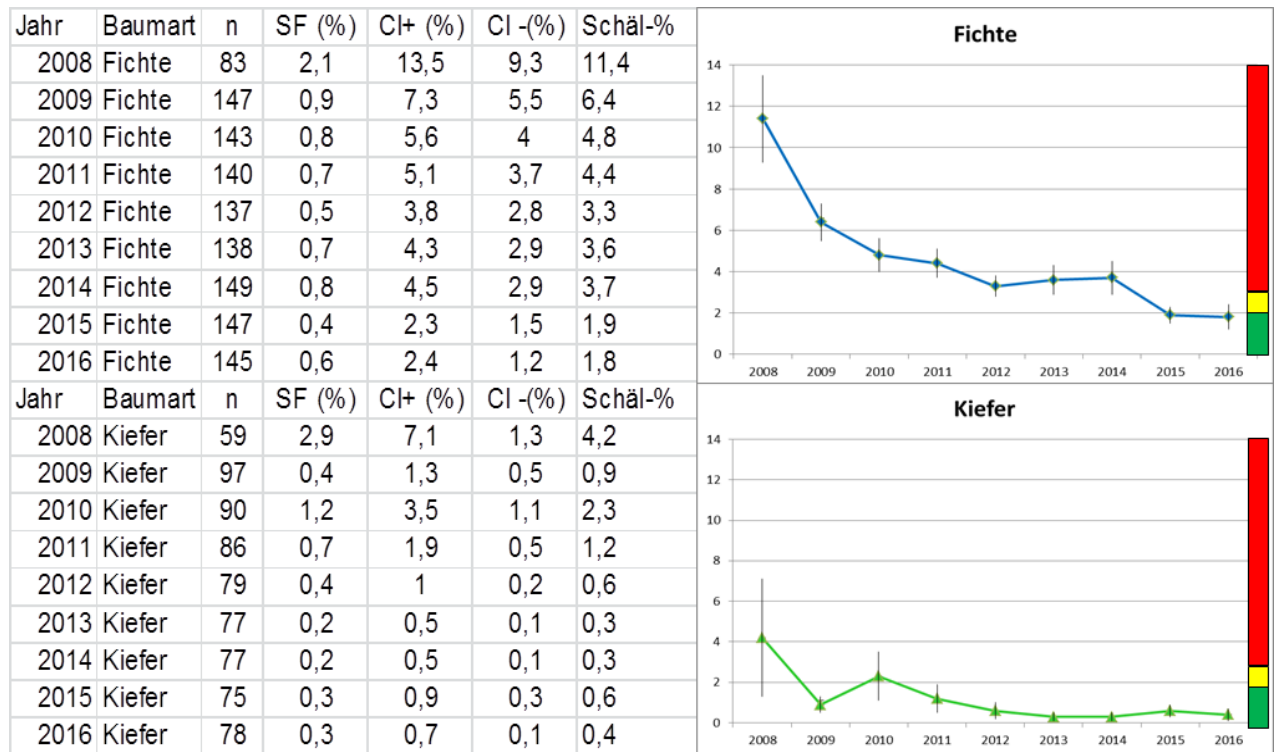


Tabelle 41: Übersicht zu den jährlich erhobenen Neuschälprozenten einzelner Baumarten im Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“ 2008 -2016. Für das Jahr 2008 wurden die Daten der internen und externen Erhebungen gemittelt.

Abkürzungen:

N = Anzahl taxierte Baumindividuen

Σ = Gesamtneuschäle

So.= Sommerneuschäle

Wi. = Winterneuschäle

int. = Erhebung forstamtsintern

ext. = Erhebung durch externen Sachverständigen

	Jahr	Fichte				Kiefer				Douglasie				Buche				Eiche			
		N	Σ	So.	Wi.	N	Σ	So.	Wi.	N	Σ	So.	Wi.	N	Σ	So.	Wi.	N	Σ	So.	Wi.
int.	2008	2.189	5,0%			733	2,0%			1.304	4,0%			7.452	0,0%			879	0,0%		
ext.	2008	1.729	11,4%	5,4%	6,0%	449	4,2%	0,4%	3,8%	701	3,4%	2,1%	1,3%	6.082	0,7%	0,7%	0,0%	534	0,0%	0,0%	0,0%
ext. u. int.	2008	3.918	7,8%			1.182	2,8%			2.005	3,8%			13.534	0,3%			1.413	0,0%		
ext.	2009	3.573	6,5%	4,5%	2,0%	868	0,9%	0,2%	0,7%	2.174	3,7%	2,9%	0,8%	9.570	0,5%	0,5%	0,0%	1.310	0,1%	0,1%	0,0%
ext.	2010	3.723	4,7%	3,1%	1,6%	746	2,2%	1,7%	0,5%	1.402	3,5%	1,6%	1,9%	10.191	0,3%	0,3%	0,0%	341	0,0%	0,0%	0,0%
ext.	2011	3.569	4,4%	2,2%	2,1%	684	1,2%	0,6%	0,6%	1.342	2,8%	1,3%	1,5%	10.284	0,3%	0,3%	0,0%	341	0,0%	0,0%	0,0%
ext.	2012	3.434	3,3%	2,1%	1,2%	619	0,6%	0,3%	0,3%	1.296	1,9%	1,2%	0,7%	10.476	1,0%	1,0%	0,0%	292	0,0%	0,0%	0,0%
ext.	2013	3.335	3,6%	1,0%	2,5%	593	0,4%	0,2%	0,2%	1.225	2,1%	0,8%	1,3%	10.353	0,3%	0,3%	0,0%	285	0,0%	0,0%	0,0%
ext.	2014	3.335	3,6%	1,0%	2,5%	593	0,4%	0,2%	0,2%	1.225	2,1%	0,8%	1,3%	10.353	0,3%	0,3%	0,0%	285	0,0%	0,0%	0,0%
ext.	2015	3.668	3,7%	1,6%	2,1%	613	0,3%	0,2%	0,2%	1.260	1,0%	0,6%	0,5%	10.586	0,1%	0,1%	0,0%	333	0,0%	0,0%	0,0%
ext.	2016	3.614	1,9%	0,9%	1,1%	527	0,6%	0,4%	0,2%	1.184	2,5%	1,1%	1,4%	10.390	0,0%	0,0%	0,0%	216	0,0%	0,0%	0,0%

Tabelle 42: Übersicht zu den jährlich erhobenen Fichten-Neuschälprozenten im Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“ 2009 -2016 differenziert nach den Erhebungsbefunden in der Kernzone und den umliegenden Revieren im Zuschnitt vor 2014 (Umland). Für das Umland werden die Werte aller Reviere gemittelt (Mitte) sowie für jedes Revier einzeln (rechts) dargestellt. Für das Jahr 2008 wurde noch keine Differenzierung in einzelne Reviere durchgeführt.

Abkürzungen:

N = Anzahl taxierte Baumindividuen

Σ = Gesamtneuschäle

So.= Sommerneuschäle

Wi. = Winterneuschäle

Kernzone					Umland			
Neuschäle %					Neuschäle %			
Jahr	N	Σ	So.	Wi.	N	Σ	So.	Wi.
2009	1.060		2,73%	1,03%	2.513	7,40%	5,29%	2,19%
2010	614	1,90%	0,65%	1,30%	3.109	5,20%	3,64%	1,67%
2011	601	1,20%	0,17%	1,00%	2.968	4,80%	2,66%	2,36%
2012	618	0,80%	0,81%	0,00%	2.816	3,60%	2,42%	1,42%
2013	583	1,00%	0,34%	0,69%	2.752	3,90%	1,16%	2,94%
2014	569	0,88%	0,70%	0,18%	3.048	4,33%	1,77%	2,66%
2015	509	1,18%	0,98%	0,20%	3.102	2,00%	0,87%	1,19%
2016	440	5,23%	2,27%	2,95%	3.149	1,30%	0,83%	0,51%

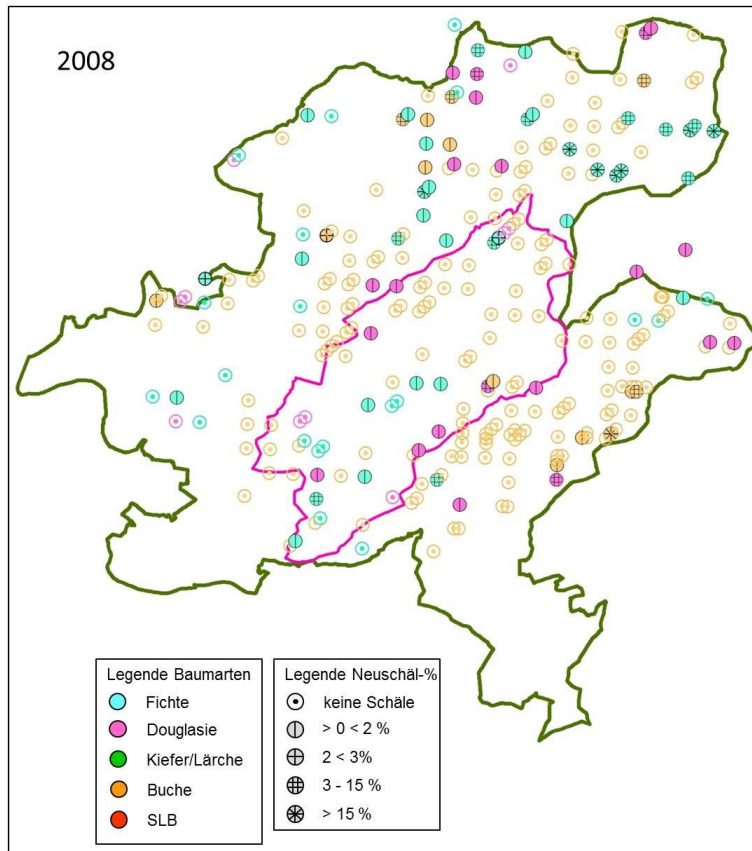
Gräfenstein				
Neuschäle %				
Jahr	N	Σ	So.	Wi.
2009	365	6,03%	4,38%	1,64%
2010	459	2,40%	1,96%	0,44%
2011	443	0,48%	0,23%	0,26%
2012	442	0,45%	0,23%	0,23%
2013	366	0,00%	0,00%	0,00%
2014	470	0,43%	0,43%	0,00%
2015	468	0,00%	0,00%	0,00%
2016	465	0,00%	0,00%	0,00%

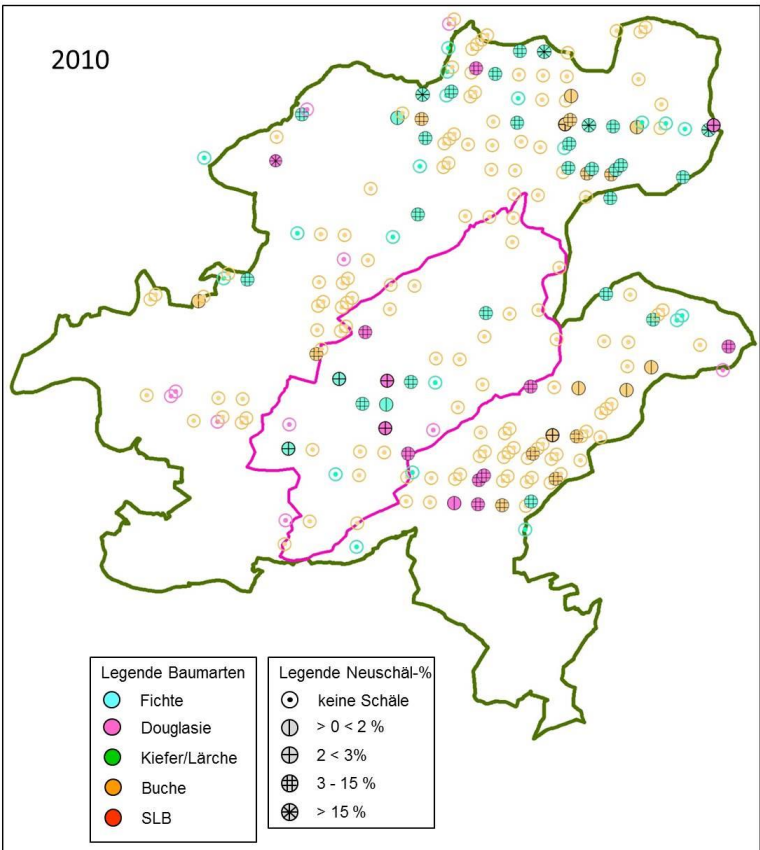
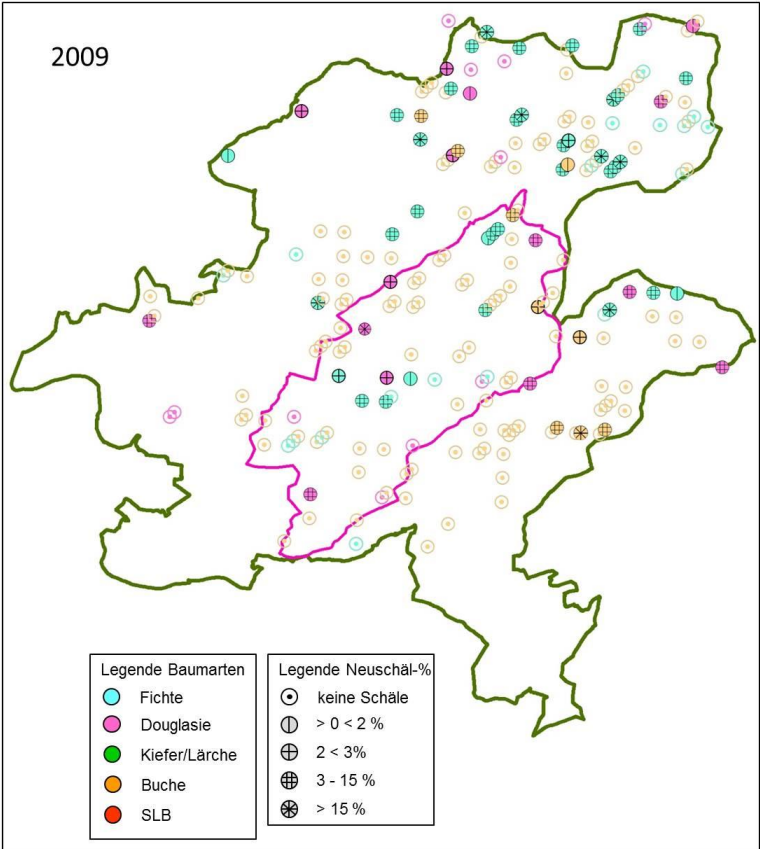
Mühlenberg				
Neuschäle %				
Jahr	N	Σ	So.	Wi.
2009	1.861	8,17%	5,75%	2,42%
2010	1.950	6,62%	4,51%	2,10%
2011	1.849	7,19%	4,06%	3,14%
2012	1.724	5,10%	3,25%	1,86%
2013	1.764	4,02%	1,53%	2,49%
2014	1.850	4,22%	1,84%	2,38%
2015	1.885	2,02%	0,95%	1,06%
2016	2.007	1,49%	1,00%	0,50%

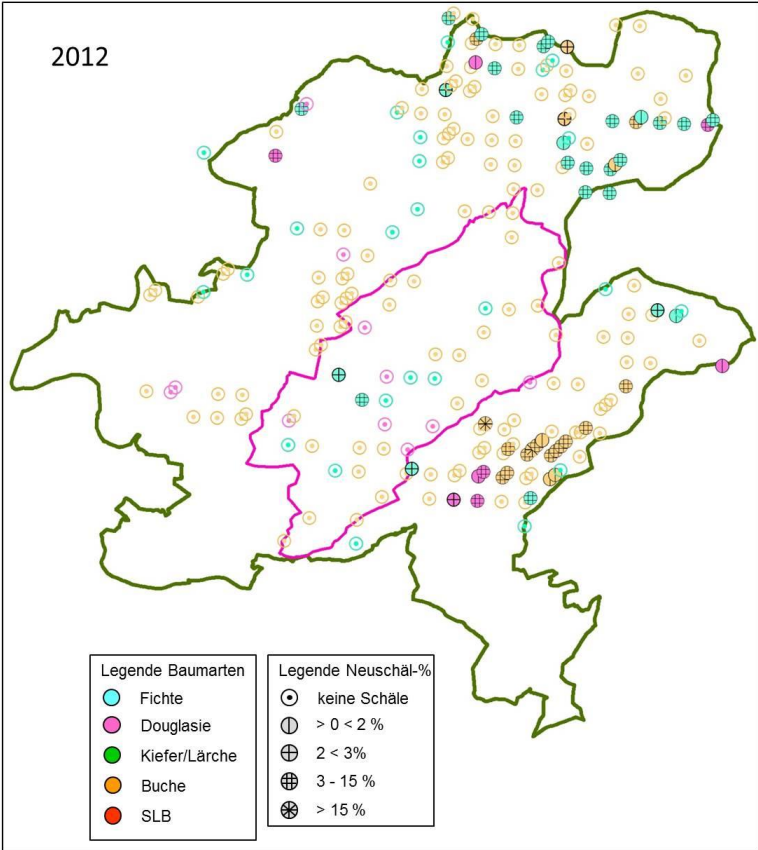
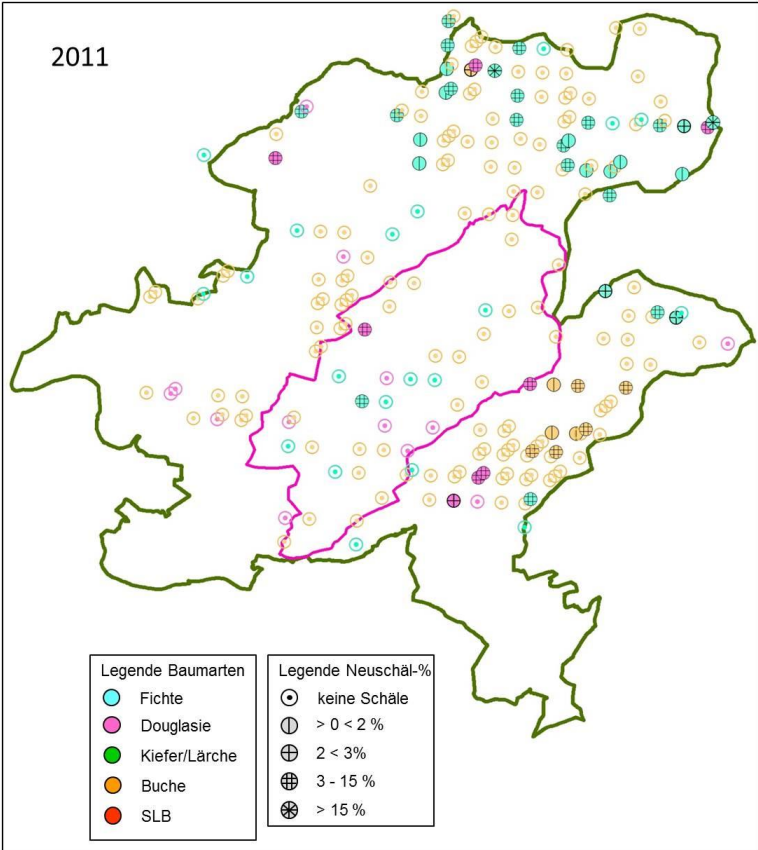
Hermesbergerhof+ Hauenstein				
Neuschäle %				
Jahr	N	Σ	So.	Wi.
2009	263	5,32%	3,80%	1,52%
2010	656	3,81%	2,44%	1,37%
2011	633	2,21%	0,47%	1,74%
2012	608	2,96%	1,81%	1,15%
2013	580	2,59%	0,86%	1,72%
2014	625	8,80%	2,88%	5,92%
2015	641	3,59%	1,09%	2,50%
2016	568	2,11%	1,06%	1,06%

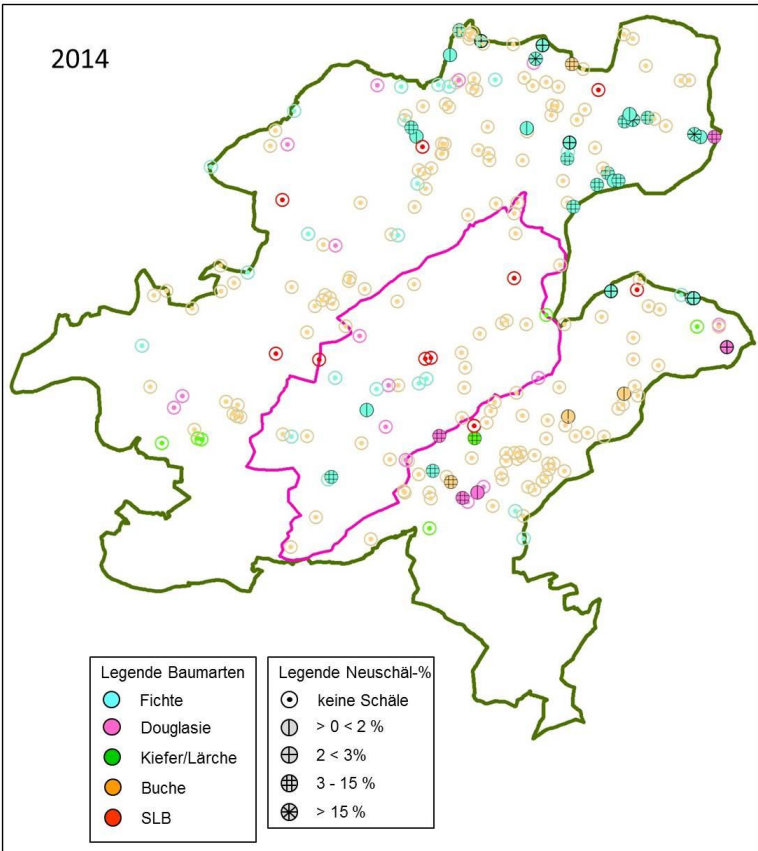
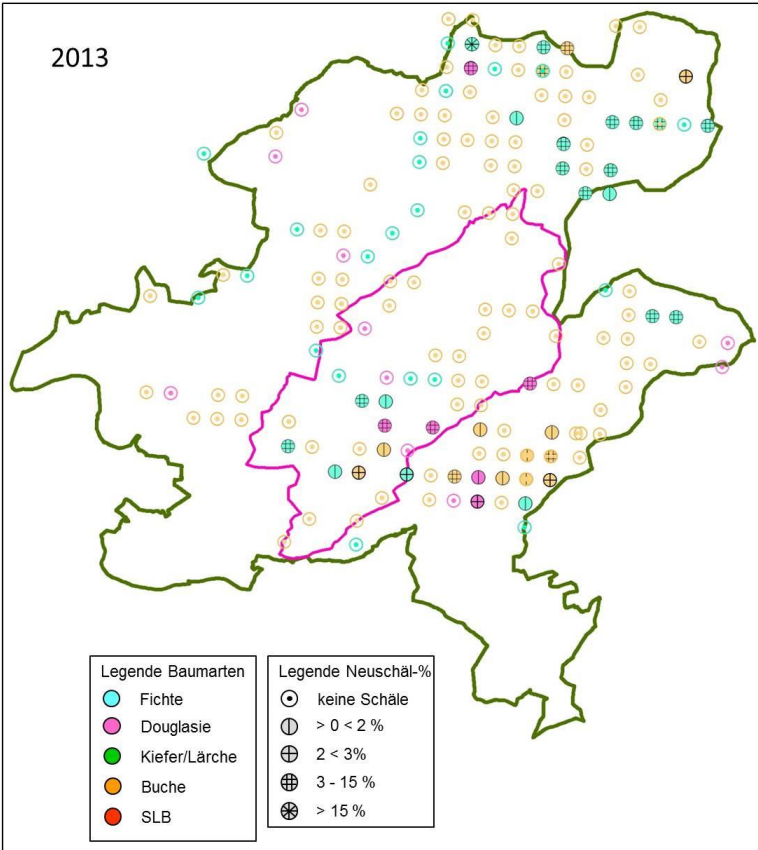
Münchweiler				
Neuschäle %				
Jahr	N	Σ	So.	Wi.
2009	24	0,00%	0,00%	0,00%
2010	44	0,00%	0,00%	0,00%
2011	43	0,00%	0,00%	0,00%
2012	42	0,00%	0,00%	0,00%
2013	42	0,00%	0,00%	0,00%
2014	103	0,00%	0,00%	0,00%
2015	108	2,78%	1,85%	0,93%
2016	109	0,00%	0,00%	0,00%

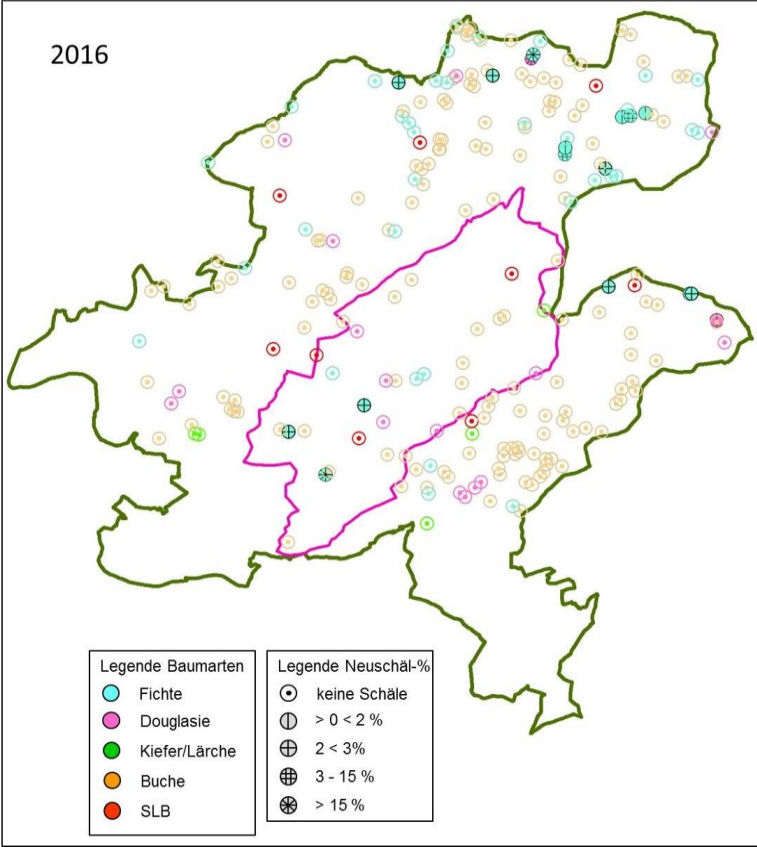
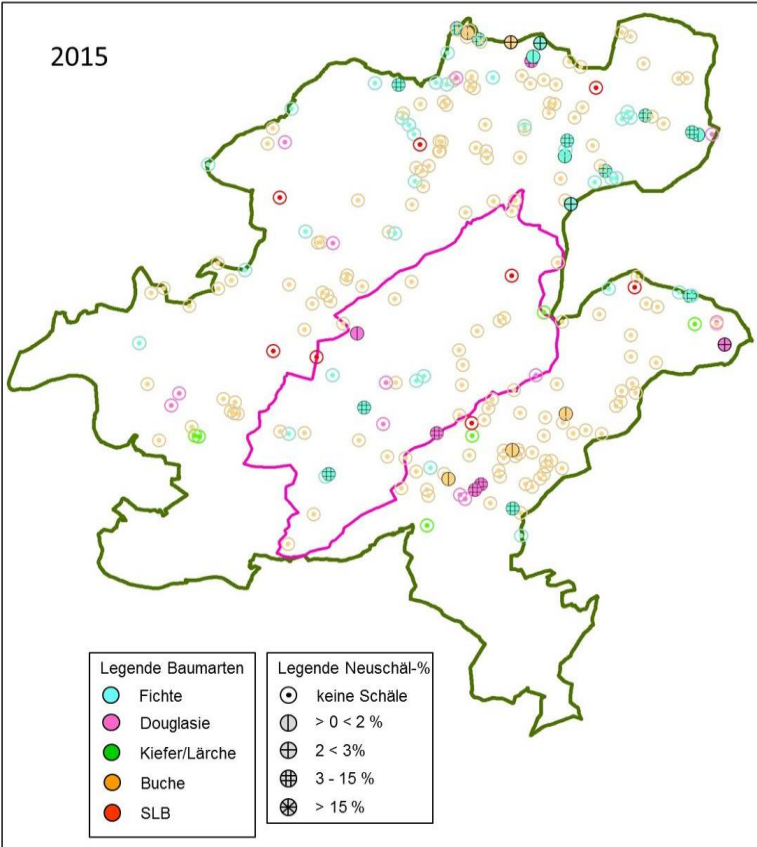
Abbildung 85: Darstellung der jährlichen Verteilung der Schälerrhebungflächen differenziert nach Baumart für das Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“. Die symbolische Darstellung der jeweiligen Höhe der Neuschäle erfolgt in fünf Kategorien. Aus Gründen der Übersicht sind hier nur die Befunde der am häufigsten erhobenen Baumart je Schälerrhebungflächen dargestellt. Die Außengrenze der Kernzone „Quellgebiet der Wieslauter“ ist lila hervorgehoben. Die Angabe zum Erhebungsjahr findet sich oben links.











8.5.2 Landesvergleiche

Tabelle 43: Vergleich der Neuschälprozente der landesweiten Erhebungen mit den Befunden aus dem Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“ für das Jahr 2008 (Quelle: Jochum & Asam 2009). Es ist zu beachten, dass 2008 alle Jagdbezirke aller Gefährdungstufen untersucht wurden.

Flächenkategorie	∅ Fichte	∅ Douglasie	∅ Kiefer/Lärche	∅ Buche
landesweit alle Jagdbezirke	5,1 %	3,8 %	2,7 %	2,2 %
landesweit verpachtete staatliche Eigenjagdbezirke	3,5 %	3,6 %	2,5 %	1,1 %
landesweit nicht-verpachtete staatliche Eigenjagdbezirke	3,5 %	3,1 %	0,8 %	1,8 %
Wildforschungsgebiet	7,8 %	3,8 %	2,8 % (quasi nur Kiefer)	0,3 %

Tabelle 44: Vergleich der Neuschälprozente der landesweiten Erhebungen mit den Befunden aus dem Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“ für das Jahr 2013 (Quelle: Jochum schriftlich unveröffentlicht). Es ist zu beachten, dass 2013 nur jene Jagdbezirke untersucht wurden, die 2008 als „nicht gefährdet“ eingestuft worden waren.

Flächenkategorie	∅ Fichte	∅ Douglasie	∅ Kiefer/Lärche	∅ Buche
landesweit alle Jagdbezirke	3,5 %	2,9 %	2,5 %	0,5 %
landesweit verpachtete staatliche Eigenjagdbezirke	7,8 %	0,3 %		0,4 %
landesweit nicht-verpachtete staatliche Eigenjagdbezirke	4,9 %	4,2 %	1,9 %	0,5 %
Wildforschungsgebiet	3,6 %	2,1 %	0,4 % (quasi nur Kiefer)	0,3 %

8.5.3 Vergleich mit der Rotwildhegegemeinschaft „Pfälzerwald Süd“

Tabelle 45: Gegenüberstellung der gemittelten Neuschälprozente aus dem Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“ mit den Nachbarflächen für den Erhebungszeitraum 2008 (oben) und 2011 – 2013 (unten). Dargestellt sind die Durchschnittswerte (nach Flächenanteilen der Jagdbezirke gewichteter Mittelwert) aus 52 Jagdbezirken der benachbarten Forstämter Haardt und Annweiler, die zusammen mit Teilen des Forstamtes Hinterweidenthal bzw. dem Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“ zur Rotwildhegegemeinschaft „Pfälzerwald Süd“ gehören (Quelle: Forstämter Haardt und Annweiler und FAWF unveröffentlicht).

2008

Flächenkategorie	Ø Fichte	Ø Douglasie	Ø Kiefer/Lärche	Ø Buche
Mittelwerte Nachbarflächen gewichtet nach Flächenanteilen	20,4 %	5,3 %	13,5 %	1,1 %
Mittelwerte Nachbarflächen gewichtet nach Stichprobenanteilen	17,9 %	7,1 %	10,2 %	0,3 %
Wildforschungsgebiet	7,8 %	3,8 %	2,8 % (quasi nur)	0,3 %

2011-2013

Flächenkategorie	Ø Fichte	Ø Douglasie	Ø Kiefer/Lärche	Ø Buche
Mittelwerte Nachbarflächen gewichtet nach Flächenanteilen	15,1 %	3,8 %	3,6 %	1,2 %
Mittelwerte Nachbarflächen gewichtet nach Stichprobenanteilen	11,7 %	6,9 %	3,8 %	1,2 %
Wildforschungsgebiet	3,8 %	2,27	0,73 %	0,5 %