



Universität für Bodenkultur Wien

Grundlagen für die Optimierung des Wildmanagements im Nationalpark Donau-Auen - Ein Vergleich verschiedener Schutzgebiete unter besonderer Berücksichtigung des Managements von Wildruhegebieten

Masterarbeit

zur Erlangung des akademischen Grades Master of Science

im Rahmen des Studiums Wildtierökologie und
Wildtiermanagement

Eingereicht von: Josephin BÖHM
Matrikelnummer: 0711924

Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft (IWJ)
Department für Integrative Biologie und Biodiversitätsforschung

Betreuer:

Univ.-Prof. Dr.nat.tech. Friedrich Reimoser
Institut für Wildbiologie & Jagdwirtschaft
Universität für Bodenkultur Wien

Dr.rer.nat. Alfred Frey-Roos
Institut für Wildbiologie & Jagdwirtschaft
Universität für Bodenkultur Wien

Wien, Juli 2016





Universität für Bodenkultur Wien

Eidesstattliche Erklärung

Ich erkläre eidesstattlich, dass ich die Arbeit selbständig angefertigt, keine anderen als die angegebenen Hilfsmittel benutzt und alle aus ungedruckten Quellen, gedruckter Literatur oder aus dem Internet im Wortlaut oder im wesentlichen Inhalt übernommenen Formulierungen und Konzepte gemäß den Richtlinien wissenschaftlicher Arbeiten zitiert und mit genauer Quellenangabe kenntlich gemacht habe.

Datum

Unterschrift

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	5
Abstract	6
Danksagung	7
Begriffsdefinitionen	8
Abkürzungen der Schutzgebiete	8
1. Einleitung und Fragestellung	9
2. Methode	11
3. Grundlagen	13
3.1 Der Begriff „Nationalpark“ und die IUCN.....	13
3.2 Wildmanagement in IUCN-Nationalparks	13
3.2.1 Leitbild für das Schalenwild-Management in Österreichs NP	14
3.2.2. Positionspapier der deutschen NP zur Wildtierregulierung.....	15
4. Der Nationalpark Donau-Auen (NPDA)	17
Wild und Wildmanagement	18
Monitoring	18
Wildbestand	21
Wildbestandsregulierung	22
Wildruhegebiet.....	25
Wild und Besucher	27
5. Andere Nationalparks und ihr Wildmanagement	29
5.1 Nationalpark Kalkalpen (NPKA)	29
Wild und Wildmanagement	30
Monitoring	31
Wildbestand	32
Wildbestandsregulierung	32
Wildruhegebiete	34
Wild und Besucher	34
5.2 Nationalpark Unteres Odertal (NPUO).....	36
Wild und Wildmanagement	37
Monitoring	37
Wildbestand	37
Wildbestandsregulierung	38
Wildruhegebiete	41
Wild und Besucher	42
5.3 Nationalpark Hainich (NPH)	44
Wild und Wildmanagement	44
Monitoring	44
Wildbestand	46
Wildbestandsregulierung	46
Wildruhegebiet.....	49
Wild und Besucher	49

5.4 Nationalpark Eifel (NPE)	51
Wild und Wildmanagement	52
Monitoring	52
Wildbestand	54
Wildbestandsregulierung	54
Wildruhegebiete	57
Wild und Besucher	59
5.5 Nationalpark Kellerwald-Edersee (NPKE)	62
Wild und Wildmanagement	62
Monitoring	63
Wildbestand	65
Wildbestandsregulierung	65
Wildruhegebiet	67
Wild und Besucher	68
5.6 Nationalpark Bayerischer Wald (NPBW)	71
Wild und Wildmanagement	72
Monitoring	73
Wildbestand	74
Wildbestandsregulierung	75
Wildruhegebiet	76
Wild & Besucher	77
6. Diskussion.....	78
6.1 Die vorgestellten Schutzgebiete.....	78
6.2 Wild & Wildmanagement der vorgestellten Nationalparks	79
6.2.1 Monitoring und weitere Untersuchungen	79
6.2.2 Wildbestände.....	86
6.2.3 Wildbestandsregulierung.....	86
6.2.4 Wildruhegebiete	95
6.2.5 Wild & Besucher.....	97
6.2.6. Die anthropogenen Einflüsse aus wildökologischer Sicht	98
Menschliche Beunruhigung – Grundlagen, Konflikte und Chancen.....	98
Zur Bedeutung von Offenflächen für das Wild und die Besucher	101
Zur großflächigen Zurücknahme des Wildmanagements und weiteren Entwicklungen	104
7. Empfehlungen für den NPDA im Überblick	109
Abbildungsverzeichnis	116
Literaturverzeichnis	116

Zusammenfassung

In Schutzgebieten, die gemäß der internationalen Richtlinien der IUCN als „Nationalparks“ (IUCN-Kategorie II) anerkannt sind, steht langfristig auf mindestens Dreiviertel der Fläche der Schutz des Ökosystems durch Zurücknahme menschlicher Eingriffe im Vordergrund. Des Weiteren sollen Nationalparks den Besuchern zu Bildungs- und Erholungszwecken zur Verfügung stehen. Mit diesen primären Managementzielen wurde 1996 auch der „Nationalpark Donau-Auen“ (NPDA), der sich vom Stadtgebiet Wiens bis an die österreichisch-slowakische Grenze erstreckt, gegründet. In vielerlei Hinsicht können sich aus den internationalen Vorgaben jedoch ebenso Herausforderungen für die Schutzgebietsverwaltungen ergeben. So insbesondere durch die vorkommenden Huftiere (Schalenwild), welche durch ihre Lebensweise starken Einfluss auf die Vegetation des zu schützenden Ökosystems und des Umlands nehmen können. Deshalb können im Rahmen des Wildmanagements der Schutzgebiete Eingriffe in die Wildbestände („Wildbestandsregulierung“) notwendig werden. Flächen, die davon ausgenommen sind, werden als „Wildruhegebiete“ bezeichnet.

Der NPDA strebt zudem an, seinen Besuchern Wildtiere durch ihre Erlebbarkeit näher zu bringen. Doch sowohl die Wildbestandsregulierung als auch die Erholungs- und Freizeitnutzung können störungssensible Wildarten dazu veranlassen, zurückgezogen und damit unsichtbar für die Besucher zu leben. Infolge der zeitlich und räumlich beschränkten Raumnutzung des Wildes kann jedoch die lokale Wildeinwirkung auf die Vegetation zunehmen, was abermals eine Wildbestandsregulierung notwendig werden lassen könnte. Wie andere Schutzgebiete mit dem Balanceakt des Wildmanagements umgehen, wurde im Rahmen dieser Masterarbeit durch umfangreiche Literaturrecherchen und persönlichen Kontakt zu den jeweiligen Schutzgebietsmitarbeitenden, insbesondere anderer NP in Österreich und Deutschland, in Erfahrung gebracht. Anhand der hier vorgestellten Managementkonzepte konnten anschließend Grundlagen für die Optimierung des Wildmanagements im NPDA abgeleitet werden.

Abstract

According to the international guidelines of the IUCN protected areas of category II ('National Parks') are primarily managed to conserve an ecosystem and to enable recreation. In a long-term perspective this should apply to at least three-fourths of the area. The 'Donau-Auen National Park' (NPDA), reaching from city Vienna to the Austrian-Slovakian border, was founded in compliance to IUCN-criteria in 1996.

However, diverse challenges can arise in National Parks such as the management of ungulates which can impact the vegetation of the ecosystem and of the-surroundings. Therefore, the regulation of the population might be necessary. Areas which are excluded of the regulation activities named 'game resting areas'.

The NPDA aims at the observability of wildlife to give visitors an understanding of them. However, due to the disturbance caused by the game-regulation and the recreational activities, sensible game species tend to live reclusive and are not visible for visitors as consequence. Furthermore, because of the temporal and special restricted habitat-use, the local impact of the ungulates on the vegetation can increase. Hence, game-regulation might be necessary. How other protected areas (in particular National Parks in Austria and Germany) deal with mentioned conflicts is delineated in this master thesis. By reference to literature and personal communications with staff members, basic principles to an improved ungulate management could have been deduced in the following.

Danksagung

Mein größter Dank gilt der Nationalpark Donau-Auen GmbH. Ihr Interesse, das Anvertrauen dieses Masterarbeit-Themas und die Unterstützung - insbesondere durch Mag. Karoline Zsak, aber ebenso durch Dipl.Ing. Alexander Faltejsek (MA 49, Forstverwaltung Lobau) und Ing. Erich Werger (ÖBf, Nationalparkbetrieb Donau-Auen) – wäre mir die Ausarbeitung niemals möglich gewesen.

Ganz besonders bedanken möchte ich mich bei Univ.Prof. Dr. Friedrich Reimoser und Dr. Fredy Frey-Roos für die Betreuung, Anregungen und Korrekturen.

Mein herzlicher Dank gilt auch all jenen, die mich mit ihren persönlichen Auskünften, Hinweisen und durch das zur Verfügung stellen weiterführender Literatur bei meinen Recherchen unterstützten. So trugen insbesondere die Mitarbeitenden der ausführlicher vorgestellten Nationalparks wesentlich zu den Ergebnissen dieser Masterarbeit bei.

Des Weiteren gilt mein Dank der freundlichen Unterstützung der Landesämter und Magistrate, die mir die Nutzung von Geodaten und Karten ermöglichten.

Für all die jahrelange Unterstützung und Rückendeckung, die mir die schöne und einmalige Zeit des Studiums und mein bisheriges Leben erst ermöglicht haben, möchte ich mich von ganzen Herzen bei meiner Familie, besonders meiner Mama, Bernd und meinen Großeltern, sowie bei meinen Freunden in nah und fern bedanken!

Mit einem Schmunzeln möchte ich mich zudem bei meiner Biologie-Lehrerin Frau Steinbach bedanken, auch wenn ihre erhoffte namentliche Erwähnung (noch) nicht im Rahmen der Nobelpreis-Verleihung möglich ist. An die vielen heiteren und lehrreichen Stunden erinnere ich mich immer wieder gern.

Begriffsdefinitionen

Ansitzjagd / Einzelansitz - eine Form des stillen Jagens durch „stationäres Belauern“ [1]

Bewegungsjagd - „Sammelbegriff für das Jagen auf gezielt mobilisiertes Wild“ [1: S. 13]

Drückjagd - eine Form der Bewegungsjagd, bei der das Wild durch „einzelne ortskundige Beunruhiger und wenige laut jagende Hunde (...) ‚sanft‘ mobilisiert“ [1: S. 19] wird

Gemeinschaftsansitz - eine Form der Bewegungsjagd, bei der das Wild geruchlich durch die ansitzend jagenden Personen mobilisiert wird. Bei einer Variante „mit Anrühren der Dickungen“ bewegen sich zusätzlich stille Beunruhigende langsam durch die Einstände [1].

Stöberjagden - eine Form der Bewegungsjagd, bei der das Wild ausschließlich von solo jagenden, spurlauten (damit berechenbar-herannahenden) Hunden, in aller Regel langsam, mobilisiert wird [1]

Wildbestandsregulierung - eine Maßnahme des Wildmanagements, die sprachlich im engeren Sinne für Abschusstätigkeiten des Wildbestands in Schutzgebieten verwendet wird ([Kap. 3.2](#))

Wildmanagement - umfasst alle direkten und indirekten Entscheidungen und Maßnahmen im Umgang mit den Wildbeständen

Wildruhegebiet - Areal ohne Wildbestandsregulierung, jagdliches Schongebiet

Abkürzungen der Schutzgebiete

NPBW - Nationalpark Bayerischer Wald (Deutschland)

NPDA - Nationalpark Donau-Auen (Österreich)

NPE - Nationalpark Eifel (Deutschland)

NPH - Nationalpark Hainich (Deutschland)

NPJ - Nationalpark Jasmund (Deutschland)

NPKA - Nationalpark Kalkalpen (Österreich)

NPKE - Nationalpark Kellerwald-Edersee (Deutschland)

NPUO - Nationalpark Unteres Odertal (Deutschland)

SNP - Schweizerischer Nationalpark (Schweiz)

S-NPHT - Salzburger Teilgebiet des Nationalparks Hohe Tauern (Österreich)

1. Einleitung und Fragestellung

Weltweit sind Feuchtgebiete die durch Zerstörung und Veränderungen am stärksten betroffenen natürlichen Lebensräume. So gingen beispielsweise in den letzten 150 Jahren etwa 80 % der einstigen Überschwemmungsgebiete im Donau-Einzugsgebiet verloren [2]. Der „Nationalpark Donau-Auen“ (NPDA) stellt eine der letzten unverbauten, großen Auenlandschaften Mitteleuropas dar [3], mit dessen Gründung im Jahre 1996 der Schutz dieser ökologisch wertvollen, national und international bedeutsamen Gebiete beschlossen wurde. Dies soll gemäß der internationalen Richtlinien der IUCN (*International Union for Conservation of Nature and National Resources*) von 1994 für Schutzgebiete der Kategorie II („Nationalpark“) geschehen [4–6] ([Kap. 3.1](#)). Zu den Zielen des NPDA gehören neben dem Erhalt und der Förderung der Ursprünglichkeit der Landschaft unter anderem auch das Schützen der Funktionalität und der Artenvielfalt des Auen-Ökosystems. Langfristig soll es gelingen, eine dynamische Entwicklung weitestgehend ohne anthropogene Einflüsse zu ermöglichen [6, 7].

Es liegt in der Natur der Herbivoren, insbesondere der Huftiere (Schalenwild), durch ihre Lebensweise, wie Verbiss, Schälen, Fegen und Tritt, Einfluss auf die Vegetation zu nehmen [8]. Bedingt durch historisch und gegenwärtig gegebene Umstände [vgl. 11–16] kann sich daraus für Schutzgebiete jedoch ebenso ein Konflikt ergeben, der ein Management des Wildes einschließlich einer Bestandsregulierung erfordern kann. Dazu zählt insbesondere, wenn die standortgemäße Entwicklung der Waldgesellschaft verhindert wird ([Kap. 3.2.1](#)).

Sowohl im deutlich größeren, niederösterreichischen Teil des NPDA als auch im Wiener Teilgebiet wurden Flächen als Wildruhegebiet ausgewiesen, in denen jegliche vermeidbaren Beunruhigungen verboten sind [15, 16]. Eine Wildbestandsregulierung ist hier lediglich in Ausnahmefällen, wie bei einer waldunverträglichen Schalenwildsdichte [15], zulässig ([Kap. 4, „Wildruhegebiete“](#)).

Neben den ökologischen Zielen eines Nationalparks der IUCN-Schutzgebietskategorie II gilt es, die Erholung und Bildung des Menschen zu gewährleisten [17]. Der NPDA strebt dabei unter anderem an, den Besuchern Wildtiere durch ihre Erlebbarkeit näher zu bringen [15]. Jedoch kann mit der Erholungs- und Freizeitnutzung eine Beunruhigung des Wildes entstehen. Insbesondere das Rotwild (*Cervus elaphus*) und Rehwild (*Capreolus capreolus*) reagieren teils sehr empfindlich auf menschliche Störungen [18], in deren Folge es zu einer räumlich-zeitlichen Anpassung ihres Verhaltens kommen kann: Das Schalenwild bleibt tagsüber in seiner Deckung und wechselt nur in der Dämmerung auf die nahrungsreicheren Offenflächen. Für den Menschen ist es somit kaum sichtbar. In Abhängigkeit verschiedener Faktoren, wie beispielsweise der Dauer und der Frequenz der Störeinflüsse, kann es in den Rückzugsgebieten zu mehr oder weniger schwerwiegendem Verbiss der Vegetation kommen. Damit kann abermals eine Regulierung der Wildbestände notwendig werden, die eine weitere Beunruhigung verursachen kann ([Kap. 6.2.6](#)).

Der Bewerkstellung dieses Balanceaktes der sich teilweise auch zu widersprechen scheinenden Zielsetzungen wird in dieser Masterarbeit besonderes Augenmerk geschenkt werden. Seitens der Nationalpark Donau-Auen GmbH besteht das Interesse zu erfahren, wie andere Schutzgebiete diesbezüglich ihre wildökologischen Managementpläne gestaltet haben und wie das Konzept der Wildruhezonen gehandhabt wird. Ferner wird die Idee einer regelmäßigen Verlagerung der Wildruhezonen überprüft werden, wodurch der Druck des Schalenwilds auf die Vegetation vermindert und somit die Anwendung von Ausnahmeregelungen eher unnötig werden könnte. Außerdem gilt es, Möglichkeiten zur weiteren Beruhigung der Wildruhegebiete, vor allem hinsichtlich der Besucherlenkung, aufzuzeigen. Von großer Wichtigkeit ist dies insbesondere für den Wiener Teil des NPDA, in dem in den nächsten Jahren steigende Besucherzahlen zu erwarten sind (Kap. 4, [„Wild & Besucher“](#)). Durch eine langfristige Neuplanung der Wildruhezonen könnte sich außerdem die Chance ergeben, das Wild für die Besucher des NPDA mehr erlebbar zu machen.

Der Schwerpunkt dieser Masterarbeit sollte auf Schutzgebieten im mitteleuropäischen Raum, insbesondere mit Feuchtgebieten, gelegt werden. Aus den gewonnenen Ergebnissen gilt es, Empfehlungen für den NPDA abzuleiten.

Daraus ergibt sich die folgende Fragestellung:

I. Worin liegen die Unterschiede des Wildmanagements des NPDA zu anderen vergleichbaren Schutzgebieten?

- a) Welches wildökologisch relevante Monitoring wird durchgeführt?
- b) Wird eine Wildbestandsregulierung durchgeführt und wenn ja, nach welchem Konzept?
- c) Welche Regelungen sind speziell für die Wildruhegebiete vorgesehen?
- d) Welche wildökologisch relevanten Regelungen bestehen in Hinblick auf das Besuchermanagement?

II. Welche Managementmaßnahmen aus den zum Vergleich herangezogenen Schutzgebieten können auf den NPDA übertragen und empfohlen werden?

2. Methode

Die Recherchen für die Auswahl der für den Vergleich mit dem NPDA geeigneten Schutzgebiete berücksichtigten den mitteleuropäischen Raum. Dabei war es grundsätzlich nicht erforderlich, dass die Vergleichsschutzgebiete dieselbe Schutzgebietskategorie, wie der NPDA, aufweisen. Vielmehr wurde zunächst das Augenmerk darauf gelegt, dass mindestens zwei der folgenden Kriterien auf die Schutzgebiete zutreffen:

- Vorhandensein von Wildruhegebieten
- ähnlicher Landschaftscharakter
- ein relativ starkes Besucheraufkommen

und / oder

- Erlebbarkeit des Wildes.

Nach festgestellter Eignung eines Schutzgebietes wurde detaillierter zur ersten Fragestellung ([Kap. 1](#)) recherchiert, um die eigentliche Auswahl zu treffen. Hauptsächlich um dem Aspekt „Grundlagen für die Optimierung des Wildmanagements des NPDA“ Rechnung zu tragen, wurde zugunsten jener Schutzgebiete entschieden, die für die Bearbeitung der zweiten Fragestellung (Übertragbarkeit und Ableitung von Empfehlungen für den NPDA) tatsächlich nützlich sein könnten.

Die benötigte Literatur sowie weitere Informationen zum Wildmanagement des NPDA wurden durch diesen zur Verfügung gestellt. Die notwendigen Informationen über die Vergleichsschutzgebiete wurden durch eigene Recherchen zwischen Dezember 2014 und Februar 2016 in wissenschaftlichen Journalen, Fachtagungsbänden und ähnlichem, aber vor allem durch die veröffentlichten Managementpläne gewonnen. Begleitet wurde die Ausarbeitung durch den persönlichen Kontakt zu den beauftragten Mitarbeitenden der jeweiligen Schutzgebiete. Dank der finanziellen Unterstützung durch die Nationalpark Donau-Auen GmbH konnte darüber hinaus der „Nationalpark Unteres Odertal“ ([Kap. 5.2](#)) besucht werden. Zudem konnte auf die während einer Exkursion im Jahr 2014 gesammelten Eindrücke im „Nationalpark Eifel“ ([Kap. 5.4](#)) zurückgegriffen werden.

Persönliche Mitteilungen, die nicht unmittelbar in schriftlicher Form erhalten wurden, wurden im Anschluss an das mündliche Gespräch in Form eines Gedächtnisprotokolls festgehalten. Dieses wurde zur Bestätigung der inhaltlichen Korrektheit und in Hinblick auf die öffentliche Zugänglichkeit dieser Masterarbeit ferner auf die Zitierfähigkeit der erhaltenen Informationen per Email an die Kontaktperson zugesandt und entsprechend beantwortet sowie ggf. korrigiert oder ergänzt. Alle verwendeten persönlichen Mitteilungen liegen der Autorin somit schriftlich archiviert vor. Ebenso wurden für alle Abbildungen schriftlich die freundlichen Genehmigungen der Schutzgebietsverwaltungen sowie der entsprechenden Geodaten-Urheber bzw. der Landesvermessungsämter eingeholt.

Die im Grundlagen-Kapitel des NPDA ([Kap. 4](#)) dargestellte Abbildung 1 wurde hingegen eigenständig mit ESRI © ArcGIS 10.3 erstellt. Die Kartengrundlagen für die Zonierung des NPDA bildeten die mit freundlicher Unterstützung des Land Niederösterreichs zur Verfügung gestellten Geodaten „Zonierung LNÖ 1997“ sowie die „Zonierung Nationalpark Donau-Auen“ des Wiener Forstamts und Landwirtschaftsbetriebs (MA 49). Das Wildruhegebiet des NPDA wurde anhand der Geodaten „Jagdlicher Managementplan“ der Wiener Umweltschutzabteilung (MA 22) und „Schongebiet“ des Nationalparkbetriebes Eckartsau der Österreichischen Bundesforste AG sowie durch eine eigenständige Digitalisierung der übrigen, in der Karte „Wildmanagementzonen im Nationalpark“ [15] dargestellten Flächen angefertigt. Die Schwerpunktregulierungsgebiete im niederösterreichischen Teilgebiet des NPDA wurden ebenfalls mithilfe der Karte „Wildmanagementzonen im Nationalpark“ [15] eigenständig digitalisiert.

3. Grundlagen

3.1 Der Begriff „Nationalpark“ und die IUCN

Weltweit tragen zahlreiche Schutzgebiete den Titel „Nationalpark“ (NP). Diese Bezeichnung begründet sich in erster Linie durch die jeweiligen nationalen Bestimmungen, sodass sich der Schutzzweck und die Zielsetzungen von Staat zu Staat teils erheblich unterscheiden können. Durch die internationale Anerkennung eines Schutzgebietes durch die IUCN und die Einordnung in eine der sechs Kategorien wurde hingegen ein weltweit einheitliches Klassifikationssystem geschaffen, das ein internationales Verständnis der diversen Schutzgebetsbegriffe ermöglicht [17, 19]. Die aktuellen Kriterien [19] stellen präzisierte Richtlinien des 1994 veröffentlichten Klassifikationssystems dar, welches seit der erstmaligen Definition im Jahre 1969 bereits mehrfach überarbeitet wurde [17].

Die IUCN-Anerkennung und Kategorien-Zuordnung geschieht auf Basis des vorrangigen Managementziels, das zuvor auf nationaler Ebene rechtlich definiert wurde und für mindestens Dreiviertel der Schutzgebetsfläche vorgesehen sein soll (75 % - Regel). Auf den übrigen Flächen kann ein anderweitiges, dem Hauptschutzzweck jedoch nicht widersprechendes Management stattfinden [17, 19].

Ein IUCN-Nationalpark (Kategorie II) ist definiert als ein natürliches oder naturnahes Gebiet, das großräumige ökologische Prozesse einschließlich ihrer charakteristischen Arten- und Ökosystemausstattung schützt und umwelt- und kulturverträgliche, seelische sowie geistige Erfahrungen und Möglichkeiten für Forschung, Bildung, Freizeit und Erholung bietet. Treffen diese Kriterien zum Zeitpunkt der Schutzgebetsausweisung noch nicht zu, sollte zumindest das Potenzial vorhanden sein, diese erreichen zu können [19]. EUROPARC & IUCN [20] räumen den europäischen NP gewisse Wiederherstellungsmaßnahmen zur Verbesserung der Ausgangssituation von Habitaten ein, die innerhalb eines räumlich und zeitlich klar begrenzten Umfangs möglich sind [20]. Die Einstufung und Aufnahme der NP in die IUCN-Liste („Anerkennung“) erfolgt auf behördliche Selbstauskunft [21]. Darüber hinaus ist die IUCN dazu bereit ein Zertifikat darüber auszustellen, ob ein Schutzgebiet würdig ist, als Kategorie II ausgewiesen zu werden [20]. In Österreich sind derzeit sechs [22] und in Deutschland sechzehn NP von der IUCN anerkannt [23].

3.2 Wildmanagement in IUCN-Nationalparks

Für das Wildmanagement ist nach den Kriterien der IUCN neben dem vorrangigen Schutz des Ökosystems insbesondere der Erholungszweck für Besucher von Relevanz. Letzterer soll vor allem durch Begegnung und Erleben der unberührten Natur sowie zu ihrer Erhaltung durch eine gezielte Lenkung der Besucher stattfinden, ohne dem Hauptschutzziel zu widersprechen. Erholung und Freizeitaktivitäten sind dem Naturschutz ausdrücklich unterzuordnen [20].

Die großräumige Einstellung der menschlichen Nutzung betrifft gemäß EUROPARC & IUCN [20] explizit auch die Jagd. In nicht näher benannten Einzelfällen sind die Schutzgebietsverantwortlichen jedoch zur Sicherung der prioritären Managementziele dazu verpflichtet Maßnahmen zu ergreifen [20]. Da außerhalb der Schutzgebiete unter anderem die traditionelle Jagdethik und Kriterien der Wild-Bewirtschaftung zur Gewinnung von Trophäen und Wildbret die Hege- und Erntemaßnahmen bestimmen [24], diese innerhalb der NP jedoch nicht von Bedeutung sind, wird hierbei vorzugsweise von einer „Regulierung“ der Wildbestände gesprochen und nicht von einer „Bejagung“ [13, 24]. Es wird in der Regel davon ausgegangen, dass ebenso die Wildbestandsregulierung, als eine Form des Eingreifens in die Natur, langfristig auf Dreiviertel des NP-Fläche einzustellen ist [13, 14, 25–27]. Die Umstände, die eine Wildbestandsregulierung in den österreichischen und deutschen NP rechtfertigen, werden im Folgenden vorgestellt.

3.2.1 Leitbild für das Schalenwild-Management in Österreichs NP

Die österreichischen NP erarbeiteten ein gemeinsames „Leitbild für das Management von Schalenwild in Österreichs Nationalparks“ [13], in dem ausführlich die gemeinsamen Grundsätze, Ziele und Prinzipien festgehalten wurden. Demnach sind neben dem vorrangigen Ziel, eine natürliche Entwicklungen auf dem Großteil der Fläche unter Vermeidung bzw. Zurücknahme von Eingriffen zuzulassen, ferner Aspekte des Artenschutzes, der Erhalt genetischer Diversität, die natürlichen Lebensräume von Wildtieren zu schützen und den Besuchern Bildung und die Erlebbarkeit der Wildtiere zu ermöglichen von Bedeutung [13].

Notwendig werden kann die Regulierung der Schalenwildbestände werden bei

- „Gefährdung der standortgemäßen Vegetation auf überwiegender Fläche ihres Vorkommens durch Schalenwild bedingten Verbiss (Verhinderung einer standortgemäßen Entwicklung und Erneuerung der Waldgesellschaften in ihrer typischen Struktur und Artenkombination, Verminderung der Artendiversität, Erhaltung der Schutzfunktion)
- schwerwiegende nachteilige Auswirkungen auf das Umland der Nationalparks (inakzeptable schalenwildbedingte forst- oder landwirtschaftliche Schäden im NP-Umland)
- Auftreten nicht heimischer Schalenwildarten (Dam-, Muffel- oder Sikawild)“ [13: S.2].

Auf behördlichen Auftrag hin können zudem im Fall von gefährlichen Wildkrankheiten oder Parasitosen Eingriffe in den Schalenwildbestand vorgenommen werden. Grundsätzlich werden sie jedoch, ebenso wie andere natürliche Regulationsmechanismen, als natürliche Faktoren angesehen. Aus diesem Grund wird die Rückkehr großer Prädatoren angestrebt und gefördert [13].

Zu den Grundsätzen des österreichischen Schalenwild-Managements zählt außerdem, dass

großflächige, zusammenhängende und eingriffsfreie Wildruhegebiete eingerichtet werden sollen, welche im idealen Fall die gesamte Kern- bzw. Naturzone und somit gemäß der IUCN 75 % des Schutzgebietes umfassen. Ferner sollten alle Maßnahmen des Schalenwild-Managements bzw. ihre Regulierung außerhalb der Wildruhezone oder der NP erfolgen sowie grundsätzlich möglichst störungsarm und beschränkt auf den unbedingt notwendigen Umfang, artgerecht und an den natürlichen Prozessen und Bedingungen ausgerichtet sein. Die Regulierung soll durch qualifiziertes NP-Personal, ausschließlich unter Verwendung bleifreier Munition, intervallartig (in zeitlich möglichst kurzen Phasen mit anschließend längeren Ruheperioden) bzw. in Schwerpunktregulierungsgebieten stattfinden. Vorwiegend sollen die Abschüsse in der Jugendklasse und der weiblichen Individuen erfolgen, während reife Trophäenträger zu schonen sind. Die Abschussplanung soll auf den Analysen bisheriger Eingriffe wie auch auf den Ergebnissen des Wildeinfluss-Monitorings, welches innerhalb der NP durchzuführen ist und gemeinsam mit der zu beobachtenden Populationsentwicklung im Umland wichtige Grundlagen liefert, basieren. Betroffene Interessensgruppen sollen eingebunden sowie großräumig und mit benachbarten Revieren zusammen gearbeitet werden [13].

Aufgrund besonderer Voraussetzungen, die sich durch historische Eingriffe, die Größe und Form des NP oder den Bedingungen außerhalb des NP ergeben, wird darüber hinaus eingeräumt zeitlich und lokal begrenzt von den Grundsätzen abzuweichen. Dazu gehört beispielsweise die Winterfütterung. Eingriffe innerhalb des Wildruhegebietes sind zudem als gezielte Maßnahmen an einzelnen Tagen möglich, wenn dies außerhalb dieser nicht möglich ist oder es sich um spezielle Waldumwandlungsgebiete oder anderweitig schützenswerte Flächen handelt. Eine gesonderte Ausweisung und Planung dieser Bereiche ist durchzuführen [13].

3.2.2. Positionspapier der deutschen NP zur Wildtierregulierung

Für das Wildtiermanagement in deutschen NP bestehen hinsichtlich der Wildtierregulierung von einer Arbeitsgemeinschaft der deutschen NP gemeinsam erarbeitete Grundsatz- und Zielformulierungen in Form eines Positionspapiers [24]. Demnach haben sich Eingriffe in die Populationen streng am Schutzzweck der jeweiligen NP zu orientieren.

Eine Wildtierregulierung ist möglich, wenn es

- „zur Erreichung eines definierten Schutzzwecks bzw. eines Nationalparkzieles, z.B. zur Reduktion bzw. Kontrolle überhöhter Schalenwildbestände, zur Erhaltung und Wiederherstellung natürlicher oder naturnaher Waldbestände (...).
- zur unmittelbaren Gefahrenabwehr (z.B. Deich-, Lawinen-, Erosionsschutz, Tierseuchen);
- zur Vermeidung nicht vertretbarer negativer Auswirkungen auf die angrenzende Kulturlandschaft“ [24: S. 1] notwendig ist.

Ausgeschlossen ist die Regulierung von Wasser- und Watvögeln.

Methodisch sind effektive Maßnahmen zu wählen, die gleichzeitig möglichst gering störend

wirken und optimal den Tierschutz berücksichtigen sowie räumlich und zeitlich eingeschränkt, möglichst außerhalb von Paarungs- und Brut- bzw. Setz- sowie der Rastzeiten, gesetzt werden. Begleitend soll ein Monitoring sowohl die Regulierungsmaßnahmen als auch ihre Auswirkungen erfassen. Die eingesetzten jagenden Personen haben regelmäßig an Fortbildungen zu nationalparkspezifischen Themen teilzunehmen und jährlich ihre Schießfertigkeiten nachzuweisen. Vertrauensvolle und enge Kooperationen mit der regionalen Jägerschaft bzw. ihren Organisationen und den Hegegemeinschaften soll zur Verständnissförderung durch die NP-Verwaltungen angestrebt werden [24].

4. Der Nationalpark Donau-Auen (NPDA)

Der im östlichen Stadtgebiet Wiens beginnende „Nationalpark Donau-Auen“ (NPDA) folgt der Donau über 43 km stromabwärts durch Niederösterreich (NÖ) bis an die österreichisch-slowakische Grenze bei Hainburg. Mit seinen 9.300 ha umfasst er überwiegend Wälder (63 %), Wasserflächen (18 %) und Auwiesen (6 %), die sich bei einer Breite von maximal 4 km als grünes Band durch eine intensiv landwirtschaftlich genutzte Landschaft erstrecken [3]. Bereits vor der Gründung des NPDA im Jahre 1996 wurden Teile der Donau-Auen, beispielsweise als UNESCO-Biosphärenpark „Untere Lobau“ [28], unter Schutz gestellt. Mit der Ausweisung als Nationalpark wurde jedoch auf Länder- und Bundesebene beschlossen, die Auenlandschaft gemeinsam gemäß der Richtlinien der IUCN von 1994 als Schutzgebiet der Kategorie II zu schützen [4–6]. Eine Flächenerweiterung auf 11.500 ha wird seit seiner Gründung angestrebt [4]. Infolge der Regulierung der Donau und des Baus von Kraftwerken wurde auch die Dynamik der Auen bei Wien beeinträchtigt [3, 29]. Damit etablierte sich abhängig vom Einflussvermögen des Wassers, beispielsweise landseitig des Hochwasserschutzdamms (Abb. 1), eine teils weitläufige Hartholzau, während die Weiche Au in regelmäßig überschwemmten Bereichen weiterhin existieren kann. Aber auch die historische forstliche Nutzung sowie großflächige Rodungen zur Gewinnung landwirtschaftlicher Flächen drängten die Au zurück und veränderten ihre Artenzusammensetzung, beispielsweise durch das Einbringen von Hybridpappeln (*Populus x canadensis*) und Neophyten, wie den Götterbaum (*Ailanthus altissima*) [3].

Die Wiener NPDA-Flächen (Lobau, 2.300 ha [30]) sowie weitere östlich und südlich gelegene Areale befinden sich im Eigentum der Stadt Wien und werden von der Forstverwaltung Lobau betreut. Die Flächen in NÖ (7.100 ha [30]) teilen sich hingegen auf die Republik Österreich (betreut durch die Österreichischen Bundesforste (ÖBf, Großteil des NÖ-Nordufers) und die Österreichische Wasserstraßen-Gesellschaft mbH via donau) sowie am Südufer auf die Forschungsgemeinschaft „Auenzentrum Petronell“ (WFF, betreut durch NPDA-Gesellschaft) und die Gemeinde Hainburg (betreut durch NPDA-Gesellschaft) auf (nach ZSAK, pers. Mitt.).

Im NPDA werden drei übergeordnete Zonen unterschieden (Abb. 1). Als „Naturzone“ wurden insbesondere die Auwälder ausgewiesen, denen unter weitestgehendem Rückzug des Menschen Raum zur natürlichen Entwicklung gelassen werden soll [5, 6, 15, 31]. Bevor dies in NÖ auf 5.200 ha (73 % der NÖ-Fläche) und in der Lobau auf 1.300 ha (56 % des Wiener NPDA) erreicht wird [30], dürfen in Teilgebieten noch bis zum Jahr 2028 umwandelnde Maßnahmen gesetzt werden [5, 6, 15, 31]. Die Areale der „Naturzone mit Managementmaßnahmen“, zu der vor allem die Heißländer und Wiesen zählen, sind hingegen dauerhaft durch Pflegemaßnahmen, wie Mahd und Beweidung, zu erhalten [6, 7, 31]. Dies betrifft in NÖ 15 % und in Wien 33 % der jeweiligen Gesamtfläche [30]. Die übrigen Flächen gehören der „Außenzonen“ an. In dieser liegen unter anderem „Sonderbereiche“ für die Schifffahrt oder die befristete biologische Landwirtschaft sowie „Verwaltungszonen“ für die Besucherbetreuung, Bade- bzw. Liegewiesen

[6, 31].

Wild und Wildmanagement

Die Wildbestände der Donau-Auen schwankten in der Vergangenheit häufig erheblich. Neben Naturereignissen, hauptsächlich den Hochwassern, wurden sie vor allem durch ihre unterschiedlich intensive Nutzung und Hege beeinflusst. Angesichts steigender Wildschäden im ackerbaulich genutzten Umland wurde durch das Hause Habsburg, welches die Donau-Auen zeitweise exklusiv als kaiserliche Hofjagd nutzte, der so genannte „Marchfeldzaun“ errichtet, der das Auswechselln des Wildes lange Zeit unterband [32]. Durch Verschleiß und Rückbau sind heute jedoch nur mehr in NÖ wenige Überreste zu finden (WERGER, pers. Mitt.). Nach ähnlich begründetem Bau eines neuen Schutzzauns am Rande der Lobau in den 1970er Jahren, bestehen hier mittlerweile wieder durchlässige Abschnitte (FALTEJSEK, pers. Mitt.). Doch ebenso die jüngeren Barrieren, wie Straßen und Siedlungen, sowie die weitläufig deckungslose Landschaft verhinderten saisonale als auch Fernwanderungen zu benachbarten Populationen. Dem NPDA kommt deshalb heute neben seiner Funktion als großflächig zusammenhängender Lebensraum eine besondere ökologische Bedeutung als Bindeglied des Alpen-Karpaten-Raums zu. Um dessen Funktionsfähigkeit wieder herzustellen, wurden entsprechende Grundlagen in einer „Wildökologische Raumplanung“ [vgl. 32] erarbeitet. Neben Habitatkorridoren und Schlüsselstellen wurde unter anderem ein insgesamt 183.000 ha großer Wildraum mit weiteren administrativen Einheiten (Wildregionen) beschrieben [32].

Im aktuellen NÖ-Managementplan [15] sowie dem verordneten Jagdlichen Managementplan für den Wiener NPDA-Teil [16] sind die jeweiligen, weitestgehend übereinstimmenden Grundsätze und Ziele des Wildtiermanagements des NPDA formuliert, deren wesentliche Inhalte wörtlich oder sinngemäß dem jüngeren Leitbild des Schalenwild-Managements der österreichischen NP (siehe [Kap. 3.2.1](#)) entsprechen. Grundsätzlich wird den heimischen Wildtieren im NPDA, einschließlich der Schalenwildbestände, der gleiche Stellenwert eingeräumt, wie den heimischen Pflanzenarten und den Waldgesellschaften [32, 33].

Nachdem bereits seit 2002 im NÖ-Gebiet keine Rotwild-Fütterung mehr stattfindet (WERGER, pers. Mitt.), wurde diese in der Lobau zuletzt im Winter 2014 / 2015 betrieben (FALTEJSEK, pers. Mitt.).

Monitoring

Den Empfehlungen von REIMOSER, F. *ET AL.* [29] folgend wurde im NPDA ein wildökologisches Monitoring, bestehend aus den drei Modulen eines Bestandsmonitorings des Schalenwilds, einer wildökologischen Auswertung der Ergebnisse der Naturrauminventur und einem Vergleichsflächenverfahren, etabliert. Neben der Auswertung des Wildabgangs (Abschüsse und Fallwild) wird dreimal jährlich im Spätwinter eine synchrone Wildzählung durchgeführt. Dabei

wird im NPDA sowie in seinem wildökologisch relevanten Umfeld, insbesondere dem Hauptverbreitungsgebiet des Rotwilds (27.000 ha [34]) in den Abendstunden an ausgewählten Plätzen angesessen und das Auftreten der Wildtiere, aber auch der Besucher, erfasst [29]. Zusätzlich wird auf den Flächen der ÖBf das während der Bewegungsjagden gesichtete Schalenwild protokolliert [34]. Auf Basis der genannten Datensammlungen wird die Entwicklung der Wildbestände erhoben. Für das Rotwild wird zudem anhand von Streckenrückrechnungen ein Mindestbestand abgeschätzt (WERGER, pers. Mitt.). Die erprobte Fährtenkartierung nach Hochwasser oder bei Schnee zur Erfassung des gebiets- und zeitweisen Vorkommens von Wildarten sowie ihrer relativen Dichte [35] wird wegen der erforderlichen Schneeverhältnisse nur bereichsweise in manchen Jahren durchgeführt (BAUMGARTNER, pers. Mitt.).

Mithilfe des Naturraum-Monitorings (Stichprobeninventur) wird die allgemeine Waldveränderung erfasst. Die Kartierung erfolgt alle fünf Jahre an den Schnittpunkten eines 100 x 400 m großen Rasters, wobei unter anderem die Struktur, der Verbiss, die Gehölzarten je Schicht und der Gesamtbegrünungsgrad der Gehölze, Gräser, Farne und Kräuter erhoben werden. Im Rahmen der wildökologischen Auswertung [36], die im 10-jährigen Rhythmus erfolgt, werden darüber hinaus auch indirekte Anwesenheitszeichen des Wildes innerhalb der Probekreise erhoben. Dazu gehören unter anderem die Anzahl an Losungshaufen, Wechsel und Suhlen. Letztere geben ebenfalls Aufschluss über die relativen Unterschiede der Wilddichten (siehe [„Wildbestand“](#)), während die vegetationskundlichen Primärdaten der Indices-Berechnung einiger der Habitatqualität (Biotopattraktivität) bestimmenden Parameter (im NPDA: Feind- und Klimaschutz, Randzonen, Wohnraum, Nahrungsangebot, Umgebung, [vgl. 10]) dienen. Aus dem Verhältnis des nahrungsunabhängigen Besiedlungsanreizes und des Äsungsangebots wird ferner die Disposition des Waldes für die Wildeinwirkung ermittelt [36]. Im Vergleich zu 1999 zeigte sich 2009 insgesamt eine leichte Verminderung der Habitatqualität für das Reh- und Rotwild, wobei je nach Gebiet und teilweise Jahreszeit (Winter, Sommer) teils größere Unterschiede bestanden; sowohl in Bezug auf die Habitatqualität als auch die Verbiss-Disposition. Zudem wurde festgestellt, dass der Flächenanteil ohne Baumjungwuchs in der Harten Au zu- und in der Weichen Au abgenommen hat [36].

Im Rahmen des Vergleichsflächenverfahrens wird in Gebieten mit beginnender und zu erwartender Verjüngung auf paarig angelegten, gezäunten und ungezäunten Flächen die Baum- und Straucharten-Entwicklung untersucht. Erhoben werden dabei unter anderem die Baumarten-Anzahl und –Zusammensetzung, die Verbissintensität und der Deckungsgrad der Bodenvegetation. Zur anschließenden Bewertung wird anhand des ermittelten IST-Zustands bestimmter Prüfkriterien (beispielsweise Jungwuchsdichte, Artenanzahl, Höhenzuwachs) die Vegetationsentwicklung auf den Flächenpaaren miteinander verglichen und mithilfe definierter SOLL-Werte (beispielsweise eine Jungwuchsdichte in den Auen von mindestens

2.000 Bäumen / ha) und Intoleranzgrenzen (beispielsweise ein Verbiss-Index¹ von 70 %) beurteilt, ob durch die Wildeinwirkung ein „Schaden“, „Nutzen“, „Schaden und Nutzen“ oder „weder Schaden noch Nutzen“ vorliegt. Erreichen dabei schalenwildbedingt ein oder mehrere Prüfkriterien beispielsweise nicht den SOLL-Wert oder wird eine Intoleranzgrenze erreicht, so gilt dies als „Schaden“. Zudem muss die Waldentwicklung jedes Verjüngungszieltyps² auf seiner überwiegenden Vorkommensfläche, das heißt auf mindestens 50 % der entsprechenden Vergleichsflächen, ohne schalenwildbedingte Beeinträchtigung möglich sein. Die jüngste Auswertung nach einer dreijährigen Laufzeit ergab in der Gesamtbetrachtung mit unter anderem 31 % „Schadflächen“ insgesamt keine intolerablen Auswirkungen des Schalenwild-Einflusses auf die Vegetation. Auf 16 % der Untersuchungsflächen ermöglichte der Wildeinfluss sogar erst die Zielerreichung („Wildnutzen“) und bewirkte insgesamt eine leicht positive Entwicklung der Baumarten-Diversität. Des Weiteren wurden auf 43 % der Vergleichsflächen „weder Schaden noch Nutzen“ und abhängig vom jeweiligen Prüfkriterium auf 10 % „Schaden und Nutzen“ vorgefunden. Gegenüber der ersten Erhebungsserie mit einer insgesamt achtjährigen Laufzeit wurde zudem in Hinblick auf die Waldgesellschaften und ihres „Schadflächen“-Anteils eine Verlagerung von der Hartholz- in die Weichholzaue hinein festgestellt. Es wird vermutet, dass dies wahrscheinlich im Zusammenhang mit einer veränderten Raumnutzung des Rotwilds steht, welches sich aufgrund des relativ zur Umgebung geringeren Jagddrucks (siehe auch [„Wildruhegebiet“](#)) nun eventuell vermehrt in der Weichen Au aufhält [33].

ausgewählte Studien

Über das regelmäßige Monitoring hinaus wurden bereits weitere wildökologisch relevante Studien im NPDA durchgeführt. So wurde beispielsweise der Einfluss der Lobau-Besucher auf die Raumnutzung einzelner Hirschkühe und Rehböcke untersucht. Das Rotwild zeigte dabei sowohl ganzjährig als auch saisonal nur wenig variierende und insgesamt sehr kleine Streifgebiete. Als Tageseinstände nutzte es die deckungsreichen Auwälder, bevorzugt entfernt von stärker frequentierten Wegen, und suchte erst nachts Offenflächen, wie die Donauwiesen oder auch die umliegenden Felder, zur Nahrungsaufnahme auf. Es waren weder großräumiges Ausweichen noch Fluchtverhalten feststellbar. Aus Sicht des Wildes deuteten diese Ergebnisse insgesamt auf eine kalkulierbare Nutzung der Wege durch Besucher sowie eine Anpassung des Wildes daran hin. Ähnliches wurde beim Rehwild festgestellt. Weitere beeinflussende Faktoren könnten eine kleinräumige Ressourcenverteilung, die deckungsreichen Donau-Auen als lineare Struktur gegenüber einem intensiv landwirtschaftlich genutzten (teils abgeäunten) Umland und die hohen Bestandsdichten sein [37]. Untersuchungen der Glucocorticoid-Metaboliten-Konzentration (physiologische Stress-Indikatoren) in Rotwild-Losung zeigten zwar saisonale

¹ Index aus Mehrfachverbissprozent + 50 % des Einfachverbissprozent der Jungwuchs-Oberhöhenbäume (Frühindikator für Höhenzuwachs)

² Gruppen von Vegetationsgesellschaften, im NPDA: Weiche und Harte Au sowie ausgewählte Sonderstandorte

Schwankungen, die mit einer Anpassungen im Jahresverlauf, aber nicht mit den besucherreichen Monaten übereinstimmen [38].

In den folgenden Jahren wurde die Raumnutzung weiterer Rothirsche im NÖ-Teil des NPDA sowie den angrenzenden March-Auen untersucht [39]. Zuletzt wurden im Frühjahr 2015 vier Individuen besendert, von denen nach technischen Ausfällen derzeit nur mehr zwei Daten übermitteln (SANDFORT, pers. Mitt.). Neben Streifgebieten, die sich zwischen den Kernlebensräumen der Donau- und March-Auen erstrecken, wurden außerdem das Ausweichen in das Umland bei Hochwasser sowie den Insektenschwärmen im Sommer und das Durchqueren der Donau dokumentiert [39, 40]. Die bisherigen Auswertungen lassen jedoch wenig direkte Vergleiche, zum Beispiel über die stark unterschiedlich großen, saisonalen Streifgebiete in den verschieden intensiv besuchterfrequentierten Regionen, zu. Es wird jedoch, wie in der Lobau, eine Kombination verschiedener Parameter vermutet [40].

Ein neues Projekt beschäftigt sich seit 2015 mit der Sichtbarkeit des Wildes. Um diese zu erfassen, wurden auf den ÖBf-Flächen 26 Zeitraffer-Kameras an Offenflächen mit unterschiedlich hohem Besucher- und Jagddruck angebracht (WERGER, pers. Mitt.).

Im selben Jahr wurden zweimalig Transekt-Überfliegungen des ÖBf-Gebietes mit einem Ultraleichtflugzeug durchgeführt, um die Schalenwildbestände sowie ihre räumliche Verteilung mithilfe von Infrarot- (IR) und Echtfarb-Aufnahmen zu ermitteln (siehe [„Wildbestand“](#)) [41]. Im Vergleich zu den Pilotstudien in Deutschland [42] konnte im NPDA eine höher auflösende IR-Kamera eingesetzt werden. Erprobt wurde zudem die Eignung der terrestrischen IR-Taxation für die Rehwild-Bestandsschätzung [41]. Da die Rotwild-Bestandsschätzung mittels Überfliegung zufriedenstellende Ergebnisse erbrachte, ist derzeit im Jahr 2017 eine Wiederholung unter Ausweitung auf das Gebiet des Wiener NPDA sowie weiterer Flächen vorgesehen. Wahrscheinlich wird diese Methodik die bisherigen Wildzählungen ersetzen (FALTEJSEK, pers. Mitt.).

Wildbestand

Die relativ höchste Rotwildichte lässt sich in der Unteren Lobau sowie mittig des ÖBf-Gebietes finden [36]. Ihr Frühjahres-Mindestbestand wurde im ÖBf-Gebiet anhand von Streckenrückrechnungen auf etwa 13 Individuen / 100 ha geschätzt (WERGER, pers. Mitt.). Höher lag dieser im Rahmen der IR-Überfliegung (siehe [„ausgewählte Studien“](#)) (ohne Berücksichtigung von Übersehraten) mit 14 bis 15 Individuen / 100 ha [41]. Etwa 250 bis 300 Stück leben derzeit in der Lobau, was einem leichten Rückgang zum letzten Jahrzehnt entspricht (FALTEJSEK, pers. Mitt.).

Das Rehwild tritt im Wiener Teilgebiet relativ am häufigsten auf [36]. Es liegen zwar keine konkreten Bestandsschätzungen für den NPDA vor (FALTEJSEK & WERGER, pers. Mitt.), es wird allerdings von einem über die Jahre im Mittel etwa konstanten Bestand ausgegangen, der zuletzt durch das Jahrhunderthochwasser im Jahr 2013 natürlich dezimiert wurde (WERGER, pers. Mitt.).

Aufgrund größerer Unsicherheiten hinsichtlich der Entdeckungswahrscheinlichkeiten während der Überfliegung bzw. der terrestrischen IR-Taxation konnten auch anhand dieser Methoden keine Angaben über den Rehwild-Bestand getätigt werden. Dies trifft ebenso auf das Schwarzwild (*Sus scrofa*) zu, dessen Zählung sich einerseits aufgrund der Körpergröße auf adulte Tiere beschränkt, andererseits die Unterscheidung mehrerer in einem Kessel liegender Individuen schwer möglich war [41]. Ihr Bestand nimmt im Mittel der letzten Jahre stark zu. Natürlich reduziert wurde er zuletzt ebenfalls durch die Jahrhundertflut (WERGER, pers. Mitt.). In vergleichsweise geringer Zahl kommen im NPDA außerdem Mufflons (*Ovis gmelini musimon*) und Damhirsche (*Dama dama*) vor, deren Verbreitungsgebiete vor allem im Wiener Raum liegen (WERGER, pers. Mitt.). Während das Muffelwild dort vor einem Jahrzehnt noch in Rudeln mit bis zu 10 Individuen gesichtet wurde, scheint ihr Bestand mittlerweile abgenommen zu haben. Hingegen werden vom Damwild derzeit noch zwischen 60 und 80 Stück vermutet (FALTEJSEK, pers. Mitt.). Geschätzte 20 bis 30 Stück, die vereinzelt aus einem Gatter im Umland entkommen oder aus den Kleinen Karpaten und der Lobau einwandern, werden außerdem im NÖ-Gebiet vermutet (WERGER, pers. Mitt.). Im Rahmen der IR-Überfliegung wurden allerdings keine identifiziert [41].

Auf sehr niedrigem Niveau existieren im NPDA zudem Bestände von Marderhund (*Nyctereutes procyonoides*), Mink (*Neovison vison*) und Waschbär (*Procyon lotor*) (WERGER, pers. Mitt.).

Wildbestandsregulierung

Eine Wildbestandsregulierung ist im NPDA möglich, wenn der Schalenwild-Einfluss auf die Entwicklung der Vegetation über einem tolerierbaren Maß liegt, d.h. wenn schalenwildbedingt

- verhindert wird, dass sich die Waldgesellschaften auf ihrer überwiegenden Vorkommensfläche in ihrer typischen Struktur standortgemäß entwickeln und erneuern können
- sich die standortgemäße Biodiversität der Pflanzen vermindert
- eine Naturverjüngung nicht innerhalb jeder Waldgeneration möglich ist [15, 16].

Des Weiteren sollen nicht heimische Arten nicht erhalten [16] bzw. zurückgedrängt werden [15]. Wird darüber hinaus durch Forschungsergebnisse festgestellt, dass heimische Arten andere in ihrem Bestand bedrohen, so können auch diese reguliert werden [15, 16].

Für das Rotwild ist im NÖ-Managementplan vorgesehen, mindestens eine Populationsgröße von 600 Stück im Vorkommensgebiet unter natürlicher Sozialstruktur-Entwicklung zu erhalten [15]. In Wien wurde zudem verordnet gleichermaßen das Reh- und Schwarzwild mit einem vitalen Bestand, mit artgemäßer Sozialstruktur und einer Wilddichte, die dem Lebensraum angepasst ist, zu erhalten und zu fördern [16].

Auf den Flächen der Stadt Wien und des Bundes kommen zur Regulierung der Wildbestände überwiegend Mitarbeitende zum Einsatz, während die Abschüsse auf den Flächen Hainburgs der örtlichen Jägerschaft übertragen wurden. In einem kleinen niederösterreichischen NP-Fragment

wird zudem der Umfang der bisherigen Jagd fortgesetzt. Für beide Gebiet gelten Sondervereinbarungen [15]. Die Regulierungsmaßnahmen innerhalb und außerhalb des NPDA werden in der Wiener Rotwild-Hegegemeinschaft (RHG) sowie einer Hegegemeinschaft in NÖ abgestimmt, die ihrerseits ebenfalls in Kontakt stehen (WERGER, pers. Mitt.).

Die Grundlagen für die Planung der Abschüsse, die pro Wildregion festgelegt und auf die Jagdgebiete aufgeteilt werden, basieren auf den Ergebnissen des Monitorings (siehe [„Monitoring“](#)). Berücksichtigt werden die Daten der letzten drei Jahre über den durchschnittlichen Wildabgang (Abschüsse und Fallwild), das Ausmaß der Wildeinwirkung auf die Vegetation, ihre Entwicklungstendenz sowie jene durch die Wildzählungen festgestellte des Wildbestands. Des Weiteren sind zugleich die Entwicklungstendenzen der genannten Parameter innerhalb der letzten zehn Jahre zu berücksichtigen [15, 16].

Für das Wiener Teilgebiet wurde zudem verordnet, jährlich mindestens den Zuwachs des Rot- und Rehwilds sowie mindestens 180 Wildschweine zu erlegen [34]. In NÖ sind, sofern aus wildökologischer Sicht keine gegenteilige Begründung vorliegt, Geweihträger bis auf die Jugendklasse von der Regulierung ausgenommen [8]. Zur Erhaltung der ausgewogenen Geschlechter- und Altersstruktur wird in der Lobau auch älteres männliches Rotwild erlegt. Außerdem dürfen gemäß vertraglicher Vereinbarungen unter Berücksichtigung der noch zu erfüllenden Abschüsse jährlich ein I-er und ein II-er oder ein III-er Hirsch durch Anrainer der RHG durchgeführt werden, worauf künftig allerdings verzichtet werden soll (FALTEJSEK, pers. Mitt.).

Zwischen 2004 und 2013 lagen die im NPDA jährlichen erfassten Wildabgänge bei 110 bis 192 (im Mittel: 149) Stück Rotwild, 86 bis 248 (im Mittel: 177) Stück Rehwild und 248 bis 595 (im Mittel: 425) Stück Schwarzwild. Durchschnittlich wurden jährlich neun Muffel- und 19 Damwild erlegt³.

Seit 2011 wird im Gebiet der ÖBf auf die Rehwild-Regulierung gänzlich verzichtet. Nur mehr einmalig wurde noch auf einer Umwandlungsfläche eingegriffen, bevor man sich letztlich für den Einzelbaum-Schutz entschied. Seit dem Beschluss, in NÖ gebietsfremde Prädatoren zu regulieren, entziehen sich diese der jagdlichen Wahrnehmung (WERGER, pers. Mitt.)

Regulierungskonzept:

Sowohl im NÖ-Managementplan [15] als auch im Wiener Jagdlichen Managementplan [16] sind räumlich drei unterschiedliche Strategien hinsichtlich der Wildbestandsregulierung vorgesehen, wie sie inhaltlich von REIMOSER, F. ET AL. [32] vorgeschlagen und im österreichischen Leitbild ([Kap. 3.2.1](#)) vorgesehen sind. Den dazu gehörenden Wildruhegebieten ist anschließend ein eigenes Kapitel gewidmet (siehe [„Wildruhegebiet“](#)).

In den „Intervallregulierungsgebieten“ sollen die Regulierungsmaßnahmen über das Jahr hinweg auf eine möglichst kurze Dauer begrenzt werden [15, 16], um effektive Einsätze und gleichzeitig

³ eigene Berechnungen anhand zur Verfügung gestellter Daten der Nationalpark Gesellschaft

vertrautes, für den Besucher leichter beobachtbares Wild zu ermöglichen [32]. Im NÖ-Managementplan ist dafür eine maximal zwei Wochen andauernde Regulierungsphase mit anschließender, mindestens vierwöchiger Jagdruhe vorgesehen [15]. Seit 2013 wird auf den Flächen der ÖBf ein modifiziertes Intervallsystem für einen Zeitraum von fünf Jahren erprobt. Dieses ist zeitlich als eine für alle Wildarten einheitliche, verlängerte Schonzeit (1. Februar bis 31. Juli) und eine anschließende Schusszeit organisiert. Neben einer Ausdehnung der jagdlichen Ruhe konnten damit bei etwa gleichbleibender Strecke sowohl die Ansitzdauer als auch die Gesamtzahl des Ansitzens reduziert werden. Räumlich wurde ferner ein insgesamt gleichmäßigerer Abschuss erreicht. Durch Einzelansitz an Kirrungen (bis 2012 noch ganzjährig) kommen etwa Zweidrittel der Schwarzwild-Strecke zustande, die gemäß der „Schwarzwild-Leitlinie“ der ÖBf [43] sowohl bei den Zuwachs- als auch den Erfahrungsträgern ansetzt, ohne Überläufe und Frischlinge zu vernachlässigen. Rotwild wird hingegen zu 80 bis 90 % während der in der Regel drei Bewegungsjagden⁴ zwischen November und Dezember erlegt. Die Teilflächen (450 ha bis 750 ha) überlappen dabei jeweils mit dem Wildruhegebiet (siehe [„Wildruhegebiet“](#)). Seit 2010 werden die Bewegungsjagden in Form zweier Ansitz-Drückjagden (ASD, drei Durchgehende und bis zu 20 Schützen) und einer Stöberjagd (40 bis 60 Schützen) durchgeführt. Während letzterer werden grundsätzlich die höchsten Rotwild-Strecken erzielt. Eine Steigerung der Schwarzwild-Strecken konnte 2012 unter anderem durch die erstmalige Freigabe aller Altersklassen beiderlei Geschlechts während der ASD erreicht werden, was auch künftig beibehalten werden soll (WERGER, pers. Mitt.).

In der stark besucherfrequentierten Lobau (siehe [„Wild & Besucher“](#)) können die gemäß des Jagdlichen Managementplans erlaubten ASD [16] aus Sicherheitsgründen nicht durchgeführt werden, sodass alle Abschüsse durch Einzelansitz (Wildschweine an Kirrungen) erzielt werden. Grundsätzlich werden (insbesondere wegen des Schwarzwilds) die jagdrechtlich vorgesehenen Schusszeiten ausgeschöpft, wobei jeweils auf Teilflächen ein zweiwöchiger Rhythmus von Regulierungs- und Ruheintervallen verfolgt wird. Die Regulierungsschwerpunkte liegen dabei vermehrt im Herbst. Für diese Zeit wurden die Mitarbeitenden ferner dazu angeregt ebenso ältere Bachen zu regulieren. Gezielte Maßnahmen zur Reduktion des Muffel- und Damwilds bestehen insofern, als dass es für diese Wildarten keine jährliche Obergrenze in der Abschussplanung gibt und demnach unbegrenzt Abschüsse getätigt werden dürfen (FALTEJSEK, pers. Mitt.).

Die zweite strategische Einheit stellen die „Schwerpunktregulierungsgebiete“ [15] bzw. „Schwerpunktbejagungsgebiete“ [16] dar, die nicht mehr als 10 % der Flächen umfassen dürfen [15, 16]. Ziel ist hier, die lokale Wilddichte vor allem durch erhöhten Aufwand (Jagddruck) während der gesamten Jagdzeit möglichst gering zu halten [32]. Gemäß des NÖ-Managementplans [15] können sie in besonders wildschadenssensiblen Gebieten eingerichtet

⁴ aufgrund der natürlichen Mortalität durch das Jahrhundert-Hochwasser fand 2013 nur eine Bewegungsjagd statt

werden. Tatsächlich sind sie in NÖ aber nur bei Hainburg sowie dem NP-Fragment zu finden (Abb. 1) (WERGER, pers. Mitt.). Grundsätzlich können ebenso im Wiener Teilgebiet in Abstimmung mit den Behörden zeitlich befristet Schwerpunktbejagungsgebiete zur Vermeidung von übermäßiger Schalenwild-Einwirkung auf die Vegetation, zur Verbesserung der Verteilung des Wildes sowie zur Bestandsreduktion eingerichtet werden [16] (siehe „[Wildruhegebiet](#)“).

Wildruhegebiet

Das im NPDA ausgewiesene Wildruhegebiet umfasst insgesamt 5.000 ha (54 % des NPDA) (Abb. 1). In den niederösterreichischen „Wildruhegebieten“ sind vermeidbare Beunruhigungen der Wildtiere [15] bzw. in Wien in den „Jagdlichen Ruhegebieten“ Beunruhigungen des Wildes einschließlich jagdlicher Eingriffe verboten [16]. In beiden Teilgebieten wird jedoch auf Ausnahmeregelungen zurückgegriffen, sodass letztendlich 4.000 ha (43 % des NPDA)⁵ tatsächlich als ganzjähriges Wildruhegebiet verbleiben.

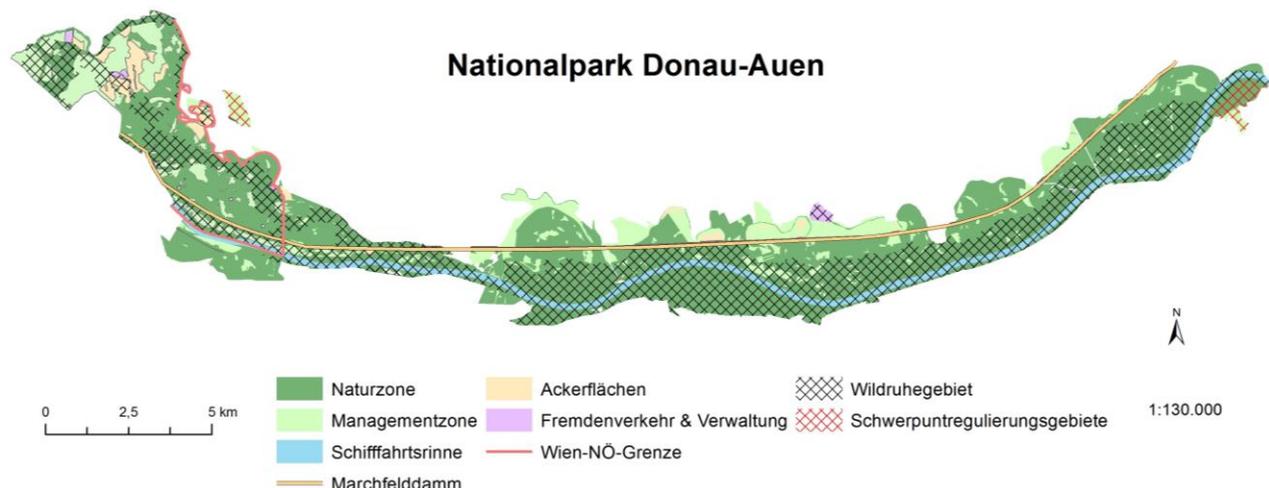


Abbildung 1: Karte des Nationalparks Donau-Auen mit einer vereinfachten Darstellung der Zonierung, des Wildruhegebietes und der Schwerpunktregulierungsgebiete. Nicht dargestellt sind die vorübergehend auch in Wien ausweisbaren Schwerpunktregulierungsgebiete. Datenquellen: STADT WIEN – data.wien.gv.at., © STADT WIEN, ViennaGIS - Geografisches Informationssystem der Stadt Wien, Fachdaten: Wiener Umweltschutzabteilung - MA 22, Basisdaten: Mehrzweckkarte, Stadtvermessung Wien - MA 41, Weitere Informationen: Themenstadtplan Wien Umweltgut, www.wien.gv.at/umweltschutz/umweltgut, © LAND NIEDERÖSTERREICH, ÖSTERREICHISCHE BUNDESFORSTE AG sowie NATIONALPARK DONAU-AUEN GMBH [15].

Im NÖ-Gebiet erstreckt sich das 3.900 ha (54 % des NÖ-NPDA) große Wildruhegebiet als ein fast vollständig zusammenhängendes Band über die Donau und die angrenzenden Uferbereiche. Terrestrisch entspricht dies am Nordufer sowohl den bereits ausgewiesenen [15] als auch den künftigen Prozessschutzflächen sowie die darin eingeschlossenen Offenflächen der dauerhaften Managementzone. Abgeschieden befindet sich zudem im Schlossgarten Eckartsau ein weiteres 27 ha großes Schongebiet. Bei Abgrenzung des Wildruhegebietes auf den ÖBf-Flächen wurden

⁵ eigene Berechnungen anhand Geodaten, WERGER (pers. Mitt.) und FALTEJSEK (pers. Mitt.)

vor allem die aus Erfahrung bekannten Einstände, insbesondere des Rotwilds, berücksichtigt. Laut WERGER (pers. Mitt.) bestätigt sich die Wirkung der Jagdruhe bereits durch die bevorzugte Nutzung des Wildruhegebietes durch das Wild und teilweise durch die Reduktion der Fluchtdistanzen bzw. eine zunehmende Vertrautheit des Wildes (siehe [„Wild & Besucher“](#)). Am Südufer (WWF-Flächen) befindet sich die Ruhezone fast vollständig in der bewaldeten Naturzone mit abgeschlossenem Management [15]. Für Besucher sind beide Donauufer abschnittsweise, zum Teil über Strecken von über 7 km Länge, zum Anlanden und Baden freigegeben [44].

Laut NÖ-Managementplan [15] können im Wildruhegebiete an maximal zwei Tagen im Jahr Regulierungsmaßnahmen zur Herstellung waldverträglicher Schalenwildbestände durchgeführt werden. Derzeit betrifft dies insgesamt 940 ha (24 % des NÖ-Wildruhegebietes⁶), die während der Bewegungsjagden einbezogen werden, wodurch sich höhere Strecken erreichen lassen (WERGER, pers. Mitt.). In NÖ verbleiben somit rund 3.000 ha (42 % des NÖ-NPDA)⁶ als ganzjähriges Schongebiet.

In Wien sind derzeit insgesamt 1.100 ha (47 % der Wiener NPDA) als Jagdliches Ruhegebiete verordnet. Neben den Gewässern der Naturzone und der zum Wiener Teilgebiet gehörenden Donau wurden sowohl bewaldete (Naturzone) als auch offene Flächen (Managementzone) einbezogen. Zum Teil wurden außerdem die noch bis 2027 für den ökologischen Landbau nutzbaren Flächen [6] integriert. Auch entlang Wiener Donauufer ist das Anlanden und Baden für Besucher zum Teil erlaubt. Weitere Badeplätze sind innerhalb des Wildruhegebietes ausgewiesen [44]. Anhand der Ergebnisse eines Besucher-Monitorings von 1999 [45, 46] ist anhand optischer Beurteilung festzustellen, dass die teils schmalen Bereiche der aktuellen Wildruhezone oftmals von den intensiv frequentierten Wegen durchschnitten werden, vor allem in der Oberen Lobau. Ähnliche Erhebungen für NÖ liegen nicht vor.

Die Ausnahmeregelungen zur Wildbestandsregulierung gelten für das Wiener Wildruhegebiet im Fall einer Seuchengefahr, bei massiven Schäden an den landwirtschaftlichen Nutzflächen sowie an maximal vier Tagen im Jahr für Teilflächen der gemäß Verordnung [16] möglichen ASD. Darüber hinaus können temporäre Schwerpunktbejagungsgebiete (siehe [„Regulierungskonzept“](#)) ausgewiesen werden [16]. In der tatsächlichen Umsetzung wird jedoch nur auf die Schwerpunkt-Regelung, jeweils für die Dauer von etwa sechs Monaten, zurückgegriffen. Das heißt, auf den geschätzt insgesamt 100 ha großen Teilflächen (9% des Wiener Wildruhegebietes⁶) wird durch häufigeres Ansitzen und ohne Ruheintervalle ein höherer Jagddruck erzeugt. Ausschlaggebend für die Flächenauswahl sind die lokalen Wildschäden, vor allem aber die Erfolg versprechenden räumlichen Gegebenheiten (FALTEJSEK, pers. Mitt.).

Über einen (probeweisen) Verzicht der Schalenwild-Regulierung innerhalb des NÖ-NPDA wurde bereits diskutiert. Mit einer langfristigen Jagdruhe wäre nach WERGER (pers. Mitt.) aufgrund

⁶ eigene Berechnungen

anderer Wertvorstellungen und Zielsetzungen der jagenden Anrainer sowie voraussichtlich weiter anwachsender Bestände nicht zu rechnen. Die im Anschluss an eine Aussetzung notwendigen, intensiveren Pflegemaßnahmen für Schussschneisen und die wahrscheinlich zu steigende Anzahl an Abschüssen würden zudem eine unnötige Beunruhigung des Wildes mit sich bringen (WERGER, pers. Mitt.). Eine Ausweitung der Ruhezone auf 75 % des Wiener Teilgebietes ist derzeit ebenso schwer vorstellbar. Bei einer deckungsgleichen Ausweisung von Naturzone und Wildruhegebiet würde dies vor allem die Wälder betreffen, während die Offenflächen (Managementzone) zur Regulierungszone würden. Letztendlich könnte dies einen zunehmenden Verbiss im Wald verursachen (FALTEJSEK, pers. Mitt.).

Wild und Besucher

Mit der Nähe zu Wien und dem bis heute stetig wachsenden Besiedlungsdruck (2015: 1,8 Mio. Einwohner [47]) geht zugleich eine zunehmende Anzahl Erholungssuchender einher. Dies ist insbesondere für das Wiener NPDA-Gebiet auch künftig von Bedeutung [37, 48], denn von den jährlich mehr als eine Millionen Besuchern [15] suchten bereits vor mehr als zehn Jahren allein 600.000 Menschen die wesentlich kleinere Lobau auf [49]. Vor allem Anwohner aus der näheren Umgebung nutzen den NPDA regelmäßig, viele schon seit Jahren und manche sogar täglich. Damit geht nicht zuletzt eine Ortsverbundenheit und eine entsprechend gute Ortskenntnis der Besucher einher [49–52]. Bereits in den frühen Morgenstunden, aber ebenso am späten Abend sind Menschen anzutreffen [49].

Während der Wiener NPDA ausschließlich entlang der gekennzeichneten Wege begangen werden darf [6], ist es den Besuchern im NÖ-Teilgebiet grundsätzlich erlaubt, das gesamte vorhandene Wegesystem zu nutzen. Markierte und damit für die vorrangige Benutzung empfohlene Wanderwege (insgesamt 100 km [53]) sollen die Besucher jedoch auf diese konzentrieren, um andere Gebiete möglichst unfrequentierte zu halten. Wege-Nahbereiche und gemähte Wiesen dürfen ebenso betreten werden. In beiden Teilgebieten darf an entsprechend ausgewiesenen Plätzen gebadet und mit Booten angelandet bzw. auf speziell ausgewiesenen Wegen Rad gefahren werden [6, 15]. In begründeten Fällen, wie im Rahmen des Naturschutzes oder bei Hochwasserereignissen, können zudem temporäre Wegsperrungen, auf die mit Tafeln (beispielsweise während der Rotwild-Brunft⁷) hingewiesen wird, eingerichtet werden [15].

Ein umfassende Studie [37] ergab, dass die soziale und ökologische Tragfähigkeit der Oberen Lobau bereits damals zeitweise erreicht war. In einem weiterführenden Projekt [48] wurden zwar Lösungsmöglichkeiten aufgezeigt, die unter anderem das Umland einbezogen, doch mittlerweile könnten die Besucherzahlen allein in der Lobau auf eine Millionen angestiegen sein (FALTEJSEK, pers. Mitt.). Im Rahmen der Simulationen möglicher Auswirkungen der verschiedenen Lösungsszenarien wurden unter anderem anhand des Wegenetzes, der Besucher-

⁷ eigene Erfahrung

Frequentierung und der Biotoptypen störungssensible Räume für das Reh- und Rotwild identifiziert [48]. Aus wildökologischer Sicht ist am hohen Besucherdruck im NPDA nicht zuletzt problematisch, dass die Erholungssuchenden bereits infolge der teilweise als störend wahrgenommenen Besucherdichten vermehrt ihr Verhalten durch räumlich und zeitliches Ausweichen anpassen [37, 51]. Dabei verlassen manche regelmäßig die Wege [46, 54]. So wurden im Rahmen der Wegetyp-Erhebungen 11 % Trampelpfade in der Oberen Lobau und 15 % in der Unteren Lobau dokumentiert [48]. Dass menschliche Aktivitäten auf Wildtiere beunruhigend wirken können, war etwa 40 % der Lobau-Besucher bewusst. 10 bis 20 % gaben außerdem an, dass ihr Verhalten am Tag der Befragung störend gewirkt haben könnte [37, 54].

Etwa 10 % aller Lobau-Besucher hatten Hunde dabei [46], während in NÖ das Hunde ausführen sogar die häufigste Aktivität darstellt [52]. Obwohl Hunde ausschließlich angeleint mitgeführt werden dürfen [6, 15], wurde dies nur von jedem dritten [49, 52] bzw. jedem zweiten Hundehalter beachtet [37]. Beispielsweise in Wien wird dem mit regelmäßigen Kontrollen durch das Revierpersonal sowie mit gemeinsamen polizeilichen Schwerpunktaktionen, denen Strafge­lder zwischen 20 und 360 € folgen können, begegnet (FALTEJSEK, pers. Mitt.).

Der Aspekt der teilweise sehr guten Ortskenntnis erwies sich insbesondere beim Auflassen von Wegen als herausfordernd, da manche die gewohnten Routen weiterhin nutzen möchten und dem trotz Hindernissen nachgehen, wenn die frühere Weg-Funktion noch erkennbar ist (ZSAK, pers. Mitt.). Laut WERGER (pers. Mitt.) erwies sich lokales oder temporäres Ausweisen von Forst- oder Wild-Sperrgebieten als nicht zielführend, da sie auf Besucher eher anziehend wirkten. Die Forstverwaltung Lobau konnte mit einem über den Weg hinausreichenden Zaun gute Erfahrungen machen (FALTEJSEK, pers. Mitt.).

Als Besucher im NPDA freilebendes Schalenwild zu erleben, geschieht laut ZSAK (pers. Mitt.) eher zufällig und ist nur von kurzer Dauer, wie beispielsweise durch das Aufschrecken eines Rehes. Kaum für Besucher zu sehen ist ebenso das Rotwild, das sich tagsüber in ruhigen, unzugänglichen Gebieten aufhält und seinen Einstand erst zur Dämmerung verlässt [53]. In der Brunftzeit werden gezielte Führungen in den Abendstunden angeboten, um „den Rothirsch zu lösen“ [55] und eventuell unterwegs oder von einem für das Wild schwer einsehbaren Ort aus sehen zu können⁷. Zunehmend vertrauter wird laut WERGER (pers. Mitt.) bereits das Rehwild im Schlosspark Eckartsau sowie einzelne Rotwild-Individuen gegenüber Forst-Mitarbeitern. Laut FALTEJSEK (pers. Mitt.) ist das Sichten des Wildes insbesondere in der Schonzeit, teils auch in der Paarungszeit, durchaus möglich; vorausgesetzt der Besucher hat Interesse daran es zu entdecken und verhält sich entsprechend rücksichtsvoll, eventuell unter zur Hilfenahme eines Fernglases.

5. Andere Nationalparks und ihr Wildmanagement

5.1 Nationalpark Kalkalpen (NPKA)

Im Südosten Oberösterreichs wurde 1997 der „Nationalpark Oö. Kalkalpen – Gebiet Reichraminger Hintergebirge / Sensengebirge“ (NPKA) ausgewiesen [56, 57], welcher sich nach Flächenerweiterungen mittlerweile über 20.900 ha [58] auf 400 bis 2.000 m Höhe erstreckt. Weitere Ausdehnungen des T-förmigen Areals, das Arrondieren der Enklaven und Verbinden mit anderen Schutzgebieten wird angestrebt. Mit 81 % entfällt der überwiegende Teil auf Waldflächen [59], worunter Fichten-Tannen-Buchen-Wälder dominieren [60] und insgesamt 37 ha als wahrscheinliche Urwald-Reste identifiziert werden konnten [61]. Weitere 8 % stellen Latschen bedeckte Gebiete und 6 % Almen- und Wiesenflächen dar [59].

Gemäß des verordneten Managementplans [62] wird in eine „Naturzone“ und eine „Bewahrungszone“ unterschieden. In erstgenannter soll eine minimale, standortangepasste Eigendynamik entstehen können, die der Natur eine eigenständige Entwicklung ermöglicht. Bis dies auf 89 % der Gesamtfläche erreicht wird [59], sind für einen Zeitraum von maximal 30 Jahren lokal in den nicht naturgemäßen oder naturnahen Waldbeständen Umwandlungsmaßnahmen durchführbar („Naturentwicklungszone“, DACHS (pers. Mitt.)). In der „Bewahrungszone“ soll hingegen die naturnahe Kulturlandschaft mit nationalparkkonformer Bewirtschaftung bzw. Pflegemaßnahmen erhalten werden, was insbesondere für Almen, ihre angrenzenden Waldflächen sowie die Schutzwälder gilt [62]. Nach dem Orkan „Kyrill“ wurde darüber hinaus ein Borkenkäfer-Management zum Schutz umliegender Wälder notwendig (DACHS, pers. Mitt.) [vgl. z.B. 63]. Kurze Zeit darauf rückte auch der Begriff der „Wildnis“ (DACHS, pers. Mitt.) in den Vordergrund, welche die NP-Verwaltung als „ein großes zusammenhängendes Gebiet, in welchem die Natur sich selbst überlassen ist“ [59: S. 4] und in dem unterstützende Maßnahmen zur Erreichung der NP-Ziele möglich sind, definiert. Bis 2017 soll auf 75 % der Fläche eine vollständig eingriffsfreie Wildnis realisiert werden [59]. Für die Umsetzung auf bereits 13.000 ha (62 % der Gesamtfläche⁸) wurde dem NPKA 2015 von der „*European Wilderness Society*“ ein Wildnis-Diplom in Platin verliehen [64].

Die Flächen des NPKA befinden sich überwiegend im Besitz der Republik Österreich, 11 % sind Privat- und 1 % Gemeindebesitz. Die Umsetzung des Managements erfolgt gemeinsam durch die NP-Gesellschaft und die ÖBf [58].

⁸ eigene Berechnungen

Wild und Wildmanagement

Unter Einbindung sowohl des NP als auch den Akteuren des Umlandes aus den Bereichen der Forst- und Landwirtschaft, Wildbach- und Lawinen-Verbauung sowie Jagd, Tourismus und Naturschutz wurde in den Anfangsjahren des NPKA eine großräumige „Wildökologische Raumplanung“ durchgeführt. Ziel war es, sowohl die Lebensräume der Schalenwild- und Raufußhuhn-Arten nachhaltig zu sichern, als auch eine untragbare Belastung der Vegetation durch das Schalenwild zu vermeiden. Für verschiedene Teilaspekte der landschaftlichen Mehrfachnutzung, mit der ein Lebensraumverlust für die Wildtiere einhergeht, wurde eine wildökologische Bewertung durchgeführt und sektorale, künftig zwischen den Interessensgruppen abzustimmende und mit Veränderung des Lebensraums weiter anzupassende Maßnahmen erarbeitet [65]. Eine Tagung des Fachausschusses (Informationsgremium für die betroffenen Akteure) findet mittlerweile nur mehr einmal jährlich statt (Dachs, pers. Mitt.). Nach wie vor bilden die speziell für das Wildmanagement des NPKA erarbeiteten Grundlagen sowie das jüngere Schalenwild-Management-Leitbild der österreichischen NP ([Kap. 3.2.1](#)) die Basis des heutigen Konzepts, welches nach mehreren Anpassungen [vgl. 9–11] in seiner aktuellen Form im Weiteren vorgestellt werden wird.

Im NPKA wird den heimischen Schalenwildarten grundsätzlich der gleiche Stellenwert eingeräumt, wie den heimischen Pflanzenarten und Waldgesellschaften, jedoch sind die lokalen Erfordernisse der Lawinen- und Wildbach-Verbauung sowie der Erhalt der Wälder mit Objektschutzwirkung vorrangig [65].

Bis 2017 soll im NPKA erreicht werden, dass die Schalenwild-Population aus ökologischer Sicht keine Bedrohung für die natürliche Waldwildnis-Entwicklung (Verjüngung) darstellt. Dazu soll einerseits die Wildbestandsregulierung angepasst werden und sich andererseits auf den Managementbereich konzentrieren. Grundsätzlich ist auch die Ausarbeitung einer neuen Managementplan-Verordnung geplant [63].

Besonderheiten des NPKA stellen die winterliche Fütterung des Rotwilds, welche schrittweise von ursprünglich elf auf heute vier Standorte reduziert wurde [63], sowie die Anwesenheit von Luchsen (*Lynx lynx*) dar. Der erste Nachweis eines männlichen Tieres gelang bereits 1998. Nach Ansiedelung dreier schweizerischer Individuen zwischen 2011 und 2013 gelangen bereits mehrmals Reproduktionen [69]. Hochrechnungen zufolge wurden beispielsweise 2013 etwa 60 Huftiere von Luchsen gerissen. Die natürliche Mortalität des Schalenwilds wird im NPKE darüber hinaus in schneereichen Wintern und von Lawinenabgängen beeinflusst, wodurch 2013 schätzungsweise 130 Stück Schalenwild starben [66].

Der im verordneten Managementplan für das Wildmanagement vorgesehene Erhalt von insgesamt 70 ha Mäh- und Wildwiesen [62], wird nicht realisiert. Die Pflegemaßnahmen der Offenflächen werden ausschließlich aus Naturschutzgründen durchgeführt (DACHS, pers. Mitt.).

Monitoring

Der Rotwildbestand wird anhand von Zählungen an den Winterfütterungen geschätzt. Allerdings ergeben sich daraus unsichere Aussagen, insbesondere in weniger strengen Wintern (siehe [„zusätzliche Studien“](#)). Der Bestand des Reh- und Gamswilds (*Rupicapra rupicapra*) wird nicht näher untersucht. Einerseits, weil ein Rehwild-Monitoring mit vertretbarem Aufwand keine für eine Abschussplanung ausreichend genauen und präzisen Ergebnisse liefert. Zum anderen sind die üblicherweise in Habitaten über der Waldgrenze angewandten Zähltechniken für das Gamswild im NPKE nicht durchführbar, da es sich hier fast ausschließlich um Waldhabitate handelt. Von jedem erlegten Wild wird anschließend die Hinterlauflänge vermessen (DACHS, pers. Mitt.).

Der Einfluss des Schalenwildes auf die Vegetation wird derzeit zum einen durch ein Jungwuchs-Monitoring der ÖBf und zum anderen mithilfe eines Vergleichsflächenverfahrens erhoben (DACHS, pers. Mitt.). Da letzteres in seinen Grundlagen den Kontrollzaun-Erhebungen des NPDA gleicht, wird an dieser Stelle lediglich auf dieses verwiesen (Kap. 4., [„Monitoring“](#)). Unterschiede bestehen im Bewertungssystem hinsichtlich der konkreten Schwellenwerte und Intoleranzgrenzen (beispielsweise einem Verbiss-Index von 30 % [65]) sowie standörtlich bedingt in den betrachteten Schlüsselbaumarten, Waldgesellschaftsgruppen und Sonderstandorten (Verjüngungszieltypen) [65, 70]. Die jüngste Erhebungsserie wird zudem nur mehr an repräsentativ ausgewählten Standorten im Norden des NPKA durchgeführt. Zuletzt ergab sich nach dreijähriger Laufzeit auf 8 % der Untersuchungsflächen nützlicher Wildeinfluss sowie auf 35 % „weder Schaden noch Nutzen“ bzw. auf 6 % der Flächen abhängig vom Prüfkriterium „Schaden und Nutzen“. Der „Schadflächen“-Anteil erreicht unter Berücksichtigung des Verbiss-Index (Frühwarnkriterium des Höhenzuwachses) mit 50 % die vom NPKA definierte Toleranzgrenze. Bei gleichbleibendem Verbissdruck wird es somit wahrscheinlich, dass es bei den betroffenen Baumarten zum Verlust der Konkurrenzkraft oder einer erheblichen Wachstumsverzögerung kommt [63].

zusätzliche Studien

Seit dem Jahr 2011 wird das Raumnutzungsverhalten des Rotwilds mittel GPS-Telemetrie untersucht, sodass bis März 2015 bereits 14 Tiere sowie sechs Hirsche Daten liefern konnten [71]. Dabei wurde unter anderem festgestellt, dass nicht alle Individuen in jedem Winter regelmäßig die Fütterungen nutzen [72] oder nach Auflassung auf andere ausweichen [71]. Die größte Aktivität zeigte das besenderte Rotwild zur Zeit der Dämmerung sowie nachts, sowohl in den Regulierungszonen (siehe [„Wildbestandsregulierung“](#)) als auch in der Wildruhezone (siehe [„Wildruhegebiete“](#)). In letzterer sind jedoch die mittleren zurückgelegten Strecken kürzer [72]. Die Befürchtungen, dass Rotwild aus der Region würde sich einer Bejagung im Umland durch das Ausweichen in die Ruhezone entziehen, bestätigte sich nicht [71].

Wildbestand

Der Bestand des Rotwilds stieg in den letzten Jahren an und wird derzeit auf 2 Stück / 100 ha geschätzt. Jene des Gams- und Rehwilds können nicht abgeschätzt werden (DACHS, pers. Mitt.) (siehe [„Monitoring“](#)).

Wildbestandsregulierung

Die Umstände, die eine Wildbestandsregulierung erfordern, entsprechen hinsichtlich des Schalenwild-Einflusses auf die Vegetation dem Wortlaut des österreichischen Leitbilds ([Kap. 3.2.1](#)). Zudem können erforderlichenfalls gebietsfremde Wildtiere reguliert werden sowie bestimmte, wenn wissenschaftliche Untersuchungen zeigen, dass diese andere in ihrem Bestand bedrohen [62]. Basierend auf realisierten Abschüssen vor der NPKA-Gründung (DACHS, pers. Mitt.) ist in der Managementplan-Verordnung konkret vorgesehen jährlich insgesamt 300 bis 600 Stück Schalenwild zu erlegen, die sich auf 60 bis 140 Rotwild, 120 bis 240 Gamswild und 120 bis 220 Rehwild aufteilen sollen. Aufgrund einer erhöhten Wintersterblichkeit 2004 / 2005 und 2005 / 2006 wurden vorübergehend Rehe und Gämse [67, 68] nur mehr in den behördlich geforderten Gebieten reguliert (DACHS, pers. Mitt.). Nach Bestandserholung sind die jährlichen Strecken aller Wildarten annähernd auf gleichem Niveau [66]. So lagen sie 2014 nahe dem verordneten Mindest-Rehwild- und -Gamswild-Abschuss bei 113 bzw. 124 Stück, während die Abschüsse des Rotwilds mit 111 Individuen nahe der Obergrenze lagen [63]. Grundsätzlich orientiert sich die Abschussplanung, neben den verordneten Rahmenbedingungen und behördlichen Vorschriften zugleich an den Wünschen der weiteren Akteure aus dem Bereich Naturschutz und des Umlands sowie dem gegebenenfalls durch das Monitoring angezeigten Handlungsbedarfs (DACHS, pers. Mitt.).

Die Wildbestandsregulierung wird durch das Personal der ÖBf [63] gleichbedeutend durch Einzelansitz oder Pirsch durchgeführt. Vereinzelt fanden in den letzten Jahren auch verschiedene Formen der Bewegungsjagden statt. Wegen des mit der geringen Infrastruktur verbundenen Aufwands und des vergleichsweise geringen Erfolgs werden diese jedoch nur selten durchgeführt (DACHS, pers. Mitt.).

Regulierungskonzept:

Seit 2015 wird in der Bewahrungszone in Gebiete mit Schwerpunktregulierung und mit Intervallregulierung sowie in eine Naturzone mit Intervallregulierung und ohne Regulierung (Ruhezone) (siehe [„Wildruhegebiete“](#)) unterschieden (Abb. 2) (DACHS, pers. Mitt.).

In den insgesamt 800 ha (4 % der Gesamtfläche) großen Schwerpunktregulierungsgebieten steht gemäß der behördlichen Vorgaben der Schutz vor Lawinen und der Objektschutzwälder im Vordergrund sowie in bestimmten Bereichen (ehemalige Kahlschlag-, Windwurf- oder Borkenkäfer-Flächen) das Ziel des NPKA eine Naturverjüngung aufkommen zu lassen. Grundsätzlich wäre hier eine Wildbestandsregulierung ganzjährig möglich, was jedoch unter

anderem aus Sicherheitsgründen (z. B. Schneelage) nicht realisiert wird. Insbesondere in den Südlagen sind Einsätze im Frühjahr notwendig, da Gämse die Flächen wegen des bereits besseren Nahrungsangebots aufsuchen. Während ansonsten innerhalb des NPKA keine über zweijährigen, männlichen Tiere erlegt werden, besteht hier für das Reh- und Gamswild keine Einschränkung. Tatsächlich wird darauf insgesamt nur geringfügig zurückgegriffen (DACHS, pers. Mitt.).

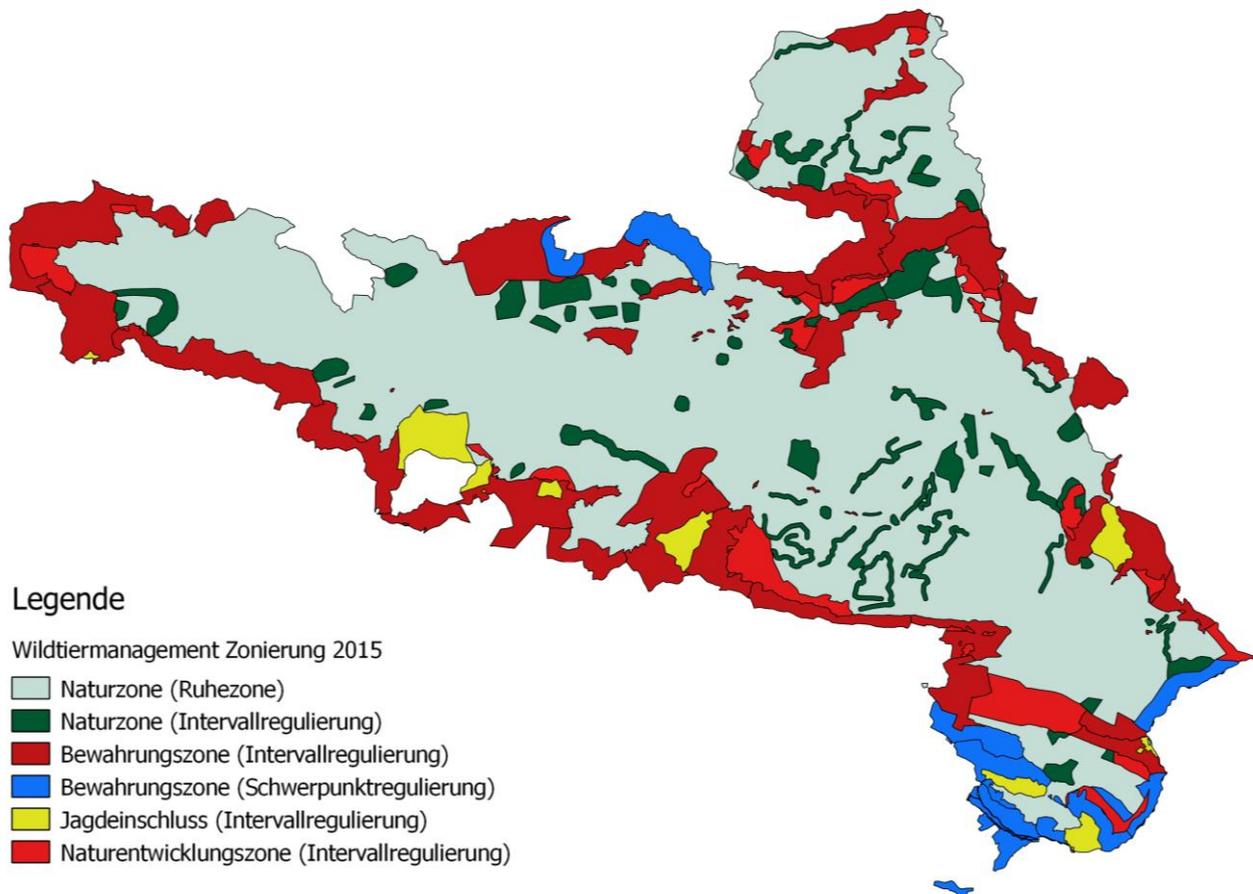


Abbildung 2: Wildtiermanagement-Zonierung des Nationalparks Kalkalpen. DACHS (pers. Mitt.), verändert.

Das Intervallregulierungsgebiet der Bewahrungszone umfasst entsprechend die übrigen Bereiche der Managementzone (insgesamt 5.400 ha, 26 % der Gesamtfläche). Allerdings werden bewusst nicht alle Offenflächen tatsächlich für die Wildbestandsregulierung genutzt. An jeweils maximal 40 Tagen im Jahr darf hier zwischen 1. Mai und bei günstigen Wetterbedingungen bis spätestens 15. Dezember reguliert werden. Die zwischenzeitlichen Ruhephasen werden mittlerweile den jeweils zuständigen Berufsjägern überlassen, welche einerseits durch ihr räumlich-zeitlich verteiltes Vorgehen ohnehin mehrwöchige regulierungsfreie Zeiträume erzeugen, und andererseits so flexibler, beispielsweise auf witterungsbedingt veränderte Raumnutzung des Wildes, reagieren können (DACHS, pers. Mitt.).

Die zugesprochenen Jagdeinschlüsse, in denen innerhalb der gesetzlichen erlaubten Zeiträume reguliert werden könnte, werden entsprechend des Intervallsystems behandelt. Auch könnten

ältere Reh- und Gamsböcke erlegt werden, was ebenfalls nur wenig genutzt wird (DACHS, pers. Mitt.).

Wildruhegebiete

Die Wildruhegebiete des NPKE umfassen seit längerem insgesamt mindestens 10.000 ha [67, 71, 72]. Vermeidbare Beunruhigungen sind gemäß des Managementplans verboten [63]. Aktuell betrifft dies ganzjährig 13.100 ha (63 % der NP-Fläche) große Flächen der Naturzone. Mit dem neuen Konzept werden zudem zu Jahresbeginn weitere 7 % des NP-Areals (1.400 ha) innerhalb der Naturzone nominiert (Abb. 2, „Naturzone (Intervallregulierung)“), auf der maximal an 10 Tagen im Jahr (frühestens mit 1. Juni und ausgenommen zur Rotwild-Brunft) reguliert werden könnte. Ob auf die Nutzung dieser Flächen zurückgegriffen wird, ergibt sich im Jahresverlauf anhand noch zu erreichender Abschüsse. Damit soll - durch den ansonsten höheren Aufwand auf den Flächen der Bewahrungszone - vermieden werden, dort einen unnatürlich hohen Jagddruck zu erzeugen, welcher langfristig eine den NP-Zielen entgegenstehende Wildverteilung verursachen könnte (Dachs, pers. Mitt.).

Geplant ist die Überschneidung mit der Naturzone weiterhin zu reduzieren, was zunächst auf 5 % erreicht werden soll. Mittelfristig soll sich die Wildbestandsregulierung jedoch ausschließlich auf die Bewahrungszone beschränken, sodass auf 75 % der Fläche, deckungsgleich mit der Naturzone, kein Management mehr stattfindet (DACHS, pers. Mitt.).

Wild und Besucher

Die 200 km langen Wanderwege sowie 140 km Mountainbike- und 80 km Reitwege [59] werden seit 2012 jährlich von 360.000 bis 375.000 Besuchern genutzt [63]. 150 km sind darüber hinaus als Forststraßen ausgewiesen [59]. Es ist vorgesehen, dass sich Besucher auf freiwilliger Basis und aus Einsicht rücksichtsvoll und nationalparkgerecht verhalten, was durch Aufklärungs- und Informationsmaßnahmen erreicht werden soll. Verbote sollen hingegen auf ein unbedingt notwendiges Maß beschränkt sein. Dazu gehören vermeidbare Störungen im Umkreis von 500 m um die Rotwild-Fütterungen sowie diese Flächen abseits der öffentlichen Straßen zwischen dem 1. November und 30. April von 15.00 - 9.00 Uhr zu begehen oder zu befahren [62].

Um ökologisch sensible Lebensräume und die Schutzziele des NPKA nicht zu gefährden wurden Besucher-Einrichtungen und Angebote überwiegend außerhalb des NPKA eingerichtet. Neben mehreren Besucherzentren zählt dazu auch ein Panoramatum [59]. Mittelfristig soll erreicht werden, dass sich 90 % der Besucher auf nur 10 % der NP-Fläche aufhalten. Dafür ist unter anderem eine Definition dieses Bereichs bis 2017 geplant sowie die weitere Auflassung nicht mehr benötigter Infrastrukturen, wie Forststraßen oder Gebäude, im Wildnisbereich. Andererseits sollen gezielt zwei weitere „Wildnistrails“ errichtet werden und ein Ausbau der Besucherinformationen entlang von Wanderwegen mit naturräumlichen Besonderheiten [59]. Hilfreich für die Besucherlenkung ist die mit dem Berggelände abseits von Wegen teilweise

einhergehende, erschwerte Unzugänglichkeit. Zudem bedarf es durch die Größe des NPKA eines gewissen Aufwands, um bis in den Kern vorzudringen. Problematisch erwiesen sich hierbei jedoch einzelne Mountainbiker, die schnell weit vorankommen können und anschließend das Gebiet weiter zu Fuß erkunden (DACHS, pers. Mitt.).

Um das Wild im NPKA erleben zu können, werden zudem verschiedene Themen-Führungen angeboten. Dazu gehören morgendliche Wanderungen zur Gamsbrunft im November, Touren zur „Rotwildfamilie im Bodinggraben“, zur Hirschbrunft im September oder im Winter zur Beobachtungsplattform nahe einer Rotwild-Fütterung [73]. Während die Beobachtungsplattform für Besucher ausschließlich im Rahmen von Führungen zugänglich ist und das Rotwild hier nur zur Fütterung erscheint, stellt der Bereich in Bodinggraben ein vom Rotwild ganzjährig genutztes Gebiet dar, in dem es ebenso tagsüber auf die Wiese hinaustritt und sehr gut sichtbar ist. Besucher könnten selbstständig hingelangen, wie es auch Einheimische besonders gern zur Rotwild-Brunft tun. Im Rahmen der Telemetrie-Untersuchungen fiel auf, dass die besenderten Tiere hier nur ein kleines Streifgebiet nutzen, da Sommer- und Winterlebensraum nah beieinander liegen. Dies steht vermutlich im Zusammenhang mit dem Wildruhegebiet und der einzigen darin verbliebenen Winterfütterung. Auf den weiteren Wiesen der Wildruhezone, die seit etwa 10 Jahren nicht mehr bejagt werden, ist das Rotwild ebenso sehr gut sichtbar. Allerdings ist es bisher jedoch nur an den eingangs erwähnten Flächen vertraut (DACHS, pers. Mitt.).

5.2 Nationalpark Unteres Odertal (NPUO)

Der im Jahre 1995 im Nordosten Brandenburgs an der Grenze zur Republik Polen ausgewiesene „Nationalpark Unteres Odertal“ (NPUO) ist der einzige Flussauen-NP in Deutschland [74]. Mit seinen insgesamt 10.500 ha schützt er bei einer Breite zwischen ein bis fünf km über mehr als 50 km lang [74] die westliche Niederung des Odertals sowie dessen Talränder mit den meist steilen und bewaldeten oder von Trockenrasen geprägten Hochflächen der umliegenden Grundmoräne [75]. Besonders schmale Abschnitte ergeben sich durch Gemeinden und Städte, wie mittig durch Schwedt (33.500 Einwohner [76]). Sowohl auf deutscher als auch auf polnischer Seite schließen weitere große Landschaftsschutzgebiete bzw. -Schutzparks an, die eine pufferähnliche Funktion für den NPUO erfüllen [74].

Insbesondere durch umfangreiche Rodungen entstandenen große Offenflächen (56 % des NPUO), die mit dem Bau der Deiche und Wehre ab Mitte des 19. Jahrhunderts landwirtschaftlich, vor allem als Grünland, genutzt werden konnten. Reste des Auwaldes und der Altwasser sind noch in der Niederung des Odertals zu finden. Das kontrollierte Öffnen der Einlasswerke (Poldertore) lässt eine gewisse jahreszeitliche Dynamik zu. Neben der Öffnung bei Hochwasser wurden die Tore traditionell ab November bis Mitte April geöffnet. Eine Ausdehnung dieses Zeitraums bis Mitte Mai sowie eine Reduktion des anschließenden Pumpbetriebes zur Entwässerung konnten im NPUO bereits erreicht werden. Mittelfristig ist eine dauerhafte Öffnung eines größeren Polders (Polder 10) geplant, langfristig sollen weitere folgen [75]. Typische Auwälder würden jedoch selbst unter natürlichen Bedingungen mit 16 % nur einen geringen Anteil der natürlichen Waldgesellschaften innerhalb des NPUO ausmachen. Um zu diesem im Vergleich zum gegenwärtigen Stand dennoch weit höheren Anteil zurückzukehren, wurde die Ausweitung der Auwälder zu einem vorrangigen Ziel erklärt und durch initialisierende Maßnahmen auf den Grünflächen eingeleitet [75, 77]. Weitere Teilziele stellen die Vernetzung mit dem „Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin“ und dem „Naturpark Uckermärkische Seen“ dar, was sowohl auf ökologischer als auch touristischer Ebene vorgesehen ist [74].

Alle Maßnahmen im NPUO beeinflussend ist vor allem der Umstand, dass sich lange Zeit über die Hälfte der Schutzgebietsfläche nicht im Eigentum der öffentlichen Hand befanden [78]. Auch 20 Jahre nach seiner Ausweisung ist das so genannte Unternehmensflurbereinigungsverfahren, welches die Entschädigungen der Grundeigentümer und Nutzungsberechtigten regelt [74], noch nicht abgeschlossen. Derzeitiger Stand ist eine vorläufige Besitzeinweisung, der noch Eigentumsüberschreibungen und Grundbucheintragungen sowie gegebenenfalls das Auslaufen von Pachtverträgen folgen müssen (TODT, pers. Mitt.).

Im NPUO werden momentan drei Zonen unterschieden. Gemäß des NP-Gesetzes [79] sollen die Prozessschutzflächen letztendlich insgesamt 50,1 % des NPUO (5.200 ha) umfassen. Nach Stand 2011 konnten bereits 2.300 ha (21 % der Gesamtfläche) als „Schutzzone Ia“ der ungestörten Entwicklung überlassen werden [75]. Zur übrigen Gebietskulisse (Schutzzone Ib)

zählen Areale, in denen noch Biotop einrichtenden Maßnahmen stattfinden oder die bis Klärung der Eigentums- und Nutzungsverhältnisse noch wirtschaftlich nutzbar sind [74, 75]. Auf 49,9 % der NP-Fläche ist hingegen vorgesehen, dauerhaft aktive Maßnahmen für den Erhalt oder die Wiederherstellung der biotoptypischen Diversität von Pflanzen und Tieren durchzuführen (Schutzzone II). Zudem gehören die Deiche dieser Zone an [74, 79]

Wild und Wildmanagement

Monitoring

Ein umfangreiches Konzept für das Wildtier-Management besteht im NPUO noch nicht. Entsprechend muss erst ein Monitoring etabliert werden, worüber bisher noch keine konkreten Pläne vorliegen. In jedem Fall soll jedoch die im NP-Plan angegebene Apfelrest-Kirrung zur Bejagung des Rot- und Damwilds erprobt werden. Die Untersuchung des Raum-Zeit-Verhaltens des Schwarzwilds mithilfe von Sendern sowie die Untersuchung ihrer Populationsdynamik wurden bereits in Auftrag gegeben. Wildschwein-Schäden an den Deichen werden durch die Mitarbeiter der Wasserwirtschaft dokumentiert (TODT, pers. Mitt.).

Das Hauptinteresse der NP-Verwaltung liegt auf einer weitestgehend natürlichen, ergebnis-offenen Entwicklung des Ökosystems. Entsprechend existieren weder definierte Zielsetzungen hinsichtlich der künftigen Waldgesellschaften noch Schwellenwerte oder Toleranzgrenzen für die Vegetationseinwirkung durch das Schalenwild (TODT, pers. Mitt.).

Vereinzelte Verbiss-Untersuchungen mittels 10 x 10 m großer Vergleichskontrollzäune, die auf ausgewählten Flächen insbesondere in den Wäldern errichtet wurden, lassen nur einen sehr groben Einblick zu. So wurde zuletzt im Jahr 2010 ein Anstieg des mittleren Verbisses auf 55 % festgestellt, nachdem er von 40 % (2001) auf 28 % (2004) gefallen war. Im Rahmen der Auwald-Initialisierungsmaßnahmen wurden deshalb zur Förderung der Naturverjüngung Wildschutzzäune errichtet [75].

Wildbestand

In den Jahren 2004 und 2005 wurden im Rahmen einer Diplomarbeit (BÖRNER 2005 in [75]) innerhalb des NPUO sowie auf den angrenzenden Flächen Untersuchungen zur Ökologie des Rot- und Schwarzwilds durchgeführt. Die Rotwildsdichte wurde damals anhand von Streckenrückrechnungen, Fährtenzählungen bei Schnee, Sichtbeobachtungen und den Bestandsschätzung der Jägerschaft auf 0,4 bis 0,7 Stück / 100 ha Jagdfläche geschätzt. Die ermittelte Dichte des Schwarzwilds lag damals bei 0,4 bis 1,1 Stück / 100 ha Jagdfläche (BÖRNER 2005 in [75]). Der Damwild-Bestand wird derzeit hingegen auf 4 Stück / 100 ha geschätzt und der des Rehwilds auf etwa 6 Stück / 100 ha grob geschätzt [25].

Wildbestandsregulierung

Laut des aktuellen NP-Gesetzes [79] ist die Wildbestandsregulierung aus den folgenden Gründen zulässig:

- Hochwasserschutz
- Unterhaltung der Gewässer 1. Ordnung
- Abwehr von erheblichen Wildschäden innerhalb und außerhalb des NP gelegener, landwirtschaftlich genutzter Flächen
- Erhaltung oder Wiederherstellung der biotoptypischen Mannigfaltigkeit der Tiere und Pflanzen
- bei unmittelbarer Gefahr von Tierseuchen [79].

Über das brandenburgische Landesjagdgesetz hinausgehende Beschränkungen wurden erstmalig konkret [80] durch die 2007 in Kraft getretene Jagdverordnung (Jagd-VO) [81] geregelt. Während der Planung der Regulierungsmaßnahmen im NPUO wurden die Managementpläne der NP Donau-Auen ([Kap. 4](#)), NP Eifel ([Kap. 5.4](#)) und NP Müritz sowie das Konzept des NP Hainich ([Kap. 5.3](#)) und das Positionspapier zur Wildtierregulierung in deutschen NP ([Kap. 3.2.2](#)) berücksichtigt [82].

Bis zum Abschluss des Unternehmensflurbereinigungsverfahrens ist die Jagd durch 20 gemeinschaftliche Jagdbezirke, drei Eigenjagden sowie drei Landesverwaltungsbezirke, die zwei bzw. drei verschiedenen Hegegemeinschaften (HG) angehören, organisiert. Lediglich vier der Jagdbezirke befinden sich zum überwiegenden Teil oder vollständig innerhalb des NPUO [75]. Der NP-Verwaltung werden zur Einvernehmensfindung seitens der Jagd ausübungs berechtigten bzw. der HG die jährlichen Abschussplan-Vorschläge, jeweils gegliedert nach Alter und Geschlecht, vorgelegt. Die Ermittlung der Wildbestände, die Abschussplanung und das Hinwirken auf ihre Erfüllung obliegt derzeit gemäß des Brandenburgischen Jagdgesetzes den HG. Seitens der NP-Verwaltung wird lediglich die Konformität mit der Jagd-VO geprüft sowie gegebenenfalls Auflagen, wie beispielsweise zur Durchführung der Bewegungsjagden (Wegesperrung und -Kennzeichnung, Verzicht auf Strecke verblasen, *etc.*), erteilt. Überdies führt die NP-Verwaltung die Strecken-Statistik im Schutzgebiet. Wegen fehlender zeitlicher und personeller Kapazitäten liegt derzeit [Juli 2015] allerdings noch keine Auswertung der gemeldeten Strecken der letzten beiden Jahre vor. Mit der Neuordnung wird die Jagd künftig ausschließlich in der Verantwortung von Eigenjagdbezirken des Landes und des Vereins der „Freunde des Deutsch-Polnischen Europa-Nationalparks Unteres Odertal e.V.“ liegen [75]. Dann werden so genannte Wildmanager eingesetzt, welche der NP-Verwaltung, der Naturwacht und vor allem der örtlichen Bevölkerung angehören. Neben hervorragenden Schießfähigkeiten müssen diese über eine gute ökologische Ausbildung verfügen sowie sich zu den NP-Zielen bekennen. Dafür wird seitens des NPUO eine jährliche Schulung organisiert. Darüber hinaus sollen die Wildmanager auch zur Wildbeobachtung eingesetzt und in das Wild-Monitoring einbezogen werden. Im Gegenzug wird versucht für die Wildmanager keine oder nur geringe

Kosten zustande kommen zu lassen [82].

Regulierungskonzept:

In Abb. 3 ist die Übersicht der unterschiedlichen Wildregulierungszonen dargestellt. Insbesondere die Gewährleistung intakter Deiche ist durch die Wühltätigkeit der Schwarzwild-Population gefährdet. Ihre Regulierung ist deshalb dauerhaft in Form von Einzeljagden in Schutzzone II sowie bis zur Aufgabe der Nutzung auch in Zone Ib erlaubt. An und in den unmittelbar an Äcker angrenzenden Wäldern der westlichen NP-Grenze wird darüber hinaus innerhalb eines 80 m breiten Randstreifens entsprechend der jeweiligen gesetzlichen Schonzeiten Schwarz-, Rot- und Damwild durch Einzelbejagung reguliert. Diese Regelungen gelten unabhängig der Schutzzone [81] und betreffen mit ihren insgesamt 18 ha überwiegend Flächen der Zone Ia [80]. Laut TODT (pers. Mitt.) kann die Randstreifen-Regelung insofern als wirksam beurteilt werden, als das es zumindest unter den Jagdtausübungsberechtigten vereinzelt zu Streitigkeiten kommt, da „kein Wild“ mehr aus dem NPUO hinaus wechselt und somit im Umland „vermisst“ wird.

Räumlich dominierend und gleichsam am stärksten regulierend sind jedoch Drückjagden [82], die zwischen dem 1. November und dem 31. Dezember zur zeit- und ortsgleichen Regulierung von Rot-, Dam- und Schwarzwild genehmigt werden können. Aktuell und künftig sind sie auf allen Flächen der Schutzzone II möglich sowie auf den im Westen gelegenen Waldflächen außerhalb der Auen, die zu den Zonen Ia und Ib gehören. Bis zur Einstellung der Nutzung in Zone Ib sind darüber hinaus Schwarzwild-Drückjagden in den Polder- und Vorlandflächen sowie im Einvernehmen mit der obersten Naturschutzbehörde auch zum Schutz der Deiche möglich [81]. Über die Jagd-VO hinaus werden Stöberjagden durchgeführt. Je nach Jagdbezirk schwankt die Anzahl der durchgeführten Bewegungsjagden von Jahr zu Jahr, sodass in der Vergangenheit jährlich insgesamt zwischen acht und 20 durchgeführt wurden. Innerhalb der jeweiligen Jagdbezirke werden sie immer etwa im gleichen Areal durchgeführt (TODT, pers. Mitt).

Zwischen 2005 und 2010 lag die jährliche Schwarzwild-Strecke zwischen 243 und 284 (im Mittel: 251) Stück, beim Damwild zwischen vier und 38 (im Mittel: 20) Stück und beim Rotwild zwischen drei und 14 (im Mittel: 6) Stück [75, 83].

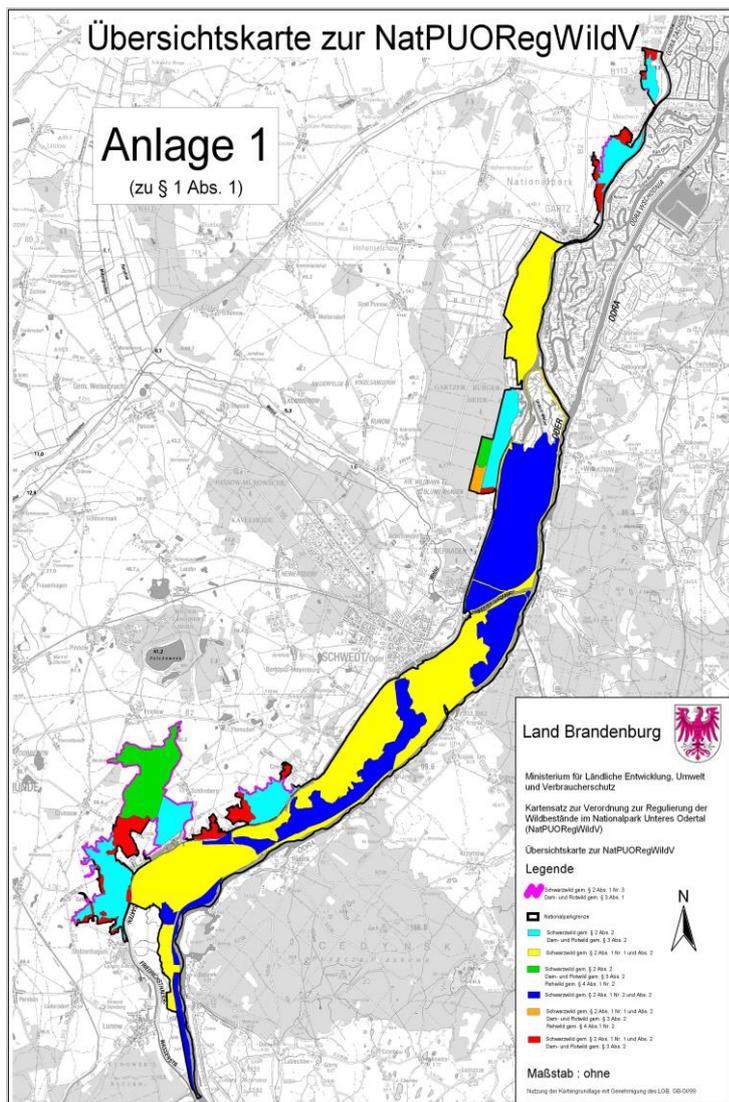


Abbildung 3: Übersicht Wildregulierungszonen im Nationalpark Unteres Odertal (NPUO). Schwarze Linie: Grenze NPUO, pink: 80 m -Randstreifen mit Einzelbejagung von Schwarz-, Rot- und Damwild, hellblau: Drückjagden Schwarz-, Rot- und Damwild, grün: wie hellblau, bis 2010 auch Rehwild-Drückjagd, gelb: in Zone II: Einzeljagd Schwarzwild und Drückjagd Schwarzwild in Polder 10 auch nach Nutzungs-einstellung möglich, dunkelblau: Drückjagd Schwarzwild und in Zone Ib bis zur Nutzungseinstellung Einzeljagd, rot: Drückjagden Schwarz-, Rot- und Damwild sowie Einzeljagd Schwarzwild, orange: wie rot, bis auch 2010 Rehwild-Drückjagd., farbig innerhalb des NPUO nicht unterlegt: keine Wildbestandsregulierung. MINISTERIUM FÜR LÄNDLICHE ENTWICKLUNG UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ [81]. Geobasisdaten © GeoBasis-DE/LGB 1999, GB-D 31/15.

Im Sinne des Konfliktmanagements können außerdem Füchse (*Vulpes vulpes*), Waschbären, Marderhunde und Minke in Schutzzone II reguliert werden, sofern diese nicht mehr als 250 m von Siedlungsbereichen entfernt liegt [81]. Auf diese Regelung musste bisher allerdings kaum zurückgegriffen werden (TODT, pers. Mitt.).

Zusätzlich können die zuständigen Behörden zum Zweck des Hochwasser- oder Gewässer-

schutzes weitere Regulierungsmaßnahmen der Dachse und Füchse anordnen, sollten diese trotz angewandeter Alternativmaßnahmen erforderlich sein [81].

Die Bejagung aller anderen Wildtiere ist verboten, worunter seit 2011 auch das Rehwild fällt [81]. Ist die biotoptypische Mannigfaltigkeit bedroht, kann die NP-Verwaltung bei der obersten Jagdbehörde beantragen auf weiteren Flächen der Zonen Ib und II zeitlich befristete Regulierungsmaßnahmen einer oder mehrerer der im NPUO jagdbaren Arten durchführen zu dürfen [81]. So ist die Regulierung der oben genannten Prädatoren auch aus Artenschutz-Gründen relevant. Beispielsweise haben, wie Fotofallen nachwiesen, Waschbären bereits Einfluss auf eine Kormoran (*Phalacrocorax carbo*) - Brutkolonie sowie auf einzelne Schwarzstorch (*Ciconia nigra*) - Horste genommen. In Einzelfällen fiel die Entscheidung für das Anbringen von Baum-Manschetten, um ein erneutes Erreichen der Nester zu verhindern. In diesem Jahr [2015] wurden außerdem Lebendfallen für Waschbären in Siedlungsnähe aufgestellt, um den Bruterfolg der Schwarzstörche zu unterstützen. Bis Mitte Juli wurden so 15 Individuen gefangen (TODT, pers. Mitt.).

Weitere Regelungen der Jagd-VO [81] betreffen unter anderem das Anlegen von Kirrungen, was ohne Genehmigung der NP-Verwaltung verboten ist. Über den Einsatz von Saufängen wird derzeit diskutiert (TODT, pers. Mitt.).

Wildruhegebiete

Gemäß der Jagd-VO [81] sind neben zahlreichen Gewässern sechs weitere Areale für alle Wildarten ganzjährig von der Wildbestandsregulierung ausgenommen. Dies betrifft überwiegend kleinflächige Wiesen [81], welche sich hauptsächlich im Norden des NPUO befinden und größtenteils bereits der Schutzzone Ia [84] angehören. Insgesamt misst das Wildruhegebiet des NPUO 620 ha (6 % der NP-Fläche) (Abb. 3) [75]. Die größte von ihnen umfasst sowohl Flächen innerhalb als auch westlich des Polders 10. Bei genauer Betrachtung wird allerdings ersichtlich, dass es sich hierbei nicht um ein zusammenhängendes Ruhegebiet handelt, da derzeit und teilweise künftig entlang des Deiches Schwarzwild bejagt werden kann. Mit der Lage innerhalb des Polders geht zudem die mehrmonatige Flutung der Flächen einher. Das einzige im Süden gelegene Wildruhegebiet befindet sich am Übergang zu den nach Westen hin ausladenden Waldgebieten [81], welche in diesem Bereich entweder bereits zur Schutzzone Ia oder dauerhaft zur Schutzzone II zählen [84]. Nahezu vollständig wird dieses kleine Schongebiet von Wege tangiert. Ähnlich verhält sich dies in Hinblick auf die gepolderte, größte Ruhezone, deren Areal mit dem geplanten Wegerückbau noch geringfügig erweitert werden wird [85].

Mit Eingliederung der Schutzzone Ib in Ia wird auf den betroffenen Polder- und Vorlandflächen grundsätzlich ebenso die Schwarzwild-Regulierung eingestellt. Bestehen bleibt jedoch, dass im Rahmen des Hochwasserschutzes Drückjagden im Polder 10 angeordnet werden können [81]. Zwar sind im NPUO auf den Prozessschutz-Flächen keine Managementmaßnahmen mehr vorgesehen, eine vollständige Einstellung der Wildbestandsregulierung wird nach Einschätzung

der NP-Verwaltung allerdings wegen des prioritären Hochwasserschutzes sowie der Schadensvermeidung an Landwirtschaftsflächen wohl nie erreichbar sein. Langfristig wird jedoch eine weitestgehende Reduktion der jagdlichen Eingriffe angestrebt [82].

Für das Rot- und Damwild bestehen durch das räumliche und nach Wildarten differenzierte Regulierungskonzept deutlich größere regulierungsfreie Flächen, die nach persönlicher, optischer Einschätzung anhand Abb. 3 grob geschätzt 80 % des NPUO umfassen.

Aus Gründen des Naturschutzes ist es zudem verboten, Wildbestände im Abstand von 100 m um Burgen des Bibers (*Castor fiber*) sowie während der Zeit der Brut von 1. Februar bis 31. August im Abstand von 300 m zu Horst-Standorten der Rohrweihen (*Circus aeruginosus*), Kormorane und Reiher sowie in Kolonie-Bereichen der Seeschwalben und Möwen zu regulieren. Vom Verbot ausgenommen sind jedoch unter Einhaltung des größtmöglichen Abstandes unvermeidbares und vorsichtiges Durchlaufen oder Durchfahren [81].

Wild und Besucher

Von den jährlich circa 206.000 Besuchern kommen 65 % aus der Region. Die Besucher verteilen sich relativ gleichmäßig über das Schutzgebiet, wobei unter anderem das Nationalparkzentrum und Schwedt Schwerpunkte bilden. Die häufigste Aktivität ist Rad fahren [75]. Allein die touristischen Fuß- und Radwege messen rund 160 km (16 lfm / ha), wovon einige im Winter jedoch nicht nutzbar sind [86, 87]. Einschließlich der Wirtschaftswege ist das Gesamtwegenetz mit einer Dichte von 20 lfm / ha, laut der NP-Verwaltung, relativ engmaschig, was angesichts der schmalen Form und dem damit einhergehenden ungünstigen Rand-Flächen-Verhältnis ein relativ hohes Maß an Zerschneidung bewirkt und ein entsprechendes hohes Störungspotenzial mit sich bringt [75]. Eine weitere Wegereduktion ist insbesondere mit der Nutzungseinstellung vorgesehen [48, 56], wobei über 17 km der Wirtschaftswege aufgelassen oder rückgebaut werden [87]. Weitere Infrastruktureinrichtungen stellen vier stärker befahrene Straßen dar, zu denen unter anderem eine querende Bundesstraße zählt [78].

Trotz des verkürzten Zeitraums wird von der NP-Verwaltung angegeben, dass während der Drückjagden eine starke Beunruhigung des Wildes verursacht wird. Infolgedessen weist es „nach wie vor ein hohes Fluchtverhalten“ [82: S. 20] auf und ist weniger gut beobachtbar [82]. Ob sich die nicht oder weniger bejagten Arten nun häufiger oder besser beobachten lassen, als zuvor, kann pauschal nicht eindeutig beantwortet werden. Beispielsweise Füchse scheinen vertrauter zu sein. Ob ihre Sichtbarkeit auf die Nicht-Bejagung zurückzuführen ist, kann nicht beurteilt werden. Im Allgemeinen wird die Sichtbarkeit des Wildes im NPUO jedoch nicht höher als andernorts eingeschätzt (TODT, pers. Mitt.).

Laut NP-Verwaltung wird der Einfluss der Erholungssuchenden auf die Wildtiere hingegen als gering eingeschätzt, da das Verlassen der Wege verboten ist. Lediglich in einem der Wälder im Süden des NPUO, wo das Sammeln von Beeren und Pilzen für den Eigenbedarf, in boden- und vegetationsschonender Weise zwischen dem 1. August und 31. Dezember erlaubt ist, sei zu

dieser Zeit mit einer Beunruhigung zu rechnen. Ansonsten würden auch in der strengsten Schutzzone überwiegend die vorgesehenen Wege benützt [48]. GÜNTHER & HEURICH [88] führen jedoch in ihrer auf Eigenauskünften der NP beruhenden Studie an, dass explizit im NPUO das Rotwild nicht auf der gesamten NP-Fläche anzutreffen sei, was auf die Störungen durch die Besucher zurückgeführt wurde [88].

Weitere im NP-Gesetz [79] verankerte Ge- und Verbote regeln unter anderem, dass Hunde nur angeleint im NPUO gestattet sind, das Baden im Rahmen des Gemeindegebrauchs lediglich in Teilbereichen und das touristische Befahren der Poldergewässer nur in Form geführter Touren auf ausgewählten Strecken, unter Berücksichtigung von Brut- und Aufzuchtzeiten ausschließlich zwischen dem 15. Juli und 14. November erlaubt ist [79, 86].

Im Jahre 2014 wurden zwei elf Meter hohe Aussichtstürme errichtet [89], von denen sich einer ganz im Norden des NPUO befindet und unter anderem einen Blick auf die südliche Spitze der nördlichsten Wildruhezone erlaubt.

5.3 Nationalpark Hainich (NPH)

Der im Nordwesten Thüringens liegende „Nationalpark Hainich“ (NPH) besteht seit dem in Kraft treten seines NP-Gesetzes [90] mit Jahresende 1997 und erstreckt sich über 7.500 ha im Süden des namensgebenden Höhenzugs, dem mit insgesamt 16.000 ha größten zusammenhängenden Laubwaldgebiet Deutschlands [91]. Dominierende Baumart in dieser Mittelgebirgslandschaft auf 230 bis 500 m ü.NN ist die Rotbuche (*Fagus sylvatica*), die vor allem krautreiche Waldgersten-Buchenwälder ausbildet [92]. Heute noch den NPH prägend war die Nutzung des Geländes zwischen den 1930er und 1990er Jahren als Truppenübungsplätze (TÜP), denn nach nur anfänglichem Einschlag konnten sich die Wälder, die etwa 70 % des Schutzgebietes bedecken, weitestgehend ungestört entwickeln. Infolge dessen bestanden bereits zu Gründungszeiten des NPH große und strukturreiche Bestände mit hohem Totholzanteil [91, 92], sodass Teile der Buchenwälder 2011 von der UNESCO zum Weltnaturerbe erklärt wurden [93]. Außerhalb der Wälder lassen sich bedingt durch die weitere Schafbeweidung Verbuschungs- und Weideflächen mit unterschiedlich fortgeschrittener Sukzession finden [91, 92].

Der NPH ist Teil des "Integrierten Schutzkonzepts für den Hainich", mit dem der Schutz des einmaligen Naturerbes einerseits und eine naturnahe Waldnutzung andererseits verbunden werden sollen. In diesem Rahmen wurden weitere Naturwaldreservate und ein Naturpark ausgewiesen, sodass ein großräumiges, national geschütztes Gebiet entstand [91].

Die NPH-Flächen sind zu 72 % Eigentum von ThüringenForst (Anstalt öffentlichen Rechts) und zu 22 % des Freistaates Thüringen, während sich weitere 5 % auf die Kommunen Bad Langensalza und Weberstedt sowie knapp 1 % auf Privat- und Bundeseigentum aufteilen [94].

Der NPH untergliedert sich in zwei Schutzzonen. Mit der NP-Verordnung wurde rechtlich gesichert, 75 % des Areals (5.700 ha, Schutzzone 1) seiner natürlichen Entwicklung zu überlassen. Dies wurde nach vorübergehenden Umwandlungsmaßnahmen sogar bereits auf 91 % der Gesamtfläche erreicht. Die übrigen, oft dem Offenland zugehörigen Flächen der Schutzzone 2 sind hingegen durch Pflegemaßnahmen zu erhalten und bilden mehr oder weniger eine Randzone des NPH [91].

Wild und Wildmanagement

Monitoring

Mit der Ausarbeitung des aktuellen NP-Plans wurde die wissenschaftliche Begleitung des Wildmanagements als weiteres Ziel formuliert. Im Rahmen eines Monitorings soll die Entwicklung der Wildbestände, ihr Einfluss auf das Umland und die Wirkung des Wildtiermanagements untersucht werden [91]. Bisher [Stand August 2015] wurde bereits ein Gutachten erarbeitet, über dessen Umsetzung jedoch noch nicht entschieden wurde (GROßMANN, pers. Mitt.).

Zwischen 2009 und 2011 war der NPH eines von vier Gebieten, die in einem Pilotprojekt zur luftgestützten Erhebung der Schalenwildbestände mithilfe von IR- und Echtbild-Kameras beteiligt

waren [42]. Beim Vergleich der erfassten Verbreitungsschwerpunkte innerhalb des NPH mit den Jagdstrecken der einzelnen NPH-Jagdbezirke zeigte sich, dass sich ein hoher Anteil des Rot- und Damwild-Bestands im regulierungsfreien Gebiet aufhielt. Hingegen wurde das meiste Schwarzwild in jenen Jagdbezirken detektiert, in denen auch die höchsten Strecken erzielt wurden. Aufgrund der im Vergleich zur Strecke wesentlich niedrigeren, detektierten Rehwild-Anzahl konnte diese Wildart bei der Auswertung nicht berücksichtigt werden [42].

Im derzeit gültigen NP-Plan [91] wird eingeräumt, dass eine Zielsetzung, die sich an einem vermuteten, aber nicht belegbaren, natürlichen Zustand der heimischen Wälder orientiert, in eine falsche Richtung führt. Aus diesem Grund setzt sich der NPH zum Ziel, nicht ein vergangenes Waldbild wiederherstellen zu wollen, sondern die weitere Entwicklung unter Ausschluss einer direkten Einwirkung des Menschen zu ermöglichen. Wild- und waldökologisch bedeutet dies, dass der zunächst zu erwartende, deutliche Anstieg des Verbisses toleriert wird. Denn grundsätzlich sollte die Entwicklung in großen Zeiträumen betrachtet werden, denn selbst Phasen, in denen zeitlich und räumlich keinerlei Verjüngung stattfindet, führen nicht zum Verschwinden des Waldes [91]. Schwellenwerte, die diese Einstellung künftig ändern könnten, existieren zwar, doch aus Sicht der NP-Verwaltung sind in absehbarer Zeit keine Probleme zu erwarten (GROßMANN, pers. Mitt.).

Verbiss-Erhebungen finden bislang im Rahmen der alle zehn Jahre durchgeführten Waldinventur statt. Diese wird in konzentrischen Probekreise mit bis zu 1.000 m² an Schnittpunkten des 200 x 200 m – Rasters [92] neben beispielsweise der Erfassung der aufstockenden Bestände der Baumarten, der Boden- und Strauchvegetation und der Verjüngung durchgeführt. Die jüngsten Erhebungen zwischen 2009 und 2011 ergaben, neben einem hohen Verjüngungspotenzial vor allem von Buche, Ahorn und Esche, einen durchschnittlichen Verbiss von 17 %. Auf separat ausgewerteten Teilflächen, die anhand ihres charakteristischen Waldbildes ausgewählt wurden, lag der Verbiss im Mittel zwischen 13 bis 25 % [95]. MÖLDER [96] kommt in seinen Untersuchungen zu dem Schluss, dass die Häufigkeit und Intensität von Störungsereignissen, wie Stürme und Trockenperioden, entscheidend für die künftige Waldstruktur sowie deren Baumartenzusammensetzung sein wird. Trotz des teils starken Verbisses von bis zu 75 % auf seinen Untersuchungsflächen sei dennoch das Herauswachsen einiger Sämlinge bei stärkerer Lichtung des Kronendachs zu erwarten. Da das Gesamtverbissprozent jedoch signifikant mit der Diversität der Baumschicht korrelierte, stellte er eine Abnahme des Baumartenreichtums in Aussicht. Andererseits könnten sich aus den von Rotbuchen dominierten Beständen durch die hiesige höhere und artenreichere Naturverjüngung Mischbestände entwickeln [96].

Wildbestand

Der derzeit im NPH vorkommende Rotwild-Bestand liegt bei etwa 100 Stück (1,3 Stück / 100 ha⁹) mit steigender Tendenz. Der Damwild-Bestand zählt hingegen etwa 200 Stück (2,6 Stück / 100 ha⁹), wobei dieser gegenwärtig rückläufig ist. Aussagen über den Rehwild-Bestand können derzeit nicht gemacht werden. Er wird jedoch auf einem stabilen oder sogar abnehmenden Niveau erwartet. Die Schwarzwild-Bestände können ebenfalls nicht genauer beziffert werden (GROßMANN, pers. Mitt.).

Wildbestandsregulierung

Eine Regulierung der Wildbestände ist gemäß des NP-Gesetzes [90], unter Berücksichtigung des Schutzzwecks und dem weitestgehenden Verzicht menschlicher Einflüsse, nur im Sinne eines Managements zulässig [90]. In der seit dem Jahr 2014 gültigen Verordnung über die Ausübung der Jagd [97] wurden die jagdlichen Einschränkungen erstmals hinsichtlich zeitlicher, inhaltlicher und räumlicher Aspekte rechtlich geregelt. Diese entsprechen im Wesentlichen dem Vorgehen, wie es in ähnlicher Weise bereits zuvor stattfand (GROßMANN, pers. Mitt.). Demnach ist die Jagdausübung im NPH

- zum Schutz vor Wildschäden im Umland zur Wahrung berechtigter Ansprüche auf eine ordnungsgemäße Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft im NP-Umland
- im Sinne behördlicher Anordnungen gemäß des „Thüringer Tierseuchengesetz“

zulässig.

Auf Antrag der Jagdausübungsberechtigten bzw. der NP-Verwaltung dürfen darüber hinaus im Einvernehmen der unteren Jagdbehörde weitere Maßnahmen ergriffen werden,

- sollten die verordneten Regelungen nicht ausreichen
- sollte eine Gefährdung der gesunden Bestände heimischer Tierarten innerhalb des NPH und insbesondere bei ungesichertem Schutz jener Tierbestände, die bedroht scheinen, vorliegen [97].

Grundsätzlich dürfen neben den Schalenwildarten auch Waschbären und Marderhunde reguliert werden [97], wobei letztere allenfalls als Durchzügler vorkommen (GROßMANN, pers. Mitt.).

Auf Flächen, die sich im Eigentum der Landesforstanstalt befinden, werden die Regulierungsmaßnahmen durch die NP-Verwaltung ausgeübt [97]. Darüber hinaus existieren in Schutzzone 2 des NPH drei weitere Eigenjagdbezirke (EJB) der Stadt Bad Langensalza. Das Ziel, das Jagdausübungsrecht auf diesen Flächen zu pachten [98], konnte noch nicht erreicht werden (GROßMANN, pers. Mitt.). Bei der Erstellung der Abschusspläne auf den Flächen des NPH sind sowohl die unteren Jagdbehörde als auch die NP-Verwaltung anzuhören [97].

Die Regulierungsschwerpunkte liegen vor allem beim Schwarz- und Damwild (GROßMANN, pers. Mitt.), von denen vor allem Frischling und Überläufer, teils Keiler, bzw. beim Damwild alle

⁹ eigene Berechnungen

Altersklassen und Geschlechter bis auf mehrjährige, männliche Stücke erlegt werden (GROßMANN, pers. Mitt.). Die Damwild-Strecken schwankten jährlich zwischen zwei und 52 Stück (Mittel: 19 Stück) mit einer derzeit wieder steigenden Tendenz. Die Strecken des Schwarzwilds lagen zwischen 94 und 449 (im Mittel 239) Stück¹⁰. Beim Rehwild sind Eingriffe in alle Wildklassen zugelassen (GROßMANN, pers. Mitt.). Nach zunächst hohen Strecken mit bis zu 283 Stück und anschließend stetiger Streckenabnahme (Minimum (2011): 27 Stück) steigt die Strecke im NPH in den letzten beiden Jahren langsam wieder an¹⁰. Die Regulierung des Rotwilds betrifft vorrangig Kälber sowie Schmal- und Alttiere, während Trophäenträger geschont werden (GROßMANN, pers. Mitt.). Der Versuch, mit dem Jahr 2010 die Regulierung des Rotwilds für fünf Jahre einzustellen [98], wurde nach augenscheinlicher Bestandszunahmen und vermehrter Schäden im NP-Umland bereits nach drei Jahren eingestellt. Diese Entscheidung wird nach weiteren drei Jahren neuerlich geprüft werden (GROßMANN, pers. Mitt.). Im Vergleich zu den Strecken vor dem probeweisen Aussetzen (im Mittel 9 Stück (Min.: 6, Max.: 14)¹⁰) wurden Abschüsse in den beiden Folgejahren deutlich erhöht (26 und 15 Stück¹⁰). Seit 2010 werden in den EJB zunehmend wieder Waschbären reguliert (Maximum (2014): 48 Stück)¹⁰, während dies im Landesjagdbezirk erstmalig 2014 durchgeführt wurde.

Regulierungskonzept

Eine Wildbestandsregulierung ist ausschließlich zwischen 1. September bis 15. Januar erlaubt [97]. Dem Grundsatz, der Natur mehr Freiraum zu lassen und die Einwirkung des Wildes als natürlichen Bestandteil zu sehen, steht im NPH die Problematik der Auswirkungen auf das Umland gegenüber. Um dem entgegenzuwirken, wurde ein räumlich abgestuftes Konzept mit beruhigteren Zonen im Inneren und einem Randbereich mit verstärkten Regulierungsmaßnahmen entwickelt [91] (Abb. 4):

Innerhalb des 400 m breiten Randstreifens dürfen alle Schalenwildarten sowie Marderhunde und Waschbären reguliert werden. Insgesamt erstreckt sich dieses Regulierungsgebiet über die gesamte Schutzzone 2 sowie kleinere Teilbereiche der Schutzzone 1 [97] und umfasst damit etwa 35 % der NPH-Gesamtfläche¹⁰. Ein systematischer Rhythmus wird innerhalb des eingangs erwähnten Regulierungszeitraums nicht verfolgt. Bevor das Anlegen von Kirrungen untersagt wurde, wurde noch die Hälfte der Schwarzwild-Strecken mittels Einzelansitz erzielt. Anschließend ging dieser Anteil zurück. Im Jagdjahr 2015, in dem das Beschicken von Kirrungen erstmals wieder genehmigt wurde, konnten durch Einzeljagd, die insbesondere an den Kirrungen erfolgreich war, rund 40 % aller Abschüsse erreicht werden. Hinsichtlich einer für das Umland möglicherweise Wildschäden vermeidenden Wirkung der Randstreifenregelung liegen bislang keine Erkenntnisse vor. Ein Monitoringprojekt unter Einbezug des Umlands ist jedoch geplant (GROßMANN, pers. Mitt.).

¹⁰ eigene Berechnungen anhand GROßMANN (pers. Mitt.)

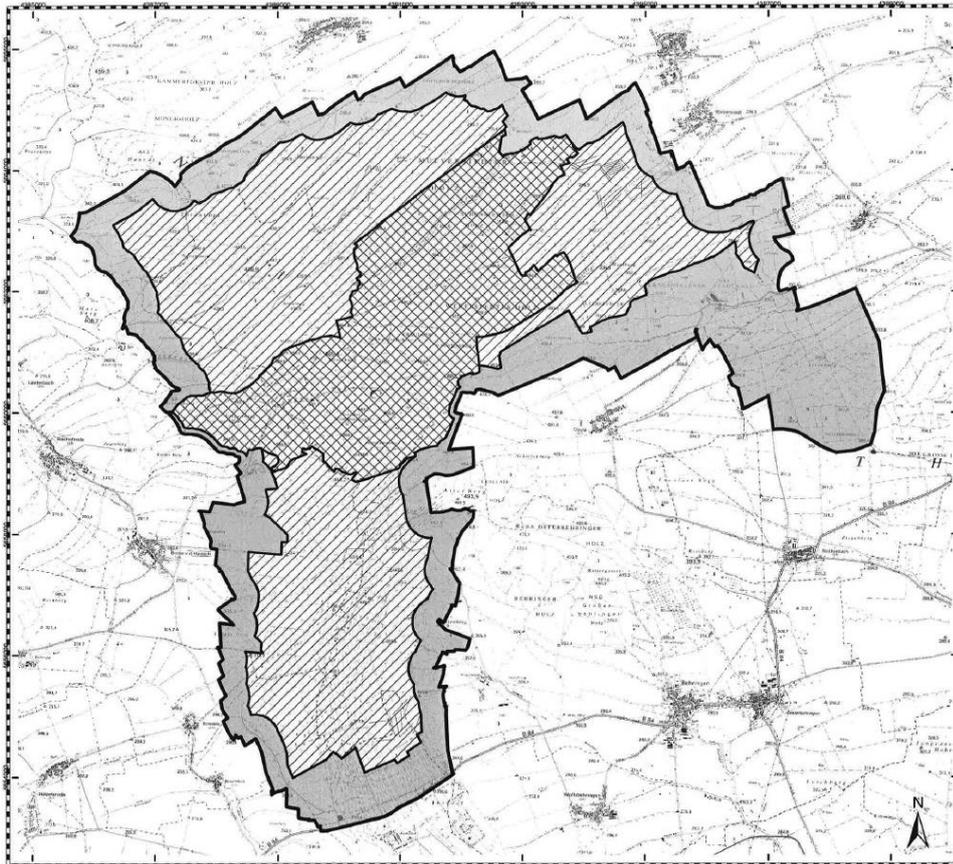


Abbildung 4: Übersichtskarte über die Ausübung der Jagd im Nationalpark Hainich. Dunkelgrau: 400 m - Randbereich, gestreift: Regulierungszone der übrigen Schutzzone 1, kariert: UNESCO-Weltnaturerbe-Fläche / Ruhezone. THÜRINGER MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, FORSTEN, UMWELT UND NATURSCHUTZ [97] © GeoBasisDE / TLVermGeo, verändert.

Auf jenen Flächen der Schutzzone 1, die nicht in die Randstreifen-Regelung hineinfallen (45 % der NPH-Gesamtfläche¹¹), ist die Wildbestandsregulierung auf das Schalenwild beschränkt und ausschließlich intervallartig durch gemeinschaftliches Ansitzen und Bewegungsjagden durchzuführen. Dabei darf auf einer jeweils ausgewählten Fläche nur an maximal drei aufeinander folgenden Tagen und anschließend erst nach einer Ruhephase von 14 Tagen erneut reguliert werden. Einzelbejagung ist in dieser Zone, ebenso wie das Ankirren, nicht erlaubt [97]. Da sich die Gemeinschaftsansitze bisher nur als wenig erfolgreich erwiesen (Gesamtstreckenanteil 2015: 6 %) (GROßMANN, pers. Mitt.), beschränken sich die Regulierungsmaßnahmen in dieser Zone fast ausschließlich auf die insgesamt circa acht, zwischen Anfang November und Ende Dezember eines jeden Jahres durchgeführten Ansitz-Drückjagden. Die 500 bis 1.000 ha großen Teilflächen werden jeweils ein- bis zweimal dafür genutzt. Auf diese Weise kamen 2015 etwas mehr als die Hälfte aller Strecken zustande (GROßMANN, pers. Mitt.).

Die dritte verordnete Zone stellt die Ruhezone dar, welche die gesamte Fläche des UNESCO-Weltnaturerbes umfasst (siehe [„Wildruhegebiet“](#)) [97].

¹¹ eigene Berechnungen anhand GROßMANN (pers. Mitt.)

Wildruhegebiet

Im Jahr 2010 trat die bislang gültige Verordnung zur Wildbestandsregulierung außer Kraft. Bis dahin herrschte in einem zentralen Gebiet des NPH, auf einer etwa 800 ha großen Fläche, völlige Jagdruhe. Auf einem Großteil der NP-Fläche wurden ansonsten Bewegungsjagden durchgeführt und lediglich in Randbereichen zusätzlich Ansitzjagd. Im Zuge der Prüfung der Nominierung der Buchenwälder als Weltnaturerbe bemängelte die UNESCO das Wildtiermanagement des NPH und lehnte es mit der Begründung eines nicht ökosystemaren Ansatzes ab, da trotz bestehender Naturverjüngung eine Wildbestandsregulierung stattfand. Ferner stieß ebenso die Rechtfertigung einer historisch bedingten Abwesenheit großer Prädatoren sowie der gegenwärtigen Einflüsse aus dem NP-Umfeld auf Ablehnung, da auch andere menschliche Einwirkungen auf ein Wald-Ökosystem toleriert werden müssten. Daraufhin wurde seitens des NPH eine Ausweitung der Ruhezone auf die gesamte potenzielle Weltnaturerbe-Fläche vorgeschlagen, die lediglich den zunehmenden Bestand des Damwilds ausschloss [91]. In der seit 2014 gültigen Jagd-VO [97] ist letztendlich die absolute Jagdruhe auf der Weltnaturerbe-Fläche zu finden, welche etwa 1.500 ha (20 % der NPH-Fläche) umfasst (Abb. 4) [91]. Darüber hinaus ist aufgrund militärischer Altlasten auf weiteren 500 ha keine Wildbestandsregulierung möglich (GROßMANN, pers. Mitt.).

Durch die Deckungsgleichheit mit der Weltnaturerbe-Fläche ergibt sich einerseits ein zusammenhängendes, ovales Wildruhegebiet, das überwiegend im Zentrum des NPH liegt, jedoch im Südwesten fast unmittelbar bis an die NP-Grenze reicht. Andererseits geht damit einher, dass es sich bei der Waldvegetation insbesondere um einen totholzreichen Altbuchenbestand handelt. Im Rahmen der Waldinventur wurde hier ein Verbiss von 21 % festgestellt [95]. Die größte Wegedichte befindet sich hier im südlich-zentralen Bereich, wo mehrere, vergleichsweise nah beieinander verlaufende Wege queren. Im Norden verläuft ein weiterer Weg parallel zur Grenze der Weltnaturerbe-Fläche. Nach Osten schließt hingegen über die Grenzen hinaus ein großes, von Wegen unzerschnittenes Gebiet an [91].

Ziel ist jedoch ein Wildruhegebiet, das die gesamte Schutzzone 1 abzüglich des 400 m breiten Randstreifens und somit 65 % der NP-Fläche umfasst (GROßMANN, pers. Mitt.) (4.900 ha)¹².

Wild und Besucher

Im Jahr 2005 wurde im Osten der 530 m lange „Baumkronenpfad“ eröffnet. Seitdem lässt sich dort die höchste Besucherdichte des NPH finden. Von den 305.000 Besuchern im Jahr 2008 besuchten allein rund 178.000 Interessierte diese Attraktion [91]. Zudem gibt es im NPH vier weitere Beobachtungstürme, von denen Besucher die noch (halb-)offenen und beweideten Flächen des ehemaligen TÜP überblicken oder die nahen Waldgebiete des UNESCO-Weltnaturerbe-Flächen betrachten können [91].

¹² eigene Berechnungen

Bisher sah die NP-Verwaltung ein Wegegebot als nicht notwendig an, da der überwiegende Anteil der Besucher auf den Wanderwegen bleibt. Die weitere Entwicklung wird angesichts zunehmender Besucherzahl fortlaufend beobachtet werden [91]. Innerhalb der Schutzzone 2 ist zudem das Pilze sammeln zwischen dem 1. Juli und 15. November erlaubt. Das Freilaufen lassen von Hunden ist im Schutzgebiet hingegen generell verboten [90].

Bis 2008 wurden verschiedene Wanderwege ausgewiesen, die gemeinsam 120 km (mit Überschneidungen) messen. Noch 15 km der vorhandenen Wege sollen zurückgebaut werden. Bei der Planung wurden sowohl die Interessen der Besucher (vor allem Wanderer, teils Radfahrer, Reiter und Kremser) als auch die vorrangigen Ansprüche der schützenswerten Tiere und Pflanzen berücksichtigt und besonders empfindliche Bereiche störungssensibler Arten gemieden. So wird beispielsweise die durch Sichtbeobachtung festgestellte Verbreitung der Wildkatzen (*Felis silvestris*) berücksichtigt [91]. Die aktuelle Wegedichte beträgt etwa 13 lfm / ha [25].

Laut GROßMANN (pers. Mitt.) hat sich die Sichtbarkeit des Wildes für die Besucher bislang aufgrund der Gesamtgröße des NPH sowie seiner jagdlichen Ruhezone, welche zugleich von der angrenzenden Jagdausübung beeinflusst wird, kaum verändert. Zur Rotwild-Brunft im September wird den Besuchern die Teilnahme an einer Führung angeboten [99].

5.4 Nationalpark Eifel (NPE)

Der im Jahre 2004 im Westen Nordrhein-Westfalens (NRW) an der Grenze zum Königreich Belgien ausgewiesene „Nationalpark Eifel“ (NPE) liegt eingebettet in den „Deutsch-Belgischen Naturpark Hohes Venn – Eifel“ [100]. Gemäß der NP-Verordnung [101] umfasst der NPE mit einer Gesamtfläche von 10.700 ha kolline bis montane Bereiche der nördlichen Mittelgebirgslandschaft der Eifel [101], die zu Gründungszeiten historisch bedingt neben den typischen Laubwäldern (hauptsächlich im Norden aus Buchen (*Fagus sylvatica*) und Traubeneichen (*Quercus petraea*)) auf über der Hälfte der Waldflächen nicht heimische Baumarten (vor allem Fichten (*Picea abies*), Kiefern (*Pinus sylvestris*) und Douglasien (*Pseudotsuga menziesii*)) aufwies [102].

Erste Überlegungen zur Ausweisung des NPE wurden unternommen, als das belgische Militär ankündigte den Truppenübungsplatz (TÜP) „Vogelsang“ auf der Dreiborner Hochfläche im Jahr 2006 aufzugeben. Heute befindet sich dieses Areal im Zentrum des Schutzgebietes. Durch den Rur-Stausee ergibt sich eine Zweiteilung des NPE mit einer nördlichen, 1.000 ha großen Teilfläche (Hetzingen) [100]. Insgesamt weist der NPE bei einer Breite zwischen 1 bis 11 km eine Nord-Süd-Ausdehnung von 21 km auf [68]. Mit 67 % ist das Land NRW, gefolgt vom Bund (31 %), der größte Flächeneigentümer des Schutzgebietes, während sich die übrigen Gebiete auf Stiftungs- und Privateigentum aufteilen. Weitere Fremdbesitz-Flächen, wie die Burg „Vogelsang“, bilden Enklaven [103] (Abb. 5).

In der NP-Verordnung [101] wurde eine Frist von 30 Jahren bis zur Erfüllung der IUCN-Richtlinien festgelegt. Langfristig wird nur mehr zwischen Prozessschutz-Flächen (Schutzzone I, 87 % der Gesamtfläche) und Management-Flächen (Schutzzone II) unterschieden werden. Gemäß verschiedener Zeithorizonte sind derzeit noch vier vorübergehende Schutzzonen ausgewiesen. Auf den Flächen der Zone I A (4.100 ha, 38 % der Gesamtfläche), zu der hauptsächlich Laubwälder heimischer Baumarten gehören, finden seit der Gründungszeit keine Eingriffe mehr statt. Bestände mit nicht heimischen Baumarten sowie die Offenlandflächen mit noch extensiver Bewirtschaftung (Schafbeweidung und Mahd) zählen bis spätestens 2034 zu Zone I B (Stand 2007: 4.000 ha). Hingegen wird dies voraussichtlich für die insgesamt 1.300 ha großen Areale der Zone I C im Süden des NPE nicht fristgerecht bis 2034 gelingen. Sie befinden sich in den höheren Lagen, wo angesichts der Fichtenbestände und ihrer erheblichen Tendenzen zur Naturverjüngung noch länger aktive Maßnahmen notwendig sein werden. Zum Schutz umliegender Wirtschaftswälder vor Borkenkäferkalamitäten fanden hier zum Teil Buchen-Unterpflanzungen statt [100]. Zu Zone II zählen jene Flächen, die auch künftig eines Managements bedürfen. Sie nehmen 1.400 ha (13 % des NPE) ein und umfassen beispielsweise die mageren, artenreichen Grünlandflächen, die sich vor allem in Bachtälern und auf der Dreiborner Hochfläche befinden. Außerdem zählen technische Funktionspflegezonen, wie Ent- und Versorgungsstrassen oder die Urft-Talsperre, zu Zone II [100].

Wild und Wildmanagement

Dem NPE, insbesondere dem walddreichen Höhenzug „Kermeter“ sowie dem 70 Jahre lang als TüP dienende Gelände „Vogelsang“, kommt eine wichtige wildökologische Bedeutung zu. Beide stellen einen (Teil-)Lebensraum des Rotwilds in der Nordeifel dar und dienen darüber hinaus als Fernwechsel zwischen den belgischen Ardennen und der Eifel [104, 105]. Vogelsang war zum Zeitpunkt seiner Eingliederung in den NPE das einzige Gebiet in West-Deutschland, in dem Rotwild am Tag in einer halboffenen Landschaft zu sehen war. Zudem hatte sich durch den Ausschluss der Öffentlichkeit sowie durch die spezielle, für Wildtiere jedoch gut kalkulierbare, militärische Nutzung [104] ein selten gewordenes Rückzugsgebiet für viele gefährdete und sensible Arten ergeben [100], in dem bereits damals lange Jagdruhe-Phasen eingehalten und ein Großteil der Rotwild-Strecken an nur wenigen Tagen im Jahr erzielt wurden. 250 ha des NPE entfallen auf den Obersee sowie die Urfttalsperre [106], durch welche bei Niedrigstwasser ein traditioneller Rotwild-Wechsel verläuft [100].

Monitoring

Schon etwa 30 Jahre vor der Ausweisung des NPE wurden im deutsch-belgischen Grenzgebiet erste Studien zur Lebensraumnutzung und dem Management des Rotwilds durchgeführt. Später wurden unter anderem Hege- und Bejagungsmaßnahmen, nächtliche Scheinwerfer-Zählungen und Projekte zur Rindenschäle grenzüberschreitend abgestimmt sowie teils regionale lebensraumberuhigende Konzepte erstellt [104, 107–109]. Noch heute beteiligt sich der NPE mit seinen Teilflächen an den Scheinwerfer-Zählungen und auch wieder an den Rindenschäl-Erhebungen. Bei den Nachtzählungen steht nicht im Vordergrund möglichst exakt den Bestand zu erfassen, sondern seine Entwicklung verlässlich einschätzen zu können [106].

Seit unmittelbar vor der NP-Ausweisung werden darüber hinaus Raumnutzungs- und Verhaltensbeobachtungen des Rotwilds durchgeführt [104, 105, 110, 111]. Das Monitoringkonzept [112], das von der ehemaligen „Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten NRW“ erarbeitet wurde, sieht unter anderem vor die beeinflussenden Störgrößen zu erfassen, da zwischen der Verbissbelastung und der Wildbestandshöhe keine einfache lineare Korrelation besteht, sondern unabhängig davon auch die menschliche Wirkung Einfluss auf das Wild und seine Lebensweise nehmen kann. Seit der Eröffnung der „Rotwild-Aussichtsempore Dreiborn“ (siehe „Wild und Besucher“, [„Rotwild und Besucher“](#)) werden von dort aus zum einen die Zahl auftretender Individuen, das geschätzte Alter sowie das Geschlecht [113] und zum anderen ihr Verhalten, insbesondere der Anteil des Sicherungsverhaltens, erfasst, um Rückschlüsse auf die Wirkung der Besucher und ggf. Steuerungsmöglichkeiten zu ziehen [111].

Die Vegetationseinwirkungen des Schalenwilds wird in Weiserpaarflächen der Landeswaldinventur (LWI: gezäunte und ungezäunte Flächen an 1 x 1 km bzw. 500 x 500 m Rasterpunkten) und lokal gezielt ergänzter Flächenpaare untersucht [106, 113]. Zur Bewertung

(gering, mäßig, hoch) wird die Artenzahl, -diversität¹³ und die Äsungszahl¹⁴ der Waldbodenvegetation sowie der Gehölzverjüngung heimischer Arten berücksichtigt. Zusätzlich fließen Ergebnisse der Einzelbaum-Erhebungen und die Beäsung ausgewählter Indikatorarten¹⁵ ein. Zur Bewertung eines Flächenpaares mit „Verbissbelastung hoch“ führt beispielsweise der Verbiss von mehr als 50 % der Indikatorarten, der Terminaltriebe der Baumverjüngung bzw. der Pflanzenteile mehrerer Arten oder eine Gefährdung der Naturverjüngung heimischer Haupt- wie auch Nebenbaumarten [114]. In bestimmten Teilgebieten besteht zur Erreichung der NP-Ziele derzeit ein zu hoher Verbissdruck, vor allem hinsichtlich der Verjüngung heimischer und zur Verdrängung gebietsfremder Arten [106, 113]. Die letzten Erhebungen (2012) zeigten fast durchgängig, teilweise stark zunehmenden Verbiss. So stieg zum Beispiel der mittlere Leittriebverbiss der Hainbuche (*Carpinus betulus*, lokale Hauptbaumart) in einem Gebiet kontinuierlich bis zuletzt auf 60 % an [106].

Auf Basis der Ergebnisse aus den Weiserpaarflächen wurden unterschiedliche Szenarien der Schalenwild-Regulierung bzw. des Verbisses in Hinblick auf die Strauch- und Krautschicht-Entwicklung [115] sowie der Baumartenvielfalt [116] modelliert. Zum Beispiel bestätigen die Prognosen, dass die Jungpflanzen zur Entwicklung artenreicher Buchenwälder gebietsweise vor Beäsung zu schützen sind, da sie sich im Gegensatz zu Fichten mittelfristig nicht etablieren könnten [115, 116].

Ähnliche Entwicklungen lassen sich aus den gezielt eingerichteten Aufnahmestreifen in Douglasien-Schlagflächen und gebietsweise anhand der Ergebnisse der im LWI-Raster (250 x 250 m) für die „Permanente Stichprobeninventur“ (PSI) eingerichteten Dauerbeobachtungskreise erwarten, innerhalb derer Deckungsprozente aller Kraut-, Gräser- und Farnarten und der Gehölzverjüngung geschätzt sowie die Äsungszahl der Gehölze der Strauch- oder Krautschicht und einer Auswahl weiterer Pflanzenarten erhoben werden [106, 113].

Einzelne der 100 ha großen Untersuchungsflächen des landesweiten Biodiversitätsmonitorings („Ökologische Flächenstichprobe“) befinden sich ebenfalls im NPE [106]. Zu hohe Wilddichten hinsichtlich einer Beeinträchtigung der FFH-Lebensräume wurden auch in diesem Rahmen sowie durch den FSC (*Forest Stewardship Council*) in Hinblick auf eine Naturverjüngung festgestellt [106].

Auf festgelegten Grünlandflächen der Dreiborner Hochfläche (Zone II) werden darüber hinaus im Frühjahr die vom Schwarzwild umgebrochenen Flächen geschätzt [106].

Angedacht wurde zudem bereits ein „Erweitertes Gebietsmonitoring“, das im Umland des NPE durch ein externes Institut durchgeführt werden soll. Für fünf Jahre würden neben dem Zustand der Rotwild-Population unter anderem Wildschäden auf umliegenden land- und

¹³ *Shannon-Index* und *Evenness* (prozentuales Maß zum Vergleich der Dominanzstruktur der Vegetationsbestände)

¹⁴ nach PETRAK [107], sechsstufiges (0-5) Maß für den prozentualen Anteil aufgenommener Teile (Blätter, Sprosse, Wurzel) einer Pflanzenart bezogen auf die Gesamtpflanze auf der Gesamtprobefläche

¹⁵ möglichst weit verbreitete, in vielen Waldentwicklungsstadien vorkommende und ausreichend für das Schalenwild attraktive Arten, deren Nutzung von der Wilddichte abhängig ist

forstwirtschaftlichen Flächen, die jagdliche Infrastruktur und der Fütterungsbetrieb im für die Rotwildpopulation relevanten Umfeld des NPE untersucht werden. Im gesamten Rotwildbezirk sollen ferner alle Unterkiefer (bislang nur im NPE selbst) gesammelt und die Strecken nach Alter und Geschlecht untergliedert ausgewertet werden. Die Jagdausübungsberechtigten hätten zudem unterjährig Strecken bekannt zu geben mit dem Ziel, die räumlich-zeitliche Jagdbetriebssteuerung zu untersuchen [106]. Mit der Umsetzung wurde bisher jedoch noch nicht begonnen (MAUERHOF, pers. Mitt.).

Wildbestand

Im NPE kommen als regulierungsrelevante Wildarten das Schwarz-, Reh- und Rotwild sowie das Muffelwild vor. Insgesamt werden die Schalenwildbestände als sehr hoch bewertet. Das mit einem Frühjahresbestand von 1.000 Stück vorkommende Rotwild (9 Stück / 100 ha) hat seine Vorkommensschwerpunkte im Kermeter und der Dreiborner Hochfläche [113]. Die Population ist in ihrer Struktur einerseits hin zu den weiblichen und andererseits unter den männlichen Stücken hin zu Älteren verschoben [86, 106].

Der geschätzte Mindestbestand des Rehwilds liegt zwischen 5 bis 8 Stück / 100 ha [86]. Lichtere Flächen, durch weitere Waldentwicklungsmaßnahmen und / oder Natur bedingt, lassen einen Anstieg erwarten [106].

Zur Populationsgröße der Mufflons gibt es keine genauen Erkenntnisse. War ihre Verbreitung nach Auslassungen in den 1950er Jahren bis zur Ausweisung des NPE auf bestimmte Teilgebiete beschränkt, könnten sich mittlerweile durch illegale Freilassungen im und um den NPE zusätzliche Rudel etabliert haben. Allein im Kermeter werden mindestens 200 Stück vermutet [86]. Dies verschärft die Vegetationsbelastung sowohl dort als auch in Teilen der Dreiborner Hochfläche zusätzlich.

Über die Populationsgröße des Schwarzwildes liegen keine Schätzungen vor [113].

Wildbestandsregulierung

Aufbauend auf der NP-Verordnung [101] wurden in der Jagd-VO [117] die allgemein erlaubten und untersagten Eingriffe in den Wildbestand geregelt. Zuallererst wird darin festgehalten, dass im NPE Bereiche festzulegen sind, die störungsfreie Lebensbedingungen ohne Jagdausübung ermöglichen. Auf den verbleibenden Flächen des NPE soll die Jagd grundsätzlich ruhen. Im Falle der folgenden Umstände darf dem entgegen gehandelt werden:

- ein nicht mit dem Schutzzweck vereinbarer Umfang des Wildverbisses im NPE, der die natürlichen oder naturnahen Ökosysteme bzw. die Maßnahmen zu deren Entwicklung auf großer Fläche beeinträchtigt
- Verhütungs- oder Bekämpfungsmaßnahmen von Wildseuchen
- nicht vertretbare Wildschäden, die in Wäldern oder landwirtschaftlichen Flächen im Umland des NPE auftreten und sich auf die Jagdruhe im NP zurückführen lassen [117].

Weitere Richtlinien stellen das Positionspapier der deutschen NP ([Kap. 3.2.2](#)) sowie der 1. Band des NP-Plans [100] dar [106].

Die heimischen Schalenwildarten dürften den NPE in einem Maße, wie es in intakten Buchen-Mischwäldern zu erwarten wäre, mitgestalten, sodass insgesamt eine hinsichtlich der Artenzusammensetzung und Waldstruktur räumlich-zeitlich wechselnde, begrenzte Differenzierung akzeptiert würde. Angesichts sehr hoher Anteile an nicht zielkonformen Waldtypen ist derzeit vorrangig, mittelfristig einen Wildbestand zu erreichen, der die Entwicklung und Erhaltung naturnaher Wälder mit den verschiedenen Sukzessionsstadien und ihrer gebietstypischen, heimischen Pflanzengemeinschaft über eine Naturverjüngung ermöglicht. Aufgrund langfristiger und vielfältiger ökosystemarer Wirkungen wird dem Gehölz im NPE Vorrang gegeben [106]. Grundsätzliches Ziel aller derzeitigen Regulierungsmaßnahmen ist zumindest eine Verhinderung weiterer Dichte-Zunahmen des Rot- und Rehwilds, beim Rotwild möglichst eine Absenkung [86]. In weiten Teilen der Öffentlichkeit, Naturschutzverbänden sowie der Jägerschaft fehlt allerdings die Akzeptanz für eine Steigerung der Regulierungsmaßnahmen innerhalb des NPE. Eine mehrjährige großräumige Reduktion der Gesamtpopulation in der Rureifel wäre unter anderem deshalb hilfreich. Aufgrund mangelnder Einigkeit ließ sich jedoch noch keine regionale Lösung finden [86]. Ein weiteres Ziel besteht in der Reduktion des Schwarzwild-Bestands, was gleichsam die bundeslandesweit geplante Absenkung der Frühjahrsbestände auf 2 Stück / 100 ha unterstützen würde. Die vollständige Entfernung der Mufflon-Bestände im NPE wurde anfangs zwar als weiteres Ziel formuliert [86], erscheint derzeit aber nicht realisierbar [113].

Insbesondere anhand der Ergebnisse des NPE-Gebietsmonitorings, unter Berücksichtigung der Situation im Rotwild-Bewirtschaftungsbezirk, der Ergebnisse des grenzüberschreitenden Rotwild-Monitorings, eigener Zählungen (siehe [„Monitoring“](#)) sowie Schadensmeldungen aus dem NP-Umland, wird der Umfang und die Art der Regulierungsmaßnahmen im NPE bestimmt [106, 117]. Die mit der FJW sowie dem Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz abgestimmten Entwürfe werden im weiteren den beteiligten Gremien mit Vertretern regionaler Jagd-, Waldbau- sowie Waldbesitzerverbände vorgelegt und anschließend zur endgültigen Genehmigung der oberen Jagdbehörde präsentiert [86, 106, 113, 117].

Die im Landeseigentum befindlichen Flächen werden als Eigenjagdbezirk (EJB) geführt, dem darüber hinaus die kleineren Flächen aus Stiftungs- und Privateigentum zugeschlagen wurden. Die rund 3.200 ha großen Bundesflächen auf der Dreiborner Hochfläche werden als weiterer EJB durch einen Bundesforstbetrieb gemäß des Jagdausübungsplans des NPE betreut [106]. Im Sinne der Transparenz und Akzeptanz der im NPE stattfindenden Wildbestandsregulierung sind an der Durchführung der Bestandsregulierung zahlreiche jagende, nicht dem NP-Personal angehörende Personen beteiligt (Anteil an Schalenwild-Strecken 2014: 68 % [113]). Voraussetzung dafür ist ein jährlicher Nachweis der Schießfertigkeiten auf bewegte Ziele sowie das Teilnehmen an NPE-spezifischen Fortbildungen gegen eine Verwaltungskostenpauschale

[100]. Eine Professionalisierung wird jedoch angestrebt, damit „sich ein Stamm geeigneter, regelmäßig geschulter, besonders ortskundiger und zeitlich möglichst flexibler Personen“ [106: S. 40] etabliert, der die Ziele des NPE trägt und ebenso nach außen in die Jägerschaft kommunizieren kann [106].

Regulierungskonzept:

Unter anderem aufgrund der Sensibilität gegenüber Störungen, der Lernfähigkeit und dem Wunsch der NP-Besucher große Wildtiere erleben zu können, wurde das Rotwild als Leitart für die zeitlich-räumliche Planung von Bestandsregulierungen ausgewählt. Im Interesse einer Minimierung des Störeffekts werden die sich teilweise dadurch ergebenden Regulierungsnachteile für die übrigen Wildarten in Kauf genommen [106].

Das ursprünglich vorgesehene, zeitlich-räumliche und nach Wiederkäuer-Wildart differenzierte Regulierungskonzept [86] wurde in den Folgejahren teilweise modifiziert [106, 113]. Beibehalten wurde die maximal vierwöchige Regulierungsphase des Rehwilds im Mai auf den Waldentwicklungsflächen [113], auf denen es zu dieser Zeit wesentlich auf die Naturverjüngung einwirkt [86]. Seit 2015 folgt erst ab Anfang August ein für alle Wildarten synchronisiertes Regulierungsintervall, in dem bis Mitte September an ausgewählten Tagen jagdliche Einsätze mit der ortskundigen Jägerschaft ohne Hunde-Einsatz durchgeführt werden. Jedoch liegt der zeitliche Schwerpunkt der jährlichen Regulierungsmaßnahmen nach einer vierwöchigen Jagdruhe vor allem zwischen Mitte Oktober und Mitte Dezember. In den letzten beiden Dezemberwochen sollen nur mehr vereinzelt Maßnahmen stattfinden. Unter den Voraussetzungen, dass die geplanten Rotwild-Abschüsse (2015: 400 Stück) noch nicht erfüllt sind, eine günstige, vertretbare Witterung besteht und eine behördliche Zustimmung vorliegt, kann darüber hinaus auch im Januar in bestimmten Gebieten Rot- und Muffelwild von der ortskundigen Jägerschaft und ohne Hunde-Einsatz reguliert werden.

Während der jährlich insgesamt 10 bis 12 Bewegungsjagden, bei denen zu einem Drittel entweder nur ruhige Treiber, nur Hunde oder Hunde gemeinsam mit Treibern und zwischen 30 bis 90 Schützen eingesetzt werden (MAUERHOF, pers. Mitt.), werden im Mittel aller Wildarten etwa die Hälfte der Jahresstrecken erzielt [106, 113]. Auf jeder der 800 bis 1.000 ha großen Teilflächen wird dies einmal jährlich, zum Teil in Abstimmung mit den Nachbarrevieren, praktiziert.

Des Weiteren finden jährlich bezirksweise jeweils 20 bis 25 Gemeinschaftsansätze mit jeweils circa 10 Personen in zeitlichen und räumlichen Intervallen statt. Zur Vermeidung von Anpassungen des Wildes wird innerhalb der Bezirke kein spezifischer Rhythmus verfolgt. Einzelansatz wird im NPE nicht angewandt (MAUERHOF, pers. Mitt.).

Darüber hinaus finden seit 2013 jährlich zwei bis drei, teilweise sehr erfolgreiche, kurzfristig organisierte Regulierungseinsätze statt. Diese werden beispielsweise nach Sichtung von Muffel-

oder Rotwild-Rudeln innerhalb von ein bis zwei Tagen, mit wenigen (fünf bis 15), aber erfahrenen Personen gezielt im entsprechenden Gebiet, auf je zehn bis 100 ha großen Flächen durchgeführt ([113]; MAUERHOF, pers. Mitt.).

Grundsätzlich ist für 2015 vorgesehen, weiterhin einen möglichst hohen Anteil der Rotwild-Strecke durch die Bewegungsjagden (2014: 54 % des Rotwild-Abgangs) zu erreichen, wobei ältere männliche und führende Stücke zu schonen sind, während der Anteil mehrjähriger Hirschkühe erhöht werden soll [113]. Für das Rehwild ist der Abschuss von mindestens 300 Tieren bei ausgeglichenem Geschlechterverhältnis geplant. Dabei wird die Aufhebung der Schonzeit für mehrjährige Rehböcke während der Bewegungsjagden fortgesetzt, durch die beim erstmaligem Bestehen (2014) im Vergleich zum Vorjahr 88 % mehr Rehwild-Abschüsse während der Bewegungsjagden gelangen [113]. Auch die Schonzeit-Aufhebung des männlichen und nicht führenden Muffelwilds wird beibehalten und eine Jahresstrecke von mindestens 50 Stück festgelegt [113]. Das Schwarzwild wird vor allem während der Bewegungsjagden gestreckt. In diesem Jahr ist Ziel, mindestens 150 Stück zu erlegen [113], wobei der Schwerpunkt weiterhin bei den jüngeren und den weiblichen, nicht führenden Stücken liegen soll. Für den NPE wurden die Schwarzwild-Schonzeiten aufgehoben, jedoch wird darauf in der Praxis nur in Bereichen mit Schäden im Umland zurückgegriffen. Auf den Einsatz von Kirrungen wird prinzipiell verzichtet (MAUERHOF, pers. Mitt.). Die NP-Verwaltung prüfte bereits auf Grundlage einer Expertise den punktuellen Einsatz von Wildschweinfängen, da in nahegelegenen Siedlungen nur unzureichend reguliert werden kann oder in regulierungsfreien Gebieten um die gute Beobachtbarkeit des Rotwilds gefürchtet wird [vgl. 113]. Für 2015 wurde von der oberen Jagdbehörde jedoch keine Genehmigung erteilt (MAUERHOF, pers. Mitt.).

Wildruhegebiete

Die ursprünglich im NP-Plan [100] vorgesehene, 2.700 ha große Wildruhezone auf der Dreiborner Hochfläche konnte aufgrund der Wild-Wald-Entwicklung nicht umgesetzt werden. Aus demselben Grund wurde es 2012 notwendig, die in gesamt Hetzing (1.000 ha) mit 2009 ausgesetzte Reh- und Rotwild-Regulierung wieder aufzunehmen [86, 106].

Aktuell herrscht auf drei räumlich getrennten Flächen mit einer Gesamtgröße von 980 ha (9 % der NP-Fläche¹⁶) ganzjährig für das Rot- und Rehwild Jagdruhe (Abb. 5) [106]. Insbesondere wegen des Schwarzwilds besteht die Möglichkeit im Falle starker Wildschäden einzugreifen, worauf außer in akuten Fällen jedoch verzichtet wird (MAUERHOF, pers. Mitt.).

¹⁶ eigene Berechnung

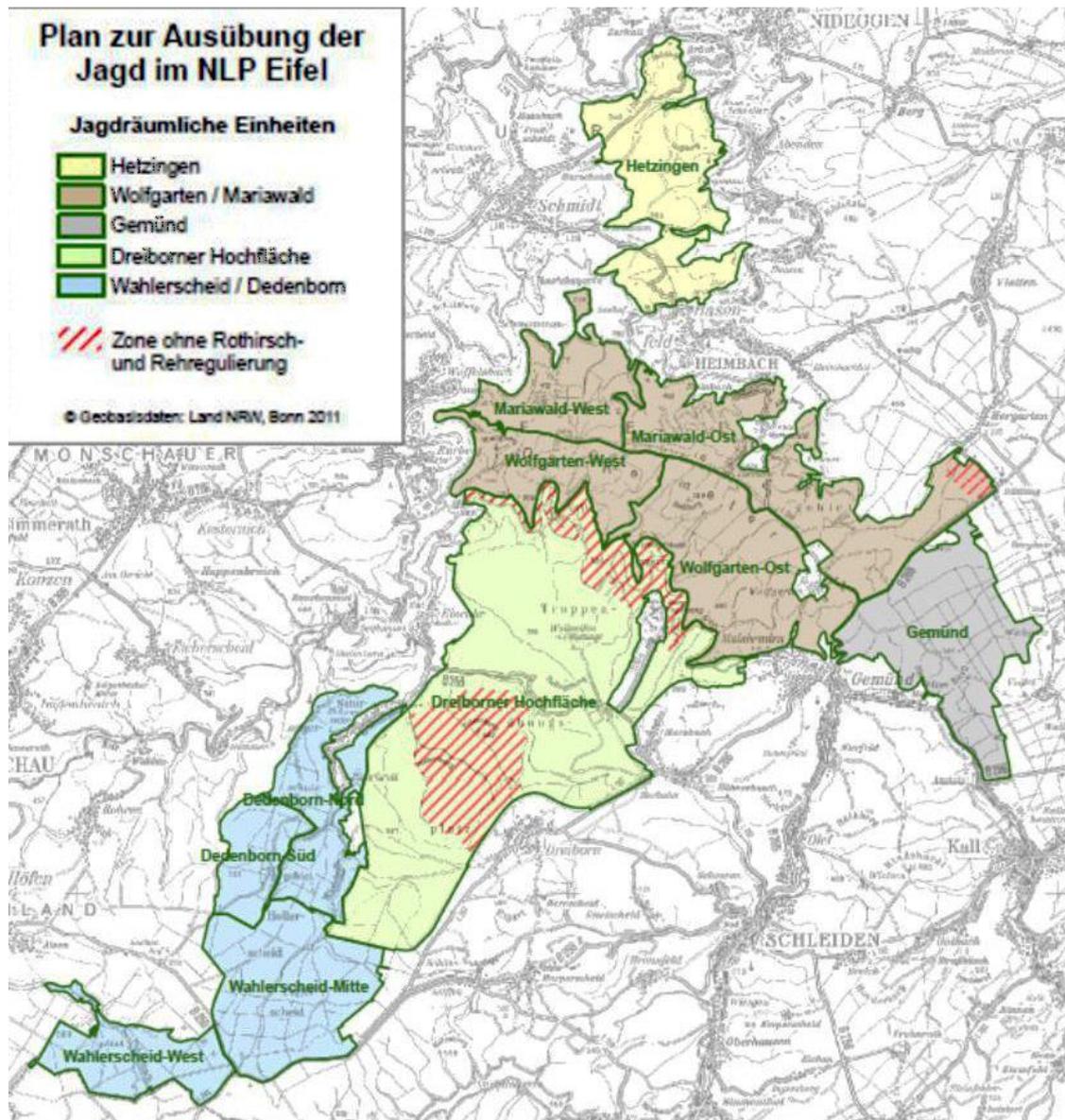


Abbildung 5: Übersicht über die Jagdräumlichen Einheiten (veraltet [113]) einschließlich der aktuellen (MAUERHOF, pers. Mitt.) Wildruhegebiete für das Rot- und Rehwild im Nationalpark Eifel. Rot schraffiert: Zone ohne Reh- und Rotwild-Regulierung. MAUERHOF [106], verändert. Kartengrundlage: TK 100: Geobasis NRW.

Die mit etwa 660 ha größte Wildruhezone befindet sich mittig der Dreiborner Hochfläche [106], deren Gebiet im Osten von der Rotwildempore (siehe „Wild und Besucher“, [„Rotwild und Besucher“](#)) aus eingesehen werden kann. Während die Wald- und die Gebüschflächen im Westen bereits überwiegend zur Schutzzone I A gehören, sind Teile der Offenflächen noch vorübergehend in Nutzung (I B) oder dürfen auch künftig extensiv bewirtschaftet (Schutzzone II) werden. Diese Ruhezone ist ein von Wegen unzerschnittenes Gebiet, dessen Außengrenzen lediglich teilweise unmittelbar von einem Wander- und Reitweg gesäumt wird. Abzüglich des berücksichtigten 300 m breiten Störbands um die tangierenden Wege (siehe „Wild & Besucher“, [„Wegeplanung und störungsarme Bereiche“](#)) verbleibt ein 544 ha großer störungsarmer Bereich (Abb. 6). In geringer Entfernung verläuft im Norden eine Bundesstraße, die hier den NPE quert [100].

Eine weitere Ruhezone für das Reh- und Rotwild bildet der Urfstausee sowie Teile seiner südlichen Ufer an der Burg Vogelsang [106]. Im Westen verläuft nahe des Nord- und Süd-Ufers ein Wander- und Radweg, der über eine Brücke verbunden ist. In Höhe der Burg Vogelsang quert ebenfalls eine Brücke den Stausee, dessen Wander- und Radweg am Nordufer weiter verläuft. Am westlichen Südufer westlich der Burg gehört das Festland des Wildruhegebiets zu einem störungsarmen Bereich von insgesamt 171 ha Größe (Abb. 6) [100]. Neben dem Urfsee, der als „technische Funktionspflegezone“ in die Zone II fällt, gehören die von Eichenwäldern dominierten Südufer bereits in Zone I A [100].

Das dritte Gebiete stellt die „Wildniswerkstatt Düttling“ dar [106]. Dieses 50 ha große Areal dient als Bildungsangebot für Kinder und Jugendliche [100].

Darüber hinaus soll auf den Wildwiesen nur in Ausnahmefällen reguliert werden [100]. Von den zu Gründungszeiten des NPE bereits Vorhandenen werden noch rund Zweidrittel in der Zone I C im Süden des NPE weiterhin, längstens jedoch bis die umliegenden Wälder ihrer natürlichen Entwicklung überlassen werden, durch Mahd gepflegt. Grund hierfür ist die Besucher-Frequentierung der alternativen Grünlandflächen in den Bachtälern, die dem Wild tagsüber nicht zur Verfügung stehen, jedoch die Wildeinwirkung auf die natürlich aufkommende Verjüngung heimischer Arten und die Buchen-Unterpflanzungen dämpfen soll. Kriterien der Wildwiesen-Wahl waren die für Pflegearbeiten notwendige Erreichbarkeit der gleichzeitig möglichst großräumigen, störungsarmen Flächen [100, 106].

Durch die Topografie oder aus Gründen der Naturentwicklung (Windwurfflächen *etc.*) nicht (mehr) zugänglichen Areale sowie auf ehemals militärisch genutztem Gelände kommen weitere regulierungsfreie Flächen hinzu, deren Größen jedoch nicht abgeschätzt werden können. Da die Bemühungen derzeit auf der Reduktion der Schalenwildbestände liegen und das Ausweichen der Rudel in die Ruhezone beobachtbar ist, ist zur NP-Ziel-Erreichung kurzfristig nicht vorgesehen weitere Ruhezone zu etablieren (MAUERHOF, pers. Mitt.).

Wild und Besucher

Ein sozioökonomisches Besuchermonitoring fand bereits statt [vgl. 118], dessen Folgestudien derzeit unter anderem durch die Universität für Bodenkultur Wien durchgeführt werden [119]. Die letzten Umfragen und Hochrechnungen ergaben 2007 etwa 450.000 NP-Besucher, von denen Zweidrittel nicht aus den umliegenden Kommunen stammten. Jeder Dritte bis Vierte besuchte die Region insbesondere wegen des NPE. Besonders frequentiert wird der NPE im Juli sowie August [115].

Rotwild und Besucher

Basierend auf den Erkenntnissen der Raumnutzungs- und Verhaltensstudien zum Rotwild aus den Jahren vor der NP-Gründung (siehe [„Monitoring“](#)) wurden Empfehlungen zur Besucherlenkung im NPE formuliert und in den Folgejahren ihre Wirkung erfasst [104, 105, 110]. Dennoch

gelang es zunächst nicht die Sichtbarkeit des Rotwilds beizubehalten. Grund hierfür war der zunehmende Störeinfluss, vor allem durch Verstöße gegen das Wegegebot und das Befahrungsverbot, das Freilaufen lassen von Hunden [86] sowie eine nahezu flächendeckende Besucher-Frequentierung der Dreiborner Hochfläche. So ging die Gesamtanzahl des während der Periode 2004 / 2005 tagsüber beobachtbaren Rotwilds von 5.000 Stück im Jahre 2006 auf rund 470 Stück zurück [120]. Unter anderem wich es in die nahe gelegenen, ökologisch wertvollen Schluchtenwälder der Urfttal-Hänge aus, wie die dort zunehmende Vegetationsbelastung zeigte [110]. Durch gezielte Maßnahmen, wie die Verdeutlichung von Wege-Kennzeichnungen bzw. -Sperrungen (zum Beispiel mittels Holzschranken) und durch weitere Aufklärungsarbeit und Wild-Beobachtungstipps besserte sich das Verständnis und sogleich das Verhalten der Besucher, sodass das Rotwild begann wieder seiner natürlichen Tagesrhythmik zu folgen [120].

Im September 2010 wurde an der Dreiborner Hochfläche die „Rotwildempore Dreiborn“ eröffnet, die während der Rotwild-Brunft sogleich von 4.500 Besuchern angenommen wurde. Neben der Möglichkeit, Wildtiere, insbesondere das hier am Tag äsende Rotwild, zu beobachten und wissenschaftlich zu untersuchen (siehe [„Monitoring“](#)), ergab sich gleichzeitig durch das Miterleben der Forschungstätigkeiten auch das Verständnis der Besucher für die aus den Forschungsergebnissen abgeleiteten Empfehlungen zur Besucherlenkung zu fördern [111]. Darüber hinaus wird durch die Anwesenheit der Wissenschaftler bzw. NP-Ranger das Besucherverhalten positiv beeinflusst und durch die Öffentlichkeitsarbeit eine Sensibilisierung der Besucher für wildtierökologische Belange erreicht. So stiegen die Jahresmittelwerte des beobachtbaren Rotwilds auch nach der Eröffnung der Empore kontinuierlich (von gleichzeitig 47 Stück (2011) auf bis zu 191 Stück (2014)) an, was als Indikator einer erfolgreichen Besucherlenkung im NPE gesehen werden kann. Zudem scheinen sich die Besucher auch gegenseitig zu kontrollieren, denn das ausgeprägteste Sicherungsverhalten zeigt das Rotwild wider Erwarten nicht nach den hoch frequentierten Wochenenden [111].

Wegeplanung und störungsarme Bereiche

Ein weiterer Beitrag zur Berücksichtigung der Bedürfnisse der Wildtiere stellt die Erarbeitung einer Konzeption [121] für störungsarme Räume dar, die bereits kurz nach der NP-Ausweisung in Auftrag gegeben wurde. Sie gibt aus naturschutzfachlicher Sicht Vorschläge zur Etablierung verschiedener Ruheräume als Kompromiss der Schutzzwecke des NPE und dem Naturerlebnis für Besucher. Bei den Berechnungen wurde unter anderem die durchschnittliche von Wegen ausgehende Störwirkung in Form eines 200 oder 300 m breiten Störbands berücksichtigt und entsprechend die Flächengrößen zwischen den Wegen reduziert. So ergab sich beispielsweise, dass statt einer Gesamtfläche von rund 6.800 ha letztendlich nur noch rund 2.200 ha tatsächlich als beruhigte Räume verbleiben. Im NPE wiesen damit von ursprünglich zwölf potenziellen „Großen Ruheräumen“ nur mehr sechs Flächen einen tatsächlich störungsarmen Kern von über

100 ha auf [vgl. 121]. Die Konzeption bildete eine der Grundlagen des aktuellen Wegenetzes im NPE, bei dessen Erarbeitung ebenso regionale und überregionale Interessen der Freizeitnutzung bedacht wurden, wie auch die Aufgabe von Wegen mit militärischem, landwirtschaftlichem oder forstlichem Ursprung [100]. Aktuell sind 240 km als Wanderwege ausgewiesen, von denen Teile zudem als Radweg und Reitspur genutzt werden. Das öffentliche Wegenetz (ohne forstliche Betriebswege) weist eine Dichte von 25 lfm / ha auf [25]. Ein umfangreiches Konzept zur Besucherlenkung soll darüber hinaus Teil des noch zu erarbeitenden 3. Bands des NP-Plans werden [86]. Einzelne der öffentlichen Straßen, die durch oder entlang des NPE führen, konnten bereits umgewidmet werden. Da die meisten, wie auch die die Dreiborner Hochfläche querende Bundesstraße, nicht zu den NP-Flächen gehören, bestehen seitens des NPE jedoch nur wenige Handlungsmöglichkeiten [100].

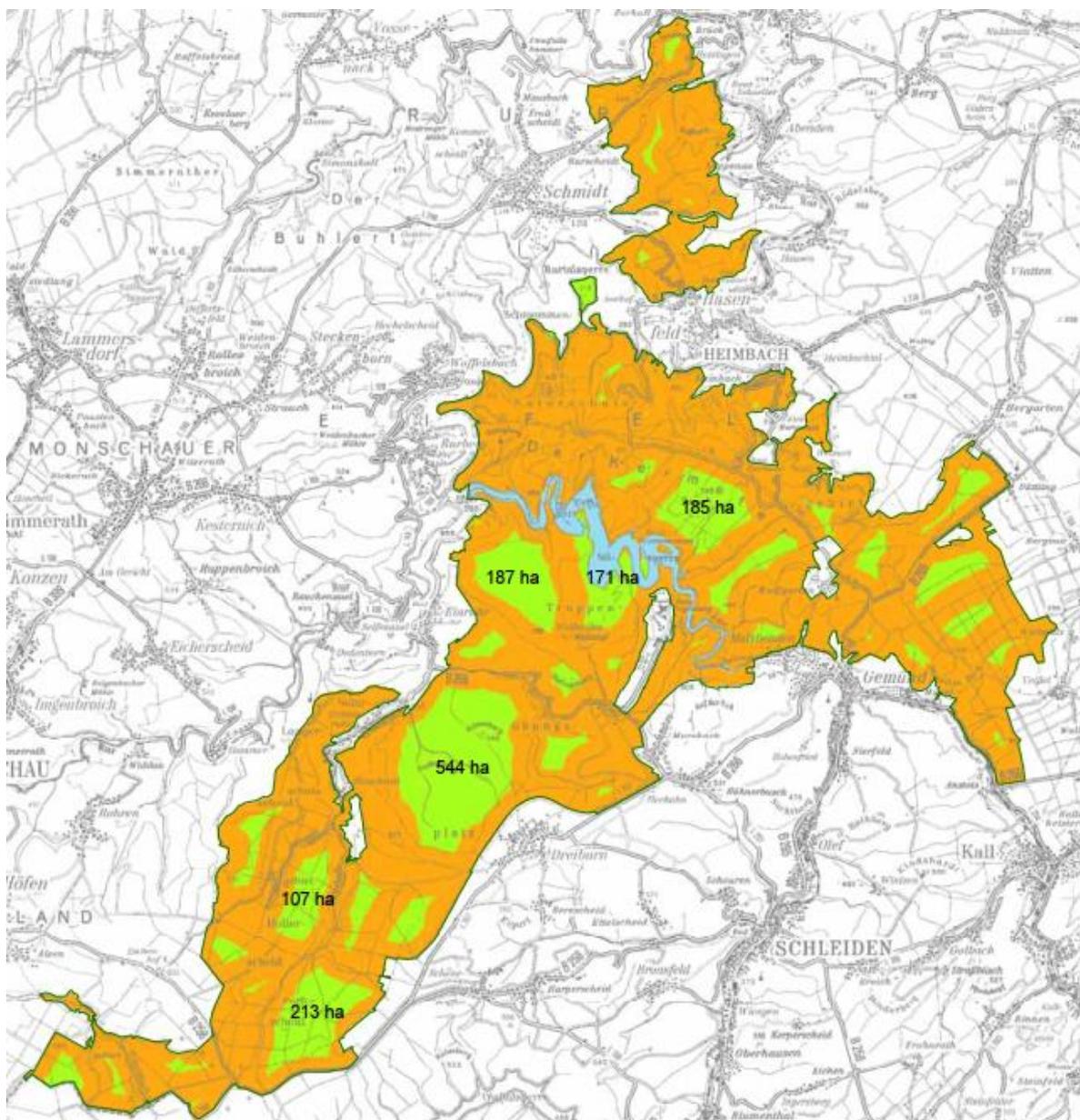


Abbildung 6: Störungsarme Bereiche im Nationalpark Eifel. Grün: störungsarme Bereich (Flächenangaben bei > 100 ha), orange: Störbereiche durch öffentliche Straßen und Wege, blau: Obersee, Urtalsperre. NATIONALPARKFORSTAMT EIFEL [100], verändert. Kartengrundlage: TK 100: Geobasis NRW.

5.5 Nationalpark Kellerwald-Edersee (NPKE)

Der im Jahre 2004 durch eine eigene Verordnung [122] ausgewiesene „Nationalpark Kellerwald-Edersee“ (NPKE) umfasst mit seinen 5.700 ha überwiegend Buchenwälder der zwischen 200 und 700 m ü.NN im Nordwesten Hessens gelegenen Mittelgebirgslandschaft [123]. Bislang ist er Deutschlands einziger NP, der die Kriterien der IUCN bereits erfüllt [124] und 2011 als Schutzgebiet der Kategorie II zertifiziert wurde [125]. Darüber hinaus erkannte die UNESCO im selben Jahr Teile seiner Rotbuchen-Wälder (*Fagus sylvatica*) als Weltnaturerbe an [126].

Der NPKE ist in den siebenfach größeren Naturpark „Kellerwald-Edersee“ eingebettet, dessen bis heute eher dünn besiedelte Region vor allem extensiv bzw. wenig waldbaulich bewirtschaftet wurde. So konnten einerseits bis heute kleine Urwaldreste sowie seit längerem ungenutzte, strukturreiche Laubmischwälder in naturnahem Zustand überdauern, während sich andererseits zu Gründungszeiten ebenso einzelne Forstflächen (beispielsweise Fichten-, Douglasien- und Kiefern-Bestände) finden ließen, die es teilweise noch aktiv umzuwandeln gilt [123].

Der NPKE befindet sich heute fast vollständig im Eigentum des Landes Hessen. Die verbleibenden 2 % in Fremdbesitz teilen sich auf ein Betriebsgelände eines Energieversorgers sowie Kommunal-, Privat- und Bundeseigentum auf [123].

Gemäß des NP-Plans [123] untergliedert sich der NPKE (Abb. 7) in eine „Naturzone“, in der sich die Natur un gelenkt entwickeln kann und zum Zeitpunkt der IUCN-Zertifizierung bereits 90 % der Gesamtfläche ausmachte [125], in eine „Entwicklungszone“ für vorübergehende Lenkungs- und Renaturierungsmaßnahmen (bis spätestens 2022) sowie in eine kleiner als 5 % des NPKE umfassende Pflege- bzw. Kulturhistorische Zone, in der bedeutende Stätten bzw. Waldwiesentäler oder Kulturbiotope, wie Feuchtwiesen und Magerrasen, erhalten werden [123].

Wild und Wildmanagement

Dem NPKE kommt im Zusammenhang mit weiteren Gebieten der Region eine zentrale Funktion als Korridor und Trittsteinhabitat im Großraumverbund der deutschen Mittelgebirgs-Waldlandschaften zu. Bis zum Beginn des 20. Jahrhunderts diente das Areal des heutigen NPKE bereits seit Jahrhunderten als Hofjagdrevier des Fürstenhauses Waldeck und Pyrmont, auf welches auch die Errichtung des Wild-Gatters zurückgeht [27, 123], das zu Gründungszeiten noch 80 % des NPKE vollständig umschloss [27]. Zuletzt waren die Flächen als „Waldschutzgebiet“ ausgewiesen [27, 123].

Gemäß der NP-Verordnung [122] ist vorgesehen „die Wilddichte (...) so zu lenken, dass der Schutzzweck nicht beeinträchtigt wird“ [60: § 2, Abs. 7]. Die darauf aufbauenden, im NP-Plan [123] formulierten Ziele des Wildtiermanagements sehen zunächst eine nationalparkgerechte Wildbestandsregulierung vor [123], deren Voraussetzungen dem deutschen Positionspapier ([Kap. 3.2.2](#)) entsprechen. Des Weiteren wurde geplant, die Wildbestandsregulierung bis 2018 auf 21 % der NP-Fläche zu beschränken (siehe [„Wildruhegebiet“](#)) und das Gatter nach

Absenkung des Dam- und Muffelwild-Bestandes sowie in Rücksprache mit dem NP-Umland schrittweise, mittelfristig gänzlich, abzubauen [123]. Als eine Zielart der Kellerwaldregion wird zudem langfristig angestrebt, das Rotwild am Tag erlebbar zu machen und Wanderkorridore sowie Ruhe- und Überwinterungsräume zu schaffen. Dafür soll mit dem NP-Umfeld intensiv zusammengearbeitet werden [123].

Zur Erreichung dieser Ziele wurde versucht, im Konsens mit den Anrainern aus den Bereichen der Jagd, Land- und Forstwirtschaft sowie mit den NP-Besuchern und Naturschutzverbänden ein Wildtier-Managementkonzept zu erarbeiten. Letztendlich stellt das 2011 in Kraft getretene Konzept [127] einen Kompromiss dar, dessen Tragfähigkeit und zielführende Umsetzbarkeit sich in den folgenden Jahren zeigen sollte [27]. Angepasst an bisherige Erfahrungen wird nach neuerlichen umfangreichen Abstimmungsprozessen voraussichtlich im Frühjahr 2016 ein substantiell überarbeiteter Konzeptentwurf vorliegen (BAUER, pers. Mitt.), der im Rahmen dieser Masterarbeit jedoch keine Berücksichtigung mehr finden kann. Die grundlegenden Absichten werden abschließend kurz geschildert (siehe [„Grundlagen des neuen Wildmanagement-Konzepts“](#)).

Der bis 2015, spätestens bis 2018, vorgesehene Gatter-Rückbau [127] konnte bereits fast vollständig realisiert werden (RÖNITZ, pers. Mitt.). Das ursprüngliche Ziel, den Wildbestand zuvor zu reduzieren, konnte jedoch nicht aufrechterhalten werden [127].

Monitoring

Mit dem Ziel eines fachlich fundierten Wildtiermanagements ist im Konzept [127] - den Vorgaben des NP-Plans [123] folgend - insbesondere die Erfassung der Wild-Bestände sowie ihrer Entwicklung vorgesehen, die Untersuchung der Jagdmethoden hinsichtlich ihrer Effizienz, eine Störungsanalyse, die Untersuchung der Raumnutzung einzelner Wildarten sowie ein Vegetationsweiser-Monitoring [127].

Der NPKE beteiligt sich ebenfalls an den landesweiten Schältschäden-Untersuchungen, dessen Ergebnisse jedoch für das eigene Wildtiermanagement als wenig aussagekräftig beurteilt werden. Hingegen wird der Erhebung der Verbissbelastung ein großer Stellenwert beigemessen, die insbesondere für die Gehölze, sowohl auf einigen der für die „Permanenten Stichprobeninventuren“ (PSI) eingerichteten Probepunkten als auch in angelegten Weisergattern und deren Vergleichsflächen erfasst wird. Diese 10 x 10 m großen Areale sind räumlich auf die wesentlichen Vegetationseinheiten verteilt und werden im Abstand von ein oder zwei Jahren kontrolliert [27]. Während der Verbiss der Buchen mit bisher unter 10 % als unproblematisch bewertet wird, wird hinsichtlich der Mischbaumarten (mit beispielsweise über 50 % Verbiss der Edellaubgehölze) befürchtet, dass bei einem Anhalten dieses Verbissdrucks eine vollständige Verdrängung bestimmter Baumarten und somit eine Entmischung der Bestände auf den ohnehin vergleichsweise geringen Laubmischwald-Anteilen folgen könnte [27]. Konkrete Schwellenwerte oder Toleranzgrenzen für die Wildeinwirkung auf die Vegetation wurden im NPKE bisher nicht

definiert (RÖNITZ, pers. Mitt.).

Die im Konzept [127] vorgesehenen, langjährig durchgeführten Scheinwerferzählungen wurden mittlerweile aufgrund zunehmender Naturverjüngung [27] und Sukzession, die die Sichtungen erschweren [126], sowie aufgrund grundsätzlich aufkommender Zweifel an ihrer Aussagekraft eingestellt. Ähnlich kritisch wird die Strecken-Rückrechnung betrachtet, die bisher teils widersprüchliche, nicht plausible Resultate lieferte. Auch die Ergebnisse des Pilotprojekts zur Schalenwildichte-Ermittlung durch luftgestützte IR- und Echtbild-Aufnahmen [42] erfüllten mit dem damaligen Stand der Technik nicht die Erwartungen [27]. So gelang die Unterscheidung von Individuen des Rot- und Damwilds zuletzt in 20 bis 34 % der Fälle nicht [42], während Rehwild praktisch nicht erfassbar war [27, 42]. Derzeit werden vor allem die Wild-Sichtungen während der Bewegungsjagden berücksichtigt [27]. Weitere Projekte zur Erhebung der Wildbestände sind in Planung (RÖNITZ, pers. Mitt.).

Des Weiteren wird bereits seit 2008 die Habitatnutzung des Rotwilds mittels GPS-Telemetrie untersucht [125]. Sie soll einerseits Fragen über ihre räumlich-zeitliche Aktivität und die Erlebbarkeit für Besucher innerhalb des NPKE klären, andererseits aber auch Informationen über das Wanderungsverhalten der Rothirsche, den Lebensraumverbund und seine Erschließung liefern [125, 126] und gegebenenfalls im Rahmen eines Konfliktmanagements behilflich sein [125]. Darüber hinaus wird die Störwirkung der Wildregulierung (Jagddruck, Stöberhund-Einsatz während der Bewegungsjagden [125]), des Schutzgebietsmanagements und der Besucher analysiert [64]. Beispielsweise wurde mit gezielten Störversuchen untersucht, wie das Rotwild auf Menschen auf den nächstgelegenen Wegen sowie auf direktes Zugehen reagiert. Während der Weg-Versuche (minimale Versuchssdistanz: 89 m) wurden keine „nennenswerten“ Reaktionen festgestellt [126, 128]. Hingegen reagierte das besenderte Rotwild auf direktes Zugehen bei Distanzen zwischen 244 und 36 m mit Flucht, wobei signifikant *geringere* fluchtauslösende Distanzen in Gebieten mit hoher Wegdichte gemessen wurden [128]. Die Auswertung der Telemetriedaten der Bewegungsjagden zeigte zudem drei unterschiedliche Verhaltensweisen des Rotwilds: frühzeitig weiträumiges Ausweichen, Verharren und vergleichsweise kleinräumige Bewegungen innerhalb der bejagten Fläche. Insgesamt konnten keine Hinweise gefunden werden, dass sich die Raumnutzung oder die Lebensweise durch die Stöberjagden verändert. Lediglich am darauffolgenden Tag wurde im Vergleich zu jagdfreien Tagen eine größere Distanz zwischen den Einständen festgestellt [128].

Für die vorgesehene Erfassung aller durch das Rot-, Dam- und Schwarzwild verursachten Schäden auf land- und forstwirtschaftlichen Flächen des unmittelbaren NP-Umlands [127] wurde seitens der NP-Verwaltung eine Stichprobeninventur vorgeschlagen [27], die jedoch aufgrund des sehr verhaltenen Interesses der Nachbarn bislang nicht umgesetzt wurde (RÖNITZ, pers. Mitt.).

Wildbestand

Neben den heimischen Wildarten Schwarz-, Reh- und Rotwild kommen im NPKE Muffel- und Damwild vor, die ebenso wie Waschbären in den 1930er Jahren ausgewildert wurden [123]. Die IR-Erfassungsflüge ergaben für das Damwild einen Mindest-Frühjahresbestand von 2 bis 3 Individuen / 100 ha (ohne Berücksichtigung einer Übersehrate), was vergleichbar mit den Ergebnissen der terrestrischen Scheinwerferzählungen ist [42]. Der Rotwild-Bestand wurde im Rahmen der Überfliegung auf mindestens 3 bis 4 Individuen / 100 ha geschätzt und lag somit deutlich höher, als anhand der Scheinwerfertaxation (1,3 Stück / 100 ha) ermittelt wurde [42]. Erhöhte Mufflon-Abschüsse und natürliche Mortalität ließen in den letzten Jahren auf eine Bestandsverkleinerung bis hin zu einer Auflösung hoffen [127]. Die diesjährigen Strecken und Sichtungen widersprechen dem jedoch, ebenso beim Damwild (RÖNITZ, pers. Mitt.). BAUER [129] führt dies beim Muffelwild auf die überwiegende Nutzung der Ruhezone und beim Damwild wohl eher auf ihr Einstellungsvermögen auf höheren Jagddruck zurück [129]. Genauere Untersuchungen sind hierfür, ebenso wie hinsichtlich der Reh- und Schwarzwild-Bestände, vorgesehen (RÖNITZ, pers. Mitt.).

Wildbestandsregulierung

Im Wildtiermanagement-Konzept [127] wurden die Vorgaben des NP-Plans [123] konkretisiert und festgehalten ausschließlich Schalenwildarten zu regulieren. Ziel ist, ihre Bestände so zu halten, dass im NP eine weitgehend ungestörte Wald-Entwicklung einschließlich einer Naturverjüngung aller standortheimischer Baumarten möglich ist und im land- und forstwirtschaftlich genutzten Umland Schäden minimiert werden. Gleichzeitig soll das natürliche Verhalten für das Wild gewährleistet sein. Der Mufflon-Bestand ist hingegen aufzulösen und jener der Damhirsche stark zu reduzieren [127].

Gemeinsam mit den ausgewerteten Wildsichtungen während der Bewegungsjagden bildet das Verbissmonitoring (siehe [„Monitoring“](#)) aus Sicht der NP-Verwaltung die derzeit wichtigste Grundlage der Abschussplanung [27]. Die jagdlichen Eingriffe orientieren sich vor allem an der Konstitution sowie dem Alter des Wildes, wobei insbesondere in der Jugendklasse reguliert wird. Konkret für das Hochwild ist das maximale Alter von vier Jahren vorgesehen, wovon nur in den starken Reduktionsphasen der Mufflon- und Damhirsch-Bestände abgewichen werden kann. Einerseits wurde bereits bei der gemeinsamen Ausarbeitung des Konzepts deutlich, dass die Einbindung bzw. das Mitwirken der Jagdnachbarn zur Zielerreichung notwendig sein wird [27], sodass eine enge Kooperation zur Ergänzung der Planung und des Vollzugs der Abschüsse (insbesondere des Rot-, Schwarz- und Damwilds) sowie zur Vermeidung negativer Rückwirkungen angestrebt wurde [127]. Andererseits relativierten sich die Erwartungen aufgrund abweichender Interessen [27]. Bisher ist nur ein kleiner Teil der NPKE Teil des Rotwildgebietes „Burgwald-Kellerwald“ [127]. Das Ziel, darin als ein eigener Rotwildbezirk ausgewiesen zu werden, wurde bisher von der oberen Jagdbehörde noch nicht umgesetzt (RÖNITZ, pers. Mitt.).

Die derzeit an den Wildbestandsregulierungen beteiligten jagenden Personen stammen etwa zu einem Drittel aus der NP-Verwaltung [27]. Alle Beteiligten müssen, neben dem Nachweis von Schießfertigkeiten auf flüchtige Ziele, sich stark mit den Zielen den NPKE identifizieren. Die Bewegungsjagd-Teilnehmer müssen sich darüber hinaus mindestens einmal pro Jahr an NP-Informationsveranstaltungen über das Wildtiermanagement beteiligen [127].

Regulierungskonzept:

Das bislang gültige Zonenkonzept für die Wildbestandsregulierung (Abb. 7) besteht aus einer in Teilen des Randbereiches gelegenen „Zone mit dauerhaftem Wildtiermanagement“ („Dauerjagdzone“, 1.200 ha, 21 % der NP-Fläche), einer Zone mit Intervalljagd (3.000 ha) und einer „Zone ohne Jagd“ (Weltnaturerbe-Fläche, 1.470 ha, sowie Hochspeicherbecken, 80 ha, siehe [„Wildruhegebiet“](#)) [123].

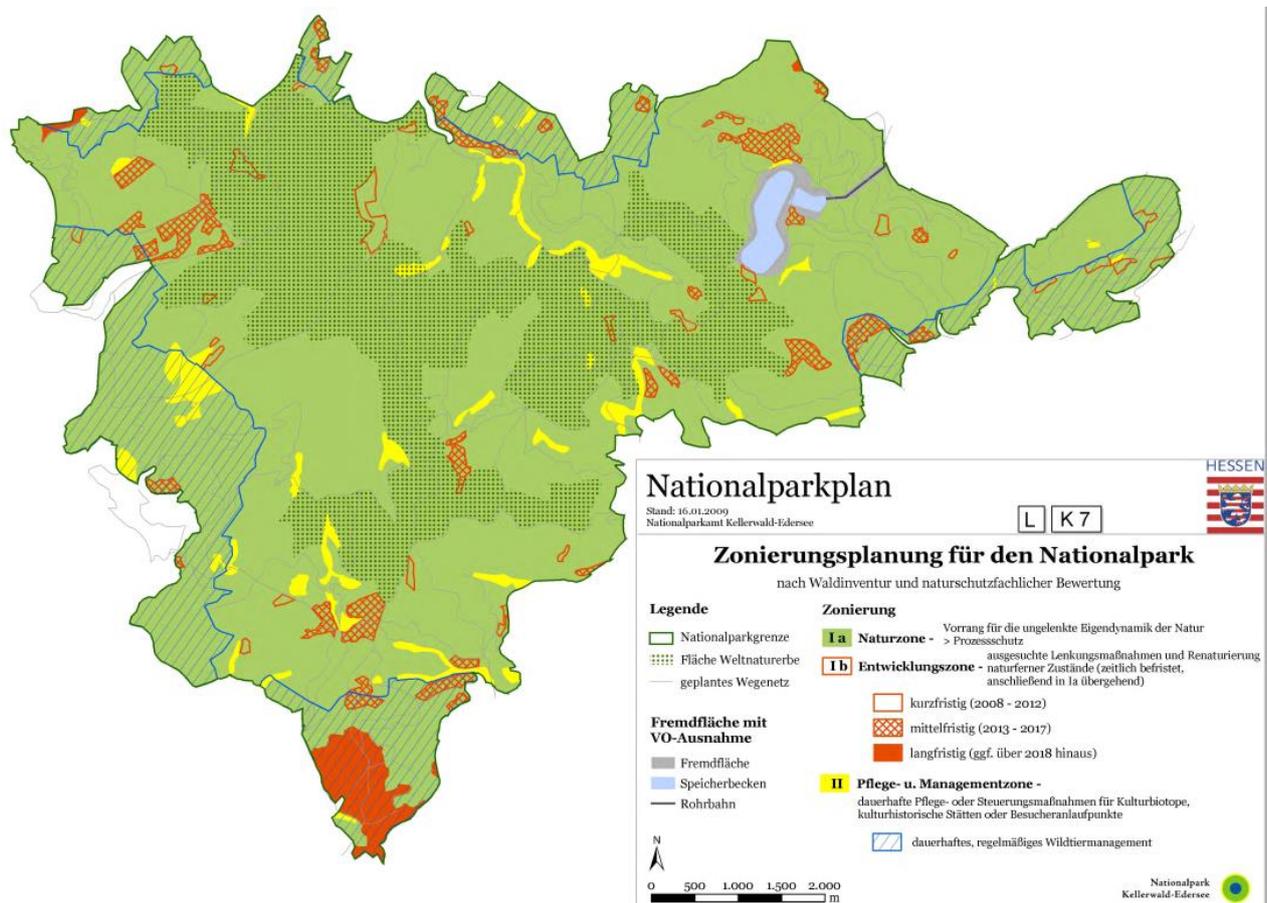


Abbildung 7: Zonierungsplanung des Nationalparks Kellerwald-Edersee (Stand 26.1.2009). Grün: Naturzone, rot: Entwicklungszone mit unterschiedlichen Fristen, gelb: Pflege- und Managementzone. Schwarz schraffiert: Weltnaturerbe-Fläche, blau schraffiert: Wildtiermanagementzone mit dauerhafter, regelmäßiger Regulierung. NATIONALPARKAMT KELLERWALD-EDERSEE [123], Kartengrundlage: TK 50 Hessisches Landesamt für Bodenmanagement und Geoinformation.

Die Wildbestandsregulierung beginnt im NPKE grundsätzlich Anfang August [27]. Schwerpunkte stellen jedoch die möglichst wenigen, aber groß angelegten Bewegungsjagden zwischen Anfang Oktober und Mitte Dezember dar [27, 127]. Jede Fläche soll dabei gemäß des Konzeptes [127] nur einmal bejagt und Revier-Nachbarn um Mitbejagung ihrer Flächen ersucht werden. So fanden in den letzten Jahren jeweils acht bis neun Stöberjagden mit lokalem Treiber- oder Hundeführer-Einsatz statt, bei denen seit 2008 jeweils knapp Dreiviertel der Jahresstrecken erreicht wurden (RÖNITZ, pers. Mitt.). Auf den zwischen 500 und 1.000 ha großen Flächen wurden meist 50 bis 70 Schützen eingesetzt [27].

Ergänzend ist Gemeinschaftsansatz vorgesehen. Dabei soll laut Konzept [127] innerhalb von je zwei Wochen ab Anfang August sowie September insbesondere Rot-, Dam-, Muffel- und Schwarzwild, unter Mitbejagung des Rehwilds sowie in Abstimmung aller Beteiligten des Großraums Kellerwald, reguliert werden. Daran anlehnend werden derzeit in den Regulierungsintervallen (zweiwöchig Mitte August, zehntägig Anfang September sowie in der zweiten Oktoberwoche) Einzel- oder Gruppenansatz durchgeführt. Letzterer wird in kleinen Gruppen organisiert (RÖNITZ, pers. Mitt.).

Das Anlegen von Kirrungen wurde von der NP-Leitung verboten (RÖNITZ, pers. Mitt.). Von der Vereinbarung, im Fall von zu erwartenden Schäden im Umland in der „Dauerbejagungszone“ Schwarzwild zusätzlich während des übrigen gesetzlich erlaubten Zeitraums zu regulieren [127], wurde bisher nicht Gebrauch gemacht. Gleiches gilt (RÖNITZ, pers. Mitt.) für die Ausnahmeregelung über den 20. Dezember hinaus oder zur Erfüllung der Abschusspläne außerhalb des im Jagdgesetz vorgesehenen Zeitraums Rehböcke während der Bewegungsjagden zu regulieren [127].

Seit der NP-Gründung (2004) schwankten die Strecken bis 2015 beim Rotwild jährlich zwischen 30 und 64 Stück (Mittel: 46), beim Rehwild zwischen 30 und 79 Stück (Mittel: 51) und beim Schwarzwild im Mittel um 108 Stück (Min.: 48, Max.: 170). Nach anfänglich vergleichsweise hohen Damwild-Strecken (Max.: 78) und anschließendem mehrjährigem Rückgang (Min.: 28) steigen diese jüngst wieder an (Gesamtmittel: 51). Auch beim Muffelwild lagen die Abschüsse in den Anfangsjahren am höchsten (Max.: 41) und fielen in den weiteren Jahren bis auf nur einen Abschuss 2014 ab, während zuletzt wieder 17 Mufflons erlegt wurden ¹⁷.

Wildruhegebiet

Seit 2009 [123] werden auf etwa 1.500 ha, also einem Viertel der NPKE-Gesamtfläche, keine wildbestandsregulierenden Maßnahmen mehr durchgeführt [27]. Die Ausdehnung über die Weltnaturerbe-Flächen (Abb. 7) fand bislang nicht statt (RÖNITZ, pers. Mitt.). Dabei war ursprünglich gemäß des NP-Plans [123] vorgesehen, ab 2013 schrittweise bzw. gemäß Wildtiermanagement-Konzept [127] bereits ab 2012 mit einer Erweiterung auf 1.670 ha zu

¹⁷ eigene Berechnungen anhand RÖNITZ (pers. Mitt.)

beginnen. So sollte ab 2018 nur mehr auf Teilflächen im NP-Randbereich („Dauerjagdzone“, siehe [„Regulierungskonzept“](#)) in die Wildbestände eingegriffen werden [123]. Doch es zeigte sich, dass sich insbesondere das Rot- und Damwild zunehmend auf die Bejagungsstrategie, vor allem auf das Wildruhegebiet, einstellte [129].

Neben dem naturschutzfachlichen Wert und der Dominanz der hiesigen Buchenwald-Flächen ergibt sich aus dieser räumlichen Übereinstimmung ferner die Zugehörigkeit zur Naturzone sowie die insgesamt über das NP-Gebiet geschlängelte, mehrarmige Form des Wildruhegebietes. Zudem ist hier die Wegedichte (Stand 2012: 17 lfm / ha [126]) im Vergleich zum übrigen Areal geringer und soll planmäßig noch weiter abnehmen (siehe [„Wild & Besucher“](#)). Insbesondere in den zentralen, größeren Bereichen queren nur vereinzelt Wege, von denen ein Weg größtenteils befristet gesperrt werden kann (Abb. 8). Gemeinsam mit den umliegenden Flächen des Intervallbejagungsgebietes (siehe [„Regulierungskonzept“](#)) wurden hier zu Beginn die größten unzerschnittenen Räume des NPKE geplant (siehe [„Wild & Besucher“](#)).

KUHLMANN [130] untersuchte bereits, ob sich die Verbissprozente auf der jagdfreien Fläche von jener mit Wildbestandsregulierung unterscheiden. Mit räumlichen Verbisschwerpunkten in beiderlei Gebieten, bei durchschnittlich 30 % im Wildruhegebiet und 37 % auf den übrigen Flächen, ließ sich insgesamt kein signifikanter Unterschied finden [130].

Nach Auffassung der NP-Verwaltung wird auch langfristig nicht vollständig auf die Schalenwild-Regulierung verzichtet werden können; einerseits weil der Verbissdruck die Entwicklung des Waldes zu stark beeinflussen würde und andererseits außerhalb des NPKE erhebliche Wildschäden auf den bewirtschafteten Flächen entstehen könnten [27].

Mit dem neuen Konzept wird es voraussichtlich ebenfalls zu einer Veränderung des Wildruhegebietes kommen (siehe [„Grundlagen des neuen Wildmanagement-Konzepts“](#)).

Wild und Besucher

Gemäß der NP-Verordnung [122] wurde für den NPKE ein Wegeplan einschließlich der künftigen Entwicklung des Wegesystems erarbeitet (Abb. 8), wobei einerseits eine naturverträgliche Nutzung für Erholung und Bildung und andererseits die Ausweisung großer, unzerschnittener Bereiche (Ruhezonen) für sensible Tierarten berücksichtigt wurden [123]. So steht den jährlich 45.000 Besuchern des NPKE (ohne NP-Einrichtungen) (RÖNITZ, pers. Mitt.) ein System aus besonders gekennzeichneten Wegen zum Begehen, Rad fahren und Reiten zur Verfügung. Hunde dürfen mitgenommen, aber nicht frei laufen gelassen werden [122]. Dem umschließenden Naturpark kommt hingegen in puffernder Funktion eine Bedeutung für die konventionelle, touristische Nutzung zu. Koordiniert wurde dies mithilfe eines gemeinsamen, abgestuften Schutzgebietssystems sowie eines Naturschutzgroßprojektes [123].

Der NPKE verfolgt zudem das Ziel, die Wegedichte von ursprünglich 35 lfm / ha (beworbene und beschilderte, einschließlich befristet gesperrte Wege bzw. Pfade sowie Betriebswege) auf deutlich weniger als 25 lfm / ha zu reduzieren. Gleichzeitig sollte eine zentrale, über 1.000 ha

große Ruhezone geschaffen werden. Planungsgrundlagen bildeten im ersten Zeitraum die Überprüfung der Wege hinsichtlich des tatsächlichen Bedarfs, Aspekte des Naturschutzes und das Störzonen-Konzept [123], in dessen Rahmen mithilfe von Puffern um aktive Wege störungsfreie Räume aufgezeigt wurden. Im Folgenden stellten die Unzugänglichkeit der Flächen, ihre Abgrenzung im Gelände sowie die naturschutzfachliche Wertigkeit ihrer Pflanzengesellschaften entscheidende Kriterien dar. Denn gleichzeitig wurden auch die potenziellen Auswirkungen (z. B. Verbiss) berücksichtigt, die mit einer Ausweisung als Wildruhegebiet entstehen könnten (RÖNITZ, pers. Mitt.). Bis 2012 wurde die Wegedichte auf durchschnittlich 31 lfm/ha verringert und mehrere störungsarme Ruhezonen mit einer Gesamtfläche von 3.300 ha geschaffen. Derzeit wird die Wegeplanung fortgesetzt [126]. Neben dem Störzonenkonzept wird das Planungsverfahren unter anderem um Aspekte ständiger Monitoring- und Managementmaßnahmen ausgebaut werden. In Planung sind derzeit zwei Teilgebiete mit je 300 ha und 900 ha (RÖNITZ, pers. Mitt.) (siehe „[Grundlagen des neuen Wildmanagement-Konzepts](#)“).

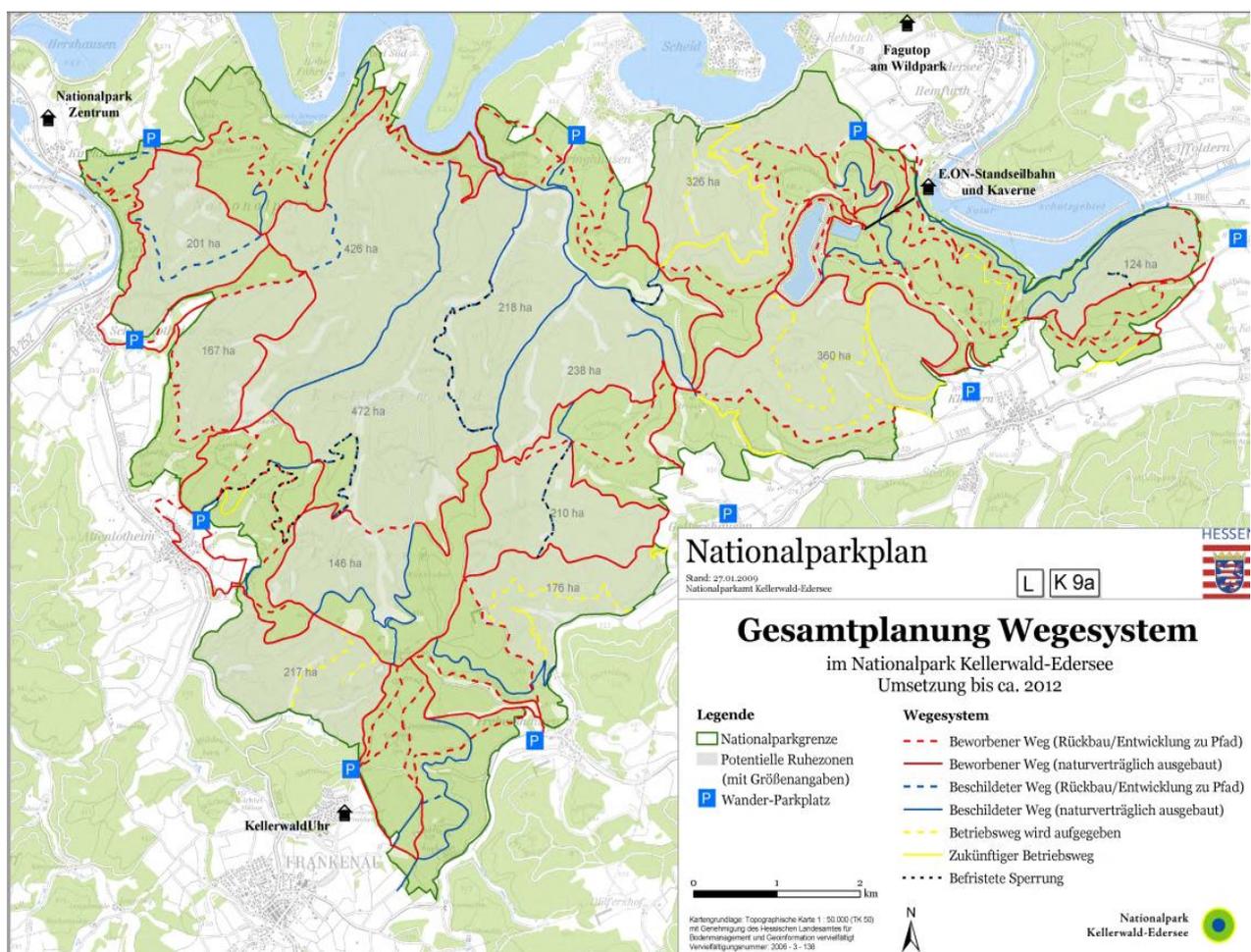


Abbildung 8: Erste Planung des Wegesystems des Nationalparks Kellerwald-Edersee, bis 2012 (Stand: 27.1.2009). rote Linien: beworbene Wege, rot gestrichelt: Rückbau / Entwicklung zu Pfad eines beworbenes Weges, blaue Linie: beschilderter Weg, gelbe Linie: zukünftiger Betriebsweg, gelb gestrichelt: Betriebsweg wird aufgehoben, schwarz gestrichelt: befristete Sperrung, hellgrüne Flächen: potenzielle Ruhezonen. NATIONALPARKAMT KELLERWALD-EDERSEE [123], Kartengrundlage: TK 50 Hessisches Landesamt für Bodenmanagement und Geoinformation.

Schon zur Zeit als Waldschutzgebiet wurden im heutigen NPKE vier Beobachtungskanzeln errichtet [123], von denen heute noch zwei aktiv sind und den Besuchern zeitweise eine verbesserte Wild-Beobachtung ermöglichen. Sie sind an Wiesen platziert, die erfahrungsgemäß als Einstände oder Brunftplätze genutzt werden und für die Besucher gut zu erreichen sind (RÖNITZ, pers. Mitt.). Außerdem werden gezielte Führungen zur Brunft angeboten [131].

Grundlagen des neuen Wildmanagement-Konzepts

Seitens der NP-Verwaltung wird - basierend auf den Erfahrungen der letzten Jahre - mit dem neuen Konzept vor allem eine räumliche Neuorganisation angestrebt. Zum einen soll dabei das Intervallregulierungsgebiet verkleinert werden [129] und insgesamt weniger als 25 % der NPKE-Fläche umfassen. Hinsichtlich seiner Lage wurde hauptsächlich das Wegenetz berücksichtigt, um gleichsam eine jagdliche Infrastruktur zu gewährleisten. Außerdem wurde auf die Minimierung der Störung und auf naturschutzfachliche Aspekte geachtet. Die bisher im langfristigen Planungskonzept als „Dauerjagdzone“ bezeichneten Flächen (Wälder mit Feld-Anbindung) werden etwa zur Hälfte auch im neuen Intervallgebiet zu finden sein (RÖNITZ, pers. Mitt.).

Zum anderen soll auf den übrigen 75 % der Fläche ein neues Wildruhegebietssystem etabliert werden. Der bislang ausgewiesene Bereich (Weltnaturerbe-Fläche) soll dabei gemäß der Ruhezeiten-Planung (siehe [„Wild & Besucher“](#)) in die zuvor erwähnten, zwei Teilgebiete mit 300 ha und 900 ha (RÖNITZ, pers. Mitt.) gegliedert werden. Damit verkleinert sich das dauerhafte, ganzjährige Schongebiet [129] auf 21 % des NPKE. Auf den übrigen 54 %¹⁸ werden wechselnde Teilflächen ausgewählt [129], auf denen einmal jährlich (RÖNITZ, pers. Mitt.) Bewegungsjagden stattfinden. Letztendlich entsteht mit den dauerhaften und den jährlich nicht für Bewegungsjagden berücksichtigten Flächen ein temporäres Wildruhegebiet, das in seiner Ausdehnung insgesamt etwa der bisherigen entsprechen wird (25 % der Gesamtfläche). In den folgenden Jahren wird das Konzept entsprechend der Erfahrungen und Entwicklungen ggf. weiter angepasst [129].

Des Weiteren bemüht sich der NPKE um eine Verbesserung der Effizienz seiner Bewegungsjagden. Ziel dabei ist, insbesondere die geplanten Rotwild-Abschüsse innerhalb eines kürzeren Zeitraums zu erreichen und gleichzeitig die Strecken des Dam- und Muffelwilds zu erhöhen. Dabei werden ebenfalls kleinere Bewegungsjagden in Betracht gezogen, die auf eine Durchführung innerhalb der kurzfristigen Einstände abzielen (RÖNITZ, pers. Mitt.).

¹⁸ eigene Berechnungen

5.6 Nationalpark Bayerischer Wald (NPBW)

Der „Nationalpark Bayerischer Wald“ (NPBW) wurde als erster NP Deutschlands im Jahre 1970 gegründet [132]. Nach einer Arrondierung weiterer Flächen im Norden (im Folgenden Unterscheidung in „Erweiterungsgebiet“ und „Altgebiet“) umfasst der NPBW seit 1997 insgesamt 24.300 ha [132, 133], die sich über ein 40 km langes und 6 km breites Areal [134, 135] in Höhenlagen zwischen 600 und 1450 m erstrecken [136]. Nahezu der gesamte NPBW ist bewaldet. Bedingt vor allem durch seine forstliche Nutzung vor der NP-Ausweisung [vgl. 137] schwand beispielsweise der ursprüngliche Anteil der Weißtanne (*Abies alba*) von 30 % auf heutige 3 % zugunsten der Fichte). Auch die einstigen großflächigen, urwaldartigen Bergmischwälder wurden durch forstliche Umwandlungsmaßnahmen hin zu Altersklassenwäldern sehr verändert [134, 137]. Aufgrund starker Vermehrungen des Borkenkäfers (*Ips typographus*) in den 1990er Jahren starben Teile der Fichtenwälder auf insgesamt 6.000 ha ab [134], wobei sich heute nicht zuletzt infolge der Management-Maßnahmen zur Verhinderung einer Ausbreitung in das NP-Umfeld sowie durch Windwürfe größere Kahl- bzw. Totholz-Flächen im NPBW finden lassen, die sich allmählich regenerieren und nicht nur wildökologisch (Äsung) wertvolle Flächen darstellen [134–137].

Auf deutscher Seite ist der NPBW vom rund 307.000 ha großen „Naturpark Bayerischer Wald“ umgeben. Der im Osten angrenzende Böhmerwald, auf dem Staatsgebiet der Tschechischen Republik, ist durch den 69.000 ha großen „Nationalpark Šumava“ bzw. das ihn umgebende Landschaftsschutzgebiet (100.000 ha) geschützt. Das insgesamt als „*Greater Bohemian Forest Ecosystem*“ bezeichnete Gebiet bildet das größte unzerschnittene, streng geschützte Waldgebiet des mitteleuropäischen Raums, das außerdem durch seine Lage eine wichtige Rolle im europäischen Habitat-Verbundsystem einnimmt [134].

Die Flächen des NPBW sind fast vollständig Landeseigentum. Nur etwa 1 % des Gebietes stellen kommunale oder private Flächen dar [138].

Der Anteil der eingriffsfreien „Naturzone“ (Zone 1) am Gesamtgebiet ging durch die Flächen-erweiterung zunächst zurück, konnte jedoch bereits wieder auf 59 % der Gesamtfläche (14.200 ha) ausgeweitet werden (Stand 2014) [139]. Mit drei unterschiedlichen Zeithorizonten, jedoch maximal bis 2027, können in der als „Entwicklungszone“ (Zone 2 a-c, insgesamt 4.300 ha, 18 % der Gesamtfläche) noch umwandelnde bzw. einrichtende Maßnahmen stattfinden [140]. In der 5.300 ha großen „Naturzone mit Managementmaßnahmen“ (Zone 3, 22 % der Gesamtfläche) sind dauerhaft waldpflegende Maßnahmen im Rahmen des Borkenkäfer-Managements zu setzen. Darüber hinaus existieren am Westrand fünf Areale, die zur insgesamt 410 ha großen Erholungszone (Zone 4) gehören [139] und z. B. die NP-Zentren und Waldspielgelände umfassen [140].

Wild und Wildmanagement

In einem eigenen Anlageband zum NP-Plan sind die Grundsätze und Ziele des Schalenwild-Managements ausführlich formuliert [vgl. 135]. So gilt für die heimische Schalenwild-Population unter anderem, sie als gebietstypische Bestandteile natürlicher Prozesse ebenso zu erhalten, wie die natürliche Diversität und Artenkombination der heimischen Flora und Fauna. Im Sinne des ungestörten Ablaufs und Wirkens der natürlichen Dynamik soll deshalb grundsätzlich nicht in die Schalenwildbestände eingegriffen werden. Außerdem sollen im Randbereich des NPBW möglichst artenreiche Mischwälder erhalten bzw. wiederhergestellt, Anrainer-Flächen vor Wildschäden geschützt und für die Besucher die Sicht- und Erlebbarkeit der Wildtiere gefördert werden. Gleichzeitig sind Maßnahmen zu unterstützen, die insbesondere die Schalenwild-Regulierung innerhalb des NPBW verringern und die Lebensbedingungen der Wildtiere, vor allem durch Vermeidung störender Einflüsse, verbessern. Das Schalenwild-Management soll mit dem NP-Umfeld sowohl auf bayerischer als auch tschechischer Seite abgestimmt werden. Dies wurde mit dem NP Šumava bereits 1999 durch ein Memorandum gesichert [135]. Von besonderer Wichtigkeit ist dies, da auch der NPBW trotz seiner Größe zumindest den großen Säugetieren aufgrund der Schutzgebietsform und Höhenlage keinen vollständigen, ganzjährigen Lebensraum bietet. Das natürliche Abwanderungsverhalten im Winter [134] wird dem Rotwild zudem per Verordnung [141] durch die Ausweisung von Rotwild-Gebieten bzw. von Rotwild freizuhaltenden Gebieten nicht zugestanden [134]. Bereits zu Gründungszeiten des NPBW sorgten die im Umland verursachten Wildschäden für Konflikte. Der als vorübergehende Maßnahme gedachte Lösungsansatz Wintergatter innerhalb des NP einzurichten [142, 143], hat sich jedoch bis heute gehalten.

Im Laufe der Zeit stellte sich ein Umdenken im Management des NPBW ein; vom Fokus des Waldes hin zu einer gleichrangigen Sichtweise der Wildtiere und ihres Lebensraums [143]. Ziel ist nun, sich so weit wie möglich aus dem Management zurückzuziehen, sodass weniger der Verbissbelastung im NPBW, als vielmehr der Wildschadensakzeptanz im Umland Bedeutung zukommt (HEURICH, pers. Mitt.). Deshalb fanden ab 2007 seitens der NPBW-Verwaltung Bemühungen statt, ein großräumig abgestimmtes Rotwild-Management (u.a. in der Hoffnung die Wintergatter auflassen zu können) auf partizipatorischem Wege zu erreichen. Dies scheiterte jedoch in den Folgejahren aus vielschichtigen Gründen [143, vgl. 144–146]. Deshalb obliegt nun der niederbayerischen Regierung die Erarbeitung eines gemeinsam von allen Betroffenen getragenen Konzepts. Eine Schlüsselrolle könnte dem Monitoring- und Forschungsprogramm des NPBW (siehe [„ausgewählte Studien“](#)) zukommen [143], welches sowohl das Verständnis der komplexen Verflechtungen ökologischer Interaktionen fördern als auch sachlich kommunizierbare Ergebnisse als eine wissenschaftlich fundierte Grundlage weiterer Entscheidungen liefern soll [9, 143]. Endgültigen Anstoß, eine Lösung der Wintergatter-Problematik zu finden, könnte jedoch auch erst mit der Rückkehr von Wölfen (*Canis lupus*) einhergehen [143]. Nach Ansiedelung von Luchsen im Böhmerwald in 1980er Jahren etablierten

sie sich ebenfalls im NPBW [134].

Monitoring

Die Bestandserhebung erfolgt beim Rotwild durch wiederholtes Zählen innerhalb der vier, je 30 bis 40 ha großen Wintergatter sowie der zusätzlichen Schätzung der außerhalb Verbliebenen [143]. Die Entwicklung der Rehwild-Bestände wird mithilfe eines Fotofallen-Monitorings (*Spacially Explicit Capture Recapture Models*) sowie einem Losungszählverfahren, mit Erhebungen an den Punkten des Verbissmonitorings (800 x 800 m - Raster) auf jeweils 100 m² großen Flächen, erfasst (HEURICH, pers. Mitt.).

Der Schalenwild-Managementplan [135] sieht vor, insbesondere den Verjüngungszustand der Wälder innerhalb des NPBW zu erfassen. Wie in anderen Bayerischen Staatswäldern, interessiert im NPBW vor allem die Verbissbelastung der forstlich relevanten Gehölze [14, 134], auch wenn keine ökonomischen Ziele bestehen und die Wildeinwirkung grundsätzlich nicht als Schaden bewertet wird [14]. Im Wesentlichen besteht das Vegetationsmonitoring des NPBW aus einer im dreijährigen Intervall durchgeführten Verbissinventur und im 10-jährigen Rhythmus durchgeführten Vegetationsaufnahmen [vgl. 147], wobei ebenso der Verbiss erhoben wird. (HEURICH, pers. Mitt.). Gegenwärtig ist der Verbiss der relevanten Baumarten sehr gering [14]. Beispielsweise liegt jener der Tannen im Altgebiet bei nur mehr 7 % (HEURICH, pers. Mitt.).

ausgewählte Studien

Jedes Jahr werden zahlreiche Ergebnisse aus dem NPBW aus unterschiedlichen Fachgebieten publiziert [vgl. 148], wobei selbst die unmittelbar wildökologisch relevanten in diesem Rahmen nicht vollständig vorgestellt werden können (siehe u.a. [42, 149–156]). Grundsätzlich wird zusätzlich zum Monitoring vor allem das Raum-Zeit-Verhalten telemetrisch intensiv untersucht sowie genetische Aspekte des Naturschutzes, Krankheiten der Wildtiere (insbesondere Zoonosen) und die Einflüsse auf die Biodiversität sowie die komplexen Wildtier-Wald-Wechselwirkungen analysiert [9]. Beispielsweise liegt die Zahl vorkommender Auerhühner (*Tetrao urogallus*) trotz zahlreicher Wildschweine derzeit so hoch, wie lange nicht mehr (HEURICH, pers. Mitt.). Dem Faktor „Mensch“ wird in weiteren sozioökonomischen Analysen Aufmerksamkeit geschenkt, da nicht zuletzt ebenso dieser in das künftige Wildtiermanagement eingebunden sein soll [9] und entscheidend für dessen Umsetzbarkeit ist [143].

In einem umfangreichen Projekt [157] wurde am Beispiel des NPBW das Wildtiermanagement mithilfe von Modellen untersucht, um anhand der Ergebnisse sowohl für den NPBW als auch für ökologisch vergleichbare NP Empfehlungen abzuleiten. Unter anderem wurde dabei der Einfluss verschiedener Umweltparameter auf die räumlich unterschiedliche Verbissintensität verglichen, wobei man sich bereits vorhandener Daten aus den Naturrauminventuren bediente. Am stärksten erklärend wirkten sich demnach das NP-Management (Variablengruppe aus: Distanzen zur Regulierungszone, zu Wanderwegen, Straßen und Wintergattern) und der Standort bzw. Raum

aus. Die übrigen Variablengruppen für die Bodenvegetation, den Altbestand, Verjüngung oder Topografie trugen hingegen kaum zur Erklärung bei [158, 159].

In weiteren Modellen wurde Individuen-basierend simuliert, wie sich verschiedene Managementmaßnahmen auf die Raumnutzung des Rotwilds auswirken. Konkret wurde versucht vorauszusagen, welchen Effekt unterschiedliche Szenarien einer früheren Öffnung der Gatter und der anschließenden Rotwild-Fütterung haben, und wie sich diese auf die Wildschadenssituation im NP-Umland auswirken könnten. Die reale Überprüfung eines der Simulationen nach geeigneten Szenarios erwies sich ebenso in der Praxis als erfolgreich konfliktarm [157].

Darüber hinaus wurden Szenarien zur Walddynamik modelliert, die aufzeigten, dass sich die vorausgesagte globale Klimaveränderung langfristig weitaus mehr auf die Waldentwicklung im NPBW auswirken wird, als eine Verminderung des Verbisses oder ein gänzlicher Null-Verbiss [160].

Wildbestand

Der Schalenwild-Managementplan [135] sieht vor, dass der Rotwild-Frühjahresbestand zur Sicherung des dauerhaften Erhalts der Population im NP-Gebiet bei etwa 250 Individuen (etwa 1 Stück / 100 ha) liegen soll. Das ursprüngliche Ziel, diese Dichte durch Regulierungsmaßnahmen auf einem gleichbleibenden Niveau zu halten, wurde im NPBW mittlerweile hin zum Ansatz eines dem Lebensraum angepassten Bestandes, unter Zulassung größerer Schwankungen, angepasst. Denn angesichts der sich laufend wandelnden Lebensraumkapazitäten (wie durch Walderneuerungsprozesse infolge großflächiger Borkenkäferkalamitäten) würden unter natürlichen Bedingungen einerseits auch Großprädatoren das Populationswachstum nicht beschränken können, andererseits könnte in Kombination mit strengen Wintern eine hohe Mortalität dazu führen, dass die Bestände unter die festgelegte Dichte fallen. Limitiert wird die zugelassene Schwankung jedoch durch die Wahrung der übrigen NP-Schutzziele, durch die Wildschadensvermeidung im Umland [14, 134, 135] sowie die Kapazitätsgrenze der Wintergatter [14, 134]. Seit dem Jahr 2000 lag der ermittelte Bestand im NPBW stets über 250 Individuen und stieg bis 2010 auf etwa 450 Stück (1,8 Stück / 100 ha) an, was sich vor allem durch eine Bestandszunahme im Altgebiet ergab [135]. Derzeit liegt er bei 380 Tieren (HEURICH, pers. Mitt.).

Abhängig von den Höhenlagen liegt der Rehwild-Bestand derzeit bei 1 bis 5 Individuen / 100 ha und wird wohl weiterhin ansteigen (HEURICH, pers. Mitt.). Mit Einstellung der winterlichen Rehwild-Fütterung im NPBW begannen sie auch wieder vermehrt saisonal abzuwandern. Da im Umfeld weiterhin Fütterungen betrieben werden, wirkt der Winter allerdings kaum als natürlicher Regulator [143].

Kamen bis 1989 kaum Wildschweine im Gebiet des NPBW vor, so sind sie mittlerweile in hoher, jährlich schwankender Dichte zu einem festen Bestandteil der Biozönose geworden [143].

Wildbestandsregulierung

Im NPBW wird die Durchführung der Wildbestandsregulierung grundsätzlich eingeräumt, wenn eine Gefährdung der Zielsetzungen des NP oder der Eigentumsrechte an den angrenzenden, privaten Flächen, wie insbesondere den Enklaven, vorliegt. Für Ersteres sollen wissenschaftliche Ergebnisse, unter anderem der wildbiologischen Untersuchungen, die Grundlage bilden [135]. Bislang war dabei der Verbiss entscheidendes Kriterium. Da dieser in der jüngeren Vergangenheit jedoch sehr gering war (siehe [„Monitoring“](#)), ist nun insbesondere die Schadensvermeidung im Umland von Wichtigkeit [14, 134].

Nach schrittweiser Reduktion der Rehwild-Abschüsse wurden diese, basierend auf den Ergebnissen der Reh-Luchs-Forschungsprojekte [vgl. z.B. 161], trotz ihres großen Einflussvermögens auf die Vegetation (HEURICH, pers. Mitt.), 2012 gänzlich eingestellt [143].

Die bestehende Schwarz- und Rotwild-Regulierung erfolgt innerhalb der landesüblichen Jagdzeiten (HEURICH, pers. Mitt.) durch das NP-Personal, vor allem durch Berufsjäger [134]. Dabei wird beim Rotwild fast ausschließlich beim Kahlwild und den bis maximal dreijährigen Hirschen eingegriffen. Da seit geraumer Zeit ein Überhang an männlichen Stücken besteht, werden im Altgebiet vereinzelt mittelalte Hirsche gestreckt [135, 143]. In den vergangenen elf Jahren schwankten die Jahresstrecken zwischen 86 und 209 Stück (im Mittel: 124¹⁹). Im Jahr 2014 wurden zuletzt 95 Tiere erlegt [139]. Etwa 80 % der Abschüsse werden in den Wintergattern durchgeführt [162].

Die Regulierung des Schwarzwilds erfolgt vor allem in Saufängen (HEURICH, pers. Mitt.) und ist insbesondere abhängig von der (zu erwartenden [163]) Intensität der Wildschäden, die sie an den landwirtschaftlichen Flächen in den Enklaven verursachen [143]. Darüber hinaus werden sie teilweise im Bereich der Wintergatter eingesetzt, an welche die Wildschweine durch die Rotwild-Fütterungen angelockt werden [163]. Die Strecken schwankten in den letzten zehn Jahren zwischen insgesamt 10 bis 152 Wildschweinen pro Jahr (im Mittel 69 Stück¹⁹) [139], wobei ebenfalls vor allem in die jungen und weiblichen Wildklassen eingegriffen wurde.

Außerhalb der Wintergatter bzw. Saufänge werden die weiteren Abschüsse innerhalb einer Randzone (25 % der NPBW-Fläche, Abb. 9) durch Einzelansitz in Verbindung mit Kirrungen, die beim Rotwild nur im Erweiterungsgebiet eingesetzt werden, erreicht (HEURICH, pers. Mitt.). Dieser Randbereich umfasst neben der Randzone insbesondere Gebiete der Entwicklungszone 2 c, in der die Umwandlung der Fichtenreinbestände in Misch- bzw. Laubmischwälder angestrebt wird [140]. Der gänzliche Verzicht auf Einzelabschüsse der Wildschweine ist als mittelfristige Entwicklungsperspektive vorgesehen, da es sich hierbei einerseits um eine ohnehin wenig effektive Maßnahme handelt und sie andererseits das natürliche Verhalten stört und die Scheu gegenüber dem Menschen fördert [14, 134, 135]. Anstelle dessen sollen intervallartig Saufänge eingesetzt bzw. mittelfristig Lösungen mit den

¹⁹ eigene Berechnungen anhand [139]

Betroffenen erarbeitet werden. Zeitlich befristet kommen außerdem präventiv Elektrozäune zum Einsatz [135].

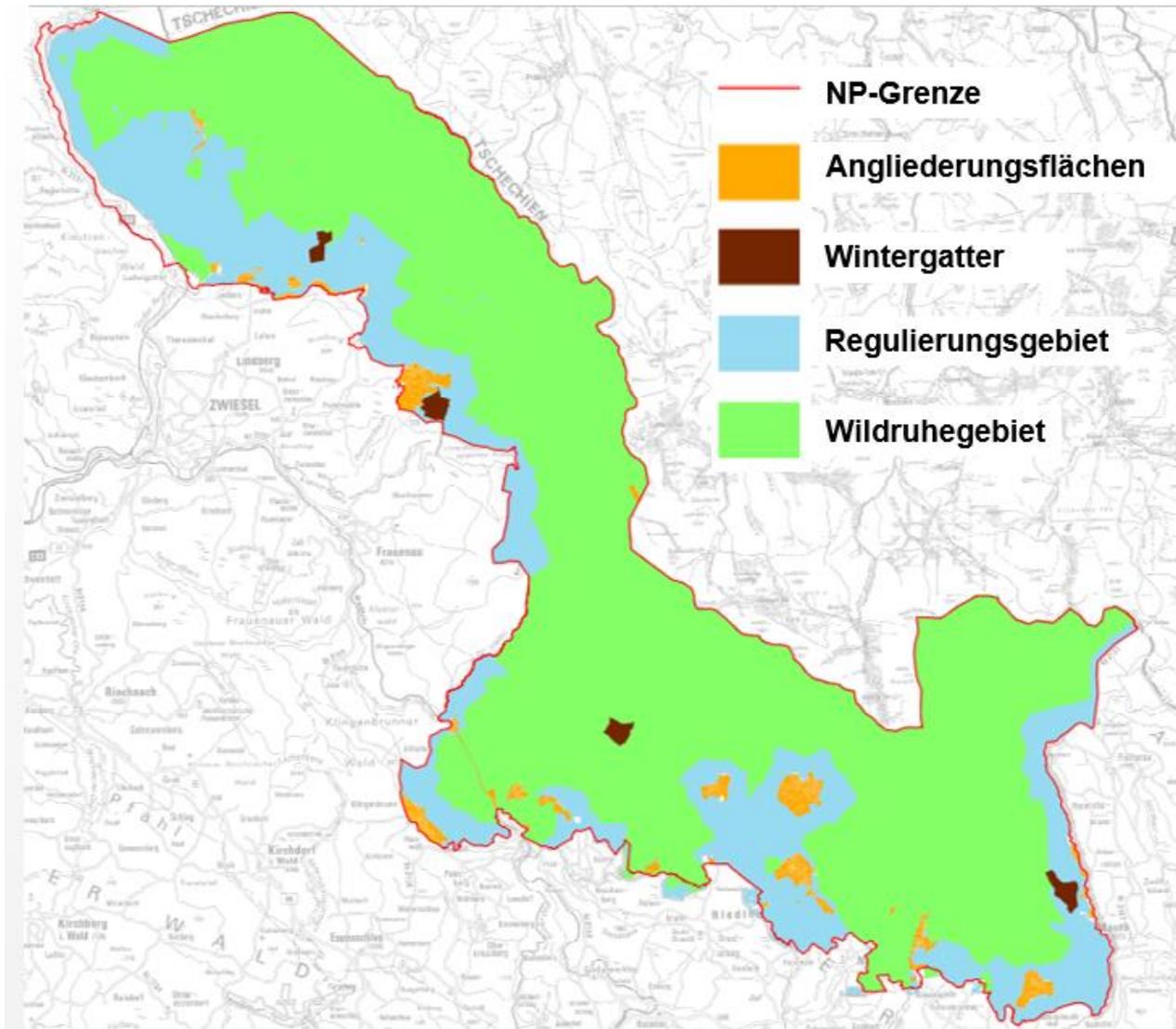


Abbildung 9: Schalenwildmanagement-Zonierung des Nationalparks Bayerischer Wald (Stand 1.4.2015). NATIONALPARKVERWALTUNG BAYERISCHER WALD [299], verändert.

Wildruhegebiet

Das gesetzte Ziel, auf 75 % der NPBW-Fläche kein Wildtiermanagement mehr durchzuführen, wurde im NPBW bereits erreicht (HEURICH, pers. Mitt.) (Abb. 9). Diese Areale entfallen vor allem auf die Naturzone, aber auch auf Teile der Entwicklungsflächen und auf die Erholungszone [164]. Das Wegenetz scheint sich nach optischer Einschätzung [165] in Richtung der tschechischen Grenze bzw. im so genannten Kerngebiet aufzulockern. Hier wurden darüber hinaus auf Teilflächen Wildschutzgebiete ausgewiesen (siehe [„Wild & Besucher“](#)). Zudem grenzen auf tschechischer Seite im NP Šumava unmittelbar weitere 6.000 ha ohne Rotwild-Regulierung sowie für das Rehwild weitere 60.000 ha an [9].

Wild & Besucher

Erste Auswertungen des derzeit laufenden „Sozioökonomischen Monitorings“ ergaben für 2014 ein Besucheraufkommen von 1,3 Millionen Menschen [139], wovon ein Drittel aus den umliegenden Landkreisen stammte. Durchschnittlich besuchten die Befragten den NPBW bereits vor 25 Jahren zum ersten Mal, wobei sich unter den Tagesbesuchern und Einheimischen eine Besuchshäufigkeit von durchschnittlich 95 Besuchen im Vorjahr ergab. 16 % aller Besucher führten einen Hund mit [166], welche die NP-Verwaltung bittet nur angeleint mitzuführen [167]. Knapp 90 % aller Befragten stimmten (voll) zu, dass sich Wandern abseits von markierten Wegen negativ auf die Fauna und Flora auswirken kann [166].

Der „Wegeplan“ [165] gibt detaillierte Auskünfte über das Wegenetz, das von der NP-Verwaltung selbst als sehr dicht bezeichnet wird. So beträgt allein die Dichte des allgemeinen Wegenetzes (markierte Besucherwege, Forststraßen zur betrieblichen Nutzung, etc.) 29 m / ha [vgl. 165]. Rundwanderwege sowie entsprechende Einrichtungen sind vor allem in Randbereich vorgesehen. Ein generelles Wegegebot gibt es zwar nicht, doch es gilt ein räumlich begrenztes Betretungsrecht im Kerngebiet des NPBW sowie in Sonderfällen auch hinsichtlich zeitlicher Aspekte [165]. Zudem sind in einer eigenen Verordnung [168] entsprechende Flächen beschrieben, auf denen Besuchern das Befahren und Betreten aus Naturschutzgründen nicht gestattet ist. Davon ausgenommen sind markierte bzw. gewidmete Wege und Schachtenflächen sowie zwischen 15. Juli und 15. November ebenso gewisse unmarkierte Wege [168]. Zusätzlich wurden temporäre Wildschutzgebiete um die Rotwild-Wintergatter [169, 170] sowie für das Auerwild [171] verordnet, wodurch Betretungsverbote für Flächen und nicht öffentliche Wege gelten [169–171].

ENGELHARDT & HEURICH [143] führen an, dass Wildtiere bereits zunehmend sicht- und erlebbar sind, was sie neben der eingeschränkten Bejagung und der Ausweisung von Ruhezeiten zudem auf das Wegegebot zurückführen [143]. Das Rotwild ist während der Brunft in den Hochlagen auf den infolge des Borkenkäferbefalls einsehbaren Flächen gut beobachtbar. Außerdem kann es abends in den Ortschaften, die in und um den NPBW liegen, beobachtet werden (HEURICH, pers. Mitt.). Zusätzlich werden den Besuchern Führungen zur Rotwild-Brunft und zu den Wintergattern angeboten [172, 173].

6. Diskussion

6.1 Die vorgestellten Schutzgebiete

In der vorliegenden Masterarbeit wurden insgesamt ein weiterer österreichischer sowie fünf deutsche NP und ihr Wildmanagement vorgestellt ([Kap. 5](#)). Dabei standen zum einen die unterschiedlichen Konzepte zum Umgang mit den Schalenwildarten und ihrem Einfluss auf die Vegetation im Vordergrund, zum anderen aber auch das wildökologisch relevante Management der Besucher. Besondere Aufmerksamkeit wurde ferner den für das Wild beruhigten, das heißt insbesondere den von der Wildbestandsregulierung ausgenommenen, Räumen („Wildruhegebiete“) geschenkt.

Die schlussendlich in dieser Masterarbeit vorgestellten Schutzgebiete stellen das Ergebnis einer wesentlich umfangreicheren Recherche dar, die auf Basis der eingangs festgelegten Kriterien ([Kap. 2](#)) durchgeführt wurde. Maßgeblich beeinflussend stellte sich der Aspekt der zugänglichen bzw. zur Verfügung gestellten Informationen dar. Insbesondere im nicht deutschsprachigen Raum waren Informationen über Schutzgebiete und ihr Management überwiegend nur in der jeweiligen Landessprache und / oder nicht hinreichend detailliert (auf Englisch) publiziert. So mussten zunächst interessant erscheinende Schutzgebiete allein deshalb wieder verworfen werden, weil auch mehrmalige Anfragen bei den zuständigen Schutzgebietsleitungen (z. B. „Nationalpark Bükk“ (Ungarn), „Nationalpark Biebrza“ (Polen), „Nationalpark Drawiński“ (Polen), „Naturpark Kopački Rit“ (Kroatien)) unbeantwortet blieben.

Vergleichbare Feuchtgebiete ließen sich ebenfalls schwer finden. Durch den oftmals vorrangigen Schutz von Wasser- und Watvögeln ergibt sich eine offensichtlich abweichende Zielsetzung, wenn große Gebietsanteile auf Wasserflächen entfallen, was für den Schwerpunkt des (Schalen)Wild-Managements im NPDA unzureichende Ergebnisse für einen Vergleich bzw. eine Optimierung erbracht hätte.

Bei der Auswahl der Schutzgebiete wurde darüber hinaus abgewogen, ob sich anhand des Vergleichsschutzgebietes „Grundlagen für die Optimierung des Wildmanagements im NPDA“ ableiten lassen könnten. So wurde beispielsweise das 126.000 ha große Biosphärenreservat „Mittelbe“ [174] nach umfassender Ausarbeitung nicht weiter detailliert vorgestellt. Zunächst vereinbar schienen zwar die Richtlinien der UNESCO [175] und die Empfehlungen für Kernzonen des DEUTSCHEN MAB-NATIONALKOMITEES [176], die (bis auf das zugrundeliegende Monitoring) auch im Biosphärenpark „Mittelbe“ berücksichtigt werden (GABRIEL, pers. Mitt.), jedoch unter anderem aufgrund der Vielzahl und überwiegend sehr kleinen Kernzonen (insgesamt 17 zwischen acht und 390 ha groß (GABRIEL, pers. Mitt.)) letztendlich keine hilfreichen Erkenntnisse erbrachten. Des Weiteren wurde z. B. eingehender zum alpinen „Schweizerischen Nationalpark“ (SNP) recherchiert, der von der IUCN als Schutzgebiet der Kategorie Ia [177] („Strenges Naturgebiet“ [20]) anerkannt wurde. Aufgrund des sichtbaren, innerhalb des Schutzgebietes seit langer Zeit nicht regulierten Rotwildes [178], der Langzeit-Forschung [179] und des Graubündner

Bejagungskonzeptes [180] ergaben sich zwar hinreichend interessante Erkenntnisse, die allerdings – insbesondere angesichts der nur bedingt möglichen Übertragbarkeit – lediglich in der folgenden Diskussion vereinzelt aufgezeigt werden. In ähnlicher Weise wurde für andere Schutzgebiete abgewogen, ob diese hinzugezogen werden sollten.

Letztendlich boten die in der vorliegenden Masterarbeit vorgestellten IUCN-Nationalparks die besten Anhaltspunkte, um Optimierungsmöglichkeiten für den NPDA herauszuarbeiten. Dabei wurden wissentlich NP berücksichtigt, in denen zum Beispiel aufgrund der naturräumlichen Ausstattung oder Höhenlage deutlich vom NPDA abweichende Grundvoraussetzungen bestehen. Denn während der Recherchen zeichnete sich recht bald ab, dass sich infolge der vielfältigen Umstände (etwa Besitzverhältnisse, vorhandene Naturnähe, Höhe bzw. Dichte und Artenzusammensetzung des Wildbestands, Umland) nicht ohne Weiteres ein mit dem NPDA vergleichbares Schutzgebiet im mitteleuropäischen Raum finden lässt. Insbesondere hinsichtlich der Problematik der Besuchersituation, wie sie in der Lobau zu Konflikten führt, konnte in diesem Maße selbst in anderen Schutzgebieten im Nahbereich von Großstädten, wie beispielsweise Hamburg [181] oder München [182], nicht gefunden werden.

6.2 Wild & Wildmanagement der vorgestellten Nationalparks

Während der Recherchen wurde deutlich, dass zwischen den anfänglich eigens von den NP formulierten Rahmenbedingungen, Zielen und den Umsetzungen in den Folgejahren Abweichungen bestehen bzw. Anpassungen und Erprobungen vorgenommen wurden.

Des Weiteren ist an dieser Stelle hervorzuheben, dass die vorgestellten NP noch recht jung sind und die Fristen bis zur Erfüllung der gesetzten Ziele noch einige Jahre, teils Jahrzehnte, hinreichen. Somit werden künftig voraussichtlich weitere Entwicklungen stattfinden - nicht zuletzt auch, um weitere Optimierungen des Managements entsprechend neuester Erkenntnisse über die dynamischen Ökosysteme vorzunehmen.

In der vorliegenden Masterarbeit konnten zuvor bereits einige für das Wild und sein Management relevante Komponenten herausgearbeitet werden. Um eine Übersichtlichkeit zu wahren und Redundanzen zu vermeiden, wird die grundlegende Gliederung in den folgenden Kapiteln zunächst beibehalten, auch wenn dies an mancher Stelle nicht unmittelbar eine Diskussion zulässt. Im weiteren Verlauf werden die zusammengefassten Ergebnisse erneut aufgegriffen, um diese im größeren Kontext zu beleuchten.

6.2.1 Monitoring und weitere Untersuchungen

Der Umfang des derzeit regelmäßig im Rahmen des Wildmanagements durchgeführten Monitorings ist in den vorgestellten Schutzgebieten sehr unterschiedlich. Bisher wurde im NPUO und NPH noch kein entsprechendes Konzept umgesetzt. Im NPUO ist dies sicherlich auch im

Zusammenhang mit der Zuständigkeit der Abschussplanung zu sehen, die derzeit auf überwiegender Fläche noch nicht im Aufgabenbereich der NPUO-Verwaltung liegt. Beide Schutzgebiete planen allerdings die Etablierung eines Monitorings, wobei der NPUO diesbezüglich bereits konkretisierte, sich den Wildschweinen näher widmen zu wollen.

Die übrigen NP führen hingegen bereits mit unterschiedlichem Umfang und Aufwand Dauerbeobachtungen durch, die teils durch weitere Studien zu speziellen Fragestellungen ergänzt werden (siehe Kap. 6.2.1, [„zusätzliche Studien“](#)). Der NPBW und der NPKE beabsichtigen explizit, Maßnahmen des Wildtiermanagements auf eine wissenschaftlich fundierte Basis stellen zu wollen, um einerseits die komplexen Wechselwirkungen einschließlich der Wirkung des eigenen Handelns zu verstehen und das Management anhand der gewonnenen Erkenntnisse zu optimieren. Andererseits soll dies auch nach außen fachlich begründet kommuniziert werden, wodurch das Verständnis gefördert werden soll (Öffentlichkeitsarbeit, Konflikt- und Besuchermanagement).

Wildbestandsmonitoring

Insgesamt zeigte sich, dass derzeit vor allem Wert auf Kenntnisse über die Rothirsch-Population gelegt wird, während die Bestände der übrigen Schalenwildarten überwiegend nicht näher untersucht werden. Dabei werden vor allem Verfahren angewandt, um die Entwicklung der (Mindest-)Bestände sowie der Alters- und Sozialstruktur abschätzen zu können und weniger, um möglichst genaue Populationsgrößen zu bestimmen. Die Entwicklungen werden einerseits durch die Strecken verfolgt, andererseits durch wiederholte, auf Sichtungen basierende Methoden, wie durch koordinierten, punktuellen Ansitz im Winter (NPDA), während der Bewegungsjagden (NPKE), an offenen Winter-Fütterungen (NPKA), in Wintergattern (NPBW), nächtliche Scheinwerfer-Zählungen im Frühjahr (NPE) und die Zählung während der Brunft im Bereich der Rotwild-Empore (NPE). Im NPBW wird darüber hinaus die Entwicklung des Rehwild-Bestands durch ein Fotofallen-Monitoring und ein Losungszählverfahren verfolgt.

In einigen Schutzgebieten wurden bereits weitere Methoden zur Bestandsschätzung angewandt bzw. erprobt. Im waldreichen Gebiet des NPKE kamen wegen des vergleichsweise geringen Erfassungsgrades und / oder gewisser Unsicherheiten Zweifel über die Aussagekraft der Scheinwerfer-Zählungen auf, ebenso auch über die Streckenanalysen. Grundsätzlich eignen sich Scheinwerfer-Zählungen nicht für alle Schalenwildarten gleichermaßen [18, 128]. Außerdem werden zum Teil die Geschlechter intraspezifisch unterschiedlich genau erfasst. Mithilfe angenommener Erfassungsgrade und Korrekturwerte wird daraus anschließend der Frühjahresbestand, insbesondere des weiblichen Wildes, bestimmt, um anhand dessen den Zuwachs abzuschätzen [185]. Im Wildforschungsgebiet des „Biosphärenreservates Pfälzerwald-Nordvogesen“ (Deutschland) basierte die Abschussplanung des Schwarz- und Rotwilds lange Zeit auf Bestandsschätzungen durch Streckenanalysen sowie beim Rotwild zusätzlich auf Scheinwerfer-Zählungen. Mithilfe der „Frischkot-Genotypisierung“ zeigte sich jedoch bei beiden

Wildarten, dass die Bestände bis dahin unterschätzt wurden. Besonders deutlich wurde dies beim Schwarzwild, dessen genetische Losungsanalysen zeigten, dass das Ziel einer Bestandsreduktion mit tatsächlichen Abschüssen von nur 31 % bzw. 48 % des Sommerbestands weit verfehlt wurde [186, 187].

Auch die IR- und Echtbild-Taxation durch Überfliegung mit einem Ultraleichtflugzeug wurde bereits in einigen der vorgestellten NP durchgeführt (NPDA, NPKE, NPH, NPBW). Sie ermöglichte eine Erhebung der momentanen Verteilung und großräumige Zählung vieler der vorkommenden Wildtiere, insbesondere des Rotwilds. Jedoch wies diese Methode im deutschen Pilotprojekt und ebenso jüngst im NPDA unter Verwendung einer verfeinerten Auflösung noch Schwächen bei der Erfassung bzw. Zählung von Schwarz- und Rehwild-Individuen auf. Zumindest noch während des Pilotprojekts zeigten sich zudem abhängig vom Lebensraum stark unterschiedliche Detektionsraten sowie teils visuelle Unterscheidungsschwierigkeiten des Rot- und Damwilds im NPKE. Letzteres war im NPH hingegen vergleichsweise seltener herausfordernd [vgl. 42]. Inwiefern eine höhere Auflösung mittlerweile bessere Möglichkeiten bietet, kann im Rahmen dieser Masterarbeit nicht eingeschätzt werden. Auf den Flächen der ÖBf im NÖ-NPDA konnte der zumindest vermutete Damwild-Bestand nicht entdeckt werden. Aufgrund unbekannter Erfassungsgrade lässt sich mit dieser Methode - wie mit anderen Techniken auch - nur ein Mindestbestand ermitteln. Weitere Erfahrungen zur luftgestützten Bestandsschätzung liegen aus dem, im Ergebnisteil nicht beschriebenen „Nationalpark Jasmund“ (NPJ) auf der Insel Rügen (Deutschland) vor: Im Rahmen einer Evaluierung verschiedener Erhebungsverfahren lag der erfasste Bestand des Damwilds (Hauptwildart im NPJ) trotz günstiger Voraussetzung unter anderem nur halb so hoch, wie er im selben Jahr mittels Losungszählverfahren bestimmt wurde. Sowohl gegenüber der Hochrechnungen aus den nach dem „Fang-Wiederfang“-Ansatz ausgewerteten Erhebungen anhand markierter Kälber, welche mithilfe von Fotofallen erfasst wurden, als auch anhand des *distance-sampling*-Verfahrens mit Wärmebildkameras, wurde während der Überfliegung sogar nur ein Drittel des Damwild-Bestands detektiert [188].

Im NPDA erwies sich die Rehwild-Bestandsschätzung mittels Wärmebild-Taxation in der angewandten Form als nicht geeignet, wobei dies unter anderem im Zusammenhang der Routenführung stand [41].

Zur Erhebung von Wildbeständen stehen bereits zahlreiche Methoden zur Verfügung [183, 188–190]. Wie zuvor dargestellt, können sich die verschiedenen Methoden jedoch unterschiedlich eignen. Ebenso können die Ergebnisse innerhalb eines Verfahrens durch die Art und Weise der Datensammlung beeinflusst werden, so etwa durch die Wahl der Transekte [189, 191, 192]. Wichtig ist deshalb, die angewandten Verfahren zu verifizieren, um a) ihre Aussagekraft hinsichtlich ihrer Verlässlichkeit und Genauigkeit zu überprüfen, b) sie den lokalen Gegebenheiten entsprechend optimal anzupassen und / oder c) gegenüber anderen (eventuell besser geeigneten) Methoden abzuwägen bzw. mit ihrer Hilfe zu kalibrieren [186, 193, 194]. Aus

diesem Grund werden derzeit z. B. im Gebiet des „Nationalparks Hochwald-Hunsrück“ (Deutschland) verschiedene Verfahren gleichzeitig angewandt und anschließend evaluiert [194, 195]. STIER ET AL. [188] empfahlen abschließend für den NPJ - vor dem Hintergrund einer möglichst hohen Genauigkeit und eines vertretbaren Aufwands - zwei Methoden auszuwählen, mit denen die absolute Höhe der Wildbestände angegeben werden kann. Diese sollen langfristig parallel angewendet werden, um die Ergebnisse weiterhin direkt vergleichen und kontrollieren zu können. Eine der beiden ausgewählten Methoden könne außerdem auch nur alle drei, jedoch maximal alle fünf Jahre, durchgeführt werden [188].

Vegetationsmonitoring – Einfluss des Wildes auf die Vegetation

In unterschiedlichen Zeitintervallen wird in allen vorgestellten NP in uneinheitlichem Umfang die Entwicklung der Vegetation - wie im Rahmen von Naturraum-Inventuren - erhoben, wobei ebenfalls der Anteil verbissener Pflanzen in verschiedenem Maße erfasst wird. Mehrheitlich werden darüber hinaus Erhebungen innerhalb gezäunter und ungezäunter Flächen durchgeführt, welche die Vegetationsentwicklung ohne und mit Schalenwild-Einfluss gegenüberstellen. Dieser Vergleich von IST-Zuständen ermöglicht am besten die unterschiedlichen Auswirkungen sichtbar zu machen, wobei die Entwicklung unter Ausschluss des Wildes grundsätzlich nicht als natürlich angesehen werden kann [196].

Vorrangig konzentrieren sich die Untersuchungen auf die Entwicklung der Wälder, insbesondere der Gehölze bzw. ihre Verjüngung und Artendiversität. Über den Deckungsgrad krautiger Pflanzen hinaus wird im NPE zusätzlich der Verbiss besonders äsungsbekannter, teils krautiger Indikatorarten erhoben. Lediglich vom NPBW konnte eine Studie des quantitativen und qualitativen Äsungsangebots krautiger Pflanzen gefunden werden [152].

Im NPUO werden zudem die Wildschwein-Umbrüche am Damm und im NPE in manchen Bereichen der Managementzone dokumentiert.

Für die objektive Beurteilung der Wildeinwirkung auf die Vegetation wurden im Rahmen der Kontrollzaun-Untersuchungen (IST-IST-Vergleich) für den NPDA und NPKA konkrete Schwellenwerte und Intoleranzgrenzen (SOLL-Werte) definiert, die mithilfe des quantitativen SOLL-IST-Vergleichs ausgewertet werden. Daraus resultieren Bewertungen, wie „Schaden“ und „Nutzen“, auch wenn diese nicht in einem forstökonomischen Kontext zu verstehen sind. Dagegen gibt die Wildeinfluss-Skala des NPE Aufschluss über den Grad der Verbißbelastung. Ohne vorgegebene SOLL-Werte stellt dies nach REIMOSER, F. & REIMOSER, S. [196] jedoch keine *Bewertung* des Wildeinflusses dar [196]. Im NPH wurden gleichfalls Schwellenwerte festgelegt, denen in absehbarer Zeit jedoch keine Bedeutung zukommen wird (GROßMANN pers. Mitt.). Ähnlich ist die Situation derzeit im NPBW. In den übrigen vorgestellten NP existieren hingegen bislang keine vergleichbaren Werte. Welcher Schalenwild-Einfluss akzeptabel ist bzw. wo Grenzen zu setzen sind, wird laut BAUER [129] bislang noch sehr kontrovers und gewissermaßen hitzig diskutiert [129]. Die Einführung von Entscheidungsgrundlagen wird seit geraumer Zeit

beispielsweise seitens des deutschen Bundesamtes für Naturschutz (BfN) angestrebt [10, 25]. Mit der Erarbeitung unter anderem dieser wurde deshalb die Universität Freiburg (Deutschland) innerhalb des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens „Wildmanagement in deutschen Nationalparks“ beauftragt [197], dessen Ergebnisse voraussichtlich Mitte 2016 veröffentlicht werden (SCHERFOSE, pers. Mitt.). Auf Basis dieser plant der NPKE - in Zusammenarbeit mit weiteren NP - Untersuchungen, wie die Bestandserhebung des Schalenwilds, auszubauen (RÖNITZ, pers. Mitt.).

Wildtiere sind ein wesentlicher Bestandteil des Ökosystems. Dabei liegt es insbesondere in der Natur der Herbivoren durch ihre Ernährungsweise, aber auch durch Schlagen, Fegen und Tritt, Einfluss auf die Entwicklung der Vegetation, ihre Struktur und die Artenzusammensetzung zu nehmen [8]. Wie bereits im Rahmen der NP-Vorstellungen verdeutlicht wurde, können sie dabei auf einige Pflanzenarten limitierend einwirken. Für andere (zum Beispiel weniger Verbissbeliebte) können sich daraus jedoch auch Vorteile ergeben [vgl. u. a. 8, 196, 198–200]. Im Weiteren folgen über die Interaktion hinaus Auswirkungen für andere Lebenswesen (trophische Kaskaden) [9, 160, vgl. 161]. Jedoch erst durch den Menschen und anthropogene Zielsetzungen wird die Wirkung der Huftiere einer Bewertung zugeführt [8, 196], die sich auch mehrheitlich in den vorgestellten Schutzgebieten auf die Erhebung und (im weiteren Sinne) die Beurteilung des regulierenden („negativen“) Einflusses auf die Waldentwicklung konzentriert. Der Grund unter anderem hierfür könnte laut GÜNTHER & HEURICH [88] auf den Ursprung der NP-Verwaltungen in Forstverwaltungen zurückgehen. Angesichts dessen, dass die entsprechenden NP überwiegend bewaldet sind, ist es jedoch sogar als angemessen zu bezeichnen, die Entwicklung dieser Vegetation und den Einfluss des Wildes darauf zu beobachten; sagt dies allein grundsätzlich noch nichts über die Prioritätensetzung aus [vgl. 11] (siehe auch [„Gründe, Prioritäten und Grundlagen der Abschussplanung“](#)). Prinzipiell gilt es insbesondere zu beachten, dass nicht das Ausmaß der Wildeinwirkung auf die Jungbäume *per se* entscheidend ist, sondern vielmehr, wie viel von der natürlicherweise enormen Überschussproduktion verbleibt [8, 203]. Im NPE und NPBW wurde bereits auf Modelle zurückgegriffen, um die zukünftige Entwicklung der Vegetation zu simulieren bzw. voraussagen zu können.

Einen entscheidenden Zusammenhang sieht SCHERFOSE [25] im jeweiligen Verständnis bzw. in der Vorstellung der Entscheidungsträger der NP zum Thema Wildnis bzw. Naturdynamik, welche sich an einem historischen oder aktualistischen Leitbild, das gelenkt oder un gelenkt erreicht werden soll, orientieren kann - mit dem Prozessschutz als Ziel oder dem Weg zum Ziel [25]. Der anthropozentrische Blickwinkel auf den Huftier-Einfluss [196] wird in den unterschiedlich definierten Intoleranzgrenzen des Leittrieb-Mehrfachverbisses (NPKA: 30 % der Bäume gegenüber 70 % im NPDA) deutlich, der im NPKA überdies wesentlich zum hohen „Schadflächen“-Anteil beiträgt [33].

Die für das gesamte Ökosystem „positiven“ Einflüsse des Wildes [107, 196, 198, 199, 204, 205],

wie unter anderem seine weitere Wirkung auf Wiesenvegetation (siehe Kap. 6.2.6, [„Zur Bedeutung von Offenflächen für das Wild und die Besucher“](#)), die im Rahmen der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie von Bedeutung sein kann [206], seine Funktion als Vektor zur Ausbreitung der Samen (Zoochorie) [198, 204], das zur Verfügung stellen von Lebensgrundlagen für kopro- und nekrophage Organismen [198] oder auch die Erhöhung der Artenvielfalt durch die Wühltätigkeit von Wildschweinen [205, 206] wird in den vorgestellten NP bislang kaum untersucht oder gar in die Bewertungsverfahren einbezogen. GÜNTHER & HEURICH [88] schließen sich dem bereits von anderen Wissenschaftlern geforderten Umdenken an: Ihrer Meinung nach sollte die positive Wirkung auf das *Ökosystem* - insbesondere in NP - berücksichtigt und beispielsweise gegen Einflüsse auf seltene, verbissbeliebte Pflanzen abgewogen werden [88].

Eine Beurteilung über eine nützliche Wirkung des Schalenwilds wird bislang lediglich in den beiden österreichischen NP für Gehölzpflanzen im Rahmen des Vergleichsflächenverfahrens vorgenommen. Die jüngsten Untersuchungen zeigten allerdings einen vergleichsweise geringen Anteil an Vergleichsflächen, in denen durch den Schalenwild-Einfluss das Erreichen der Ziele erst ermöglicht wurde („Wildnutzen“, NPKA: 8 %, NPDA: 16 %) bzw. in denen „sowohl Schaden oder Nutzen“ oder „weder Schaden noch Nutzen“ vorlag. In der Bilanz der reinen Schad- oder Nutzwirkung überwog - zumindest auf den ausgewählten Flächen und in Hinblick auf die definierten Prüfkriterien und Zielsetzungen - der „Schadflächen“-Anteil.

Ebenso wurde lange Zeit im gänzlich jagdfreien SNP die „negative“ Wirkung des Rotwildes gefürchtet. Dabei zeigten Langzeitstudien, dass sich auf den intensiv beästen Dauerkurzweiden im Gegensatz zu den weniger genutzten, subalpinen Weiden eine erhebliche höhere Pflanzenarten-Vielfalt entwickelte. Mit Bezug auf die *intermediate-disturbance*-Hypothese scheinen die seit Jahrzehnten während des Sommers sehr hohen Rotwildichten mit bis zu 28 Stück / 100 ha dennoch für die Weideflächen nur eine mittelintensive Störung darzustellen, sodass sich hier eine maximale Diversität einstellen konnte. Deutlich wurde ferner, dass die „moderate“ Rothirschdichte für die Verjüngungssituation und Ausbreitung der Bergföhren (*Pinus mugo*) wesentlich niedriger liegt. Denn der Grad einer „mittleren Störung“ ist insbesondere von der betrachteten Zielgröße (wie die Artenvielfalt oder Entwicklungsrate), der Störungsart sowie von den vorkommenden Arten und Standortbedingungen (vor allem der Produktivität) abhängig [vgl. 179]. Dies verdeutlicht einerseits, dass bei einem direkten Vergleich der Schutzgebiete nicht ohne weiteres über den Wildeinfluss und den Zusammenhang von Populationsgrößen diskutiert werden kann, da sie abhängig von der Trophie bei gleicher Einwirkungsintensität unterschiedliche Auswirkungen zur Folge haben können [25]. Andererseits zeigt dies aber auch, dass innerhalb eines biotopreichen Schutzgebietes unterschiedliche Populationsdichten „moderat“ sein können. Dies wiederum erschwert zugleich die Gesamtbeurteilung einer „moderaten“ Wildbestandsgröße innerhalb der einzelnen Schutzgebiete.

GÜNTHER & HEURICH [88] heben außerdem die für manche Waldökosysteme basale Bedeutung großflächiger Störereignisse, wie Hochwasser, Brände oder Borkenkäfer-Befall, hervor [88].

Ebenso kam MÖLDER [96] für den NPH trotz teilweise starkem Verbiss zu dem Schluss, dass die Häufigkeit und Intensität von Störereignissen für die künftige Waldstruktur sowie deren Baumartenzusammensetzung entscheidend sein wird. Wie im NPBW nach den Windwurf- und Borkenkäfer-Ereignissen ersichtlich, können innerhalb vergleichsweise kurzer Zeiträume neue Verjüngungs- und Äsungsflächen entstehen, die gleichsam die Lebensraumkapazität für Schalenwildarten erhöhen. Des Weiteren zeigten Modellierungen im selben NP, dass die Klimaveränderung langfristig weitaus größere Auswirkungen haben wird, als der Verbiss. Sogar, wenn dieser gänzlich ausgeschlossen würde [160].

Schäden im Umland

In keinem Umland der vorgestellten Schutzgebiete werden derzeit die Wildschäden auf forst- und landwirtschaftlichen Flächen (abgesehen von landesweiten oder regionalen Schälaufnahmen, NPE, NPKE) mithilfe eines Monitorings systematisch erfasst. Einzig im NPE liegt zumindest ein umfangreiches Konzept vor, dessen Umsetzung bislang jedoch noch nicht stattfand. Das Umland des NPKE verhielt sich hinsichtlich der vorgeschlagenen Erhebungen bislang zurückhaltend.

Dieses Gesamtergebnis ist insofern überraschend, als das alle NP anführen, zur Vermeidung übermäßiger Wildschäden auf den angrenzenden Flächen Regulierungsmaßnahmen innerhalb des Schutzgebietes durchführen zu können bzw. zu müssen. Unter anderem den möglichen Folgen für das Umland, die mit Einstellung der jagdlichen Maßnahmen in einer 2.400 ha großen Kernzone entstehen können, widmet man sich seit einigen Jahren systematisch im Wildforschungsgebiet des „Biosphärenreservates Pfälzerwald-Nordvogesen“. Nach einer Evaluierung ist hier geplant gegebenenfalls ein adaptives Wildmanagement abzuleiten [207].

zusätzliche Untersuchungen

Abhängig von der jeweiligen Fragestellung werden in den NP zum Teil zusätzliche Studien durchgeführt. Häufig wurde dabei auf die Besenderung des Rotwilds zurückgegriffen (NPDA, NPKA, NPKE, NPBW). Die Auswertung der Fülle an Raumnutzungsinformationen findet ebenfalls mit unterschiedlichen Schwerpunkten statt. Wie der NPKE und der NPBW zeigten, lassen sich daraus für das praktische Schutzgebietsmanagement zahlreiche Erkenntnisse ableiten. Beispielhaft seien nochmals die Störungsanalysen, die Optimierung der Bejagungsstrategie und der Zusammenhang der Verbissintensität mit Managementmaßnahmen angeführt. Im NPBW wurden zudem Rehe im Rahmen des Luchs-Rehwild-Monitorings besendert sowie im oben genannten Wildforschungsgebiet auch Wildschweine [208, 209]. Letzteres ist ebenfalls für den NPUO geplant.

Im NPE wird die Möglichkeit des sichtbaren Rotwilds zudem genutzt, um aus seinem Verhalten Rückschlüsse auf das Besucherverhalten zu ziehen.

6.2.2 Wildbestände

Aufgrund unterschiedlich umfangreicher sowie methodisch diverser Untersuchungen der Wildbestände (siehe Kap. 6.2.1, „[Wildbestandsmonitoring](#)“) standen entsprechend nicht überall aktuelle und genaue Daten über die Populationsgrößen bzw. –dichten der Schalenwildarten zur Verfügung. Die mit mindestens 14 bis 15 Stück / 100 ha höchste Mindest-Rotwild-Dichte wurde im NPDA gefunden, dem der NPE mit 9 Stück / 100 ha folgt. Deutlich niedriger liegt diese mit 3 bis 4 Stück / 100 ha im NPKE und um 1 Stück / 100 ha in den übrigen Schutzgebieten.

Das Rehwild kommt in allen Schutzgebieten vor, doch lediglich im NPBW wird ihre Bestandsentwicklung näher untersucht. Ebenso sind Wildschweine weit verbreitet und kommen lediglich im NPKA nicht vor. In keinem der im Ergebnisteil vorgestellten Schutzgebiete wurde ihr Bestand bisher näher untersucht.

Ferner weisen die NP unterschiedlich große Populationen nicht heimischer Schalenwildarten auf. Im NPUO und NPH ist die Damwild-Population sogar größer, als die des Rotwilds. Im NPKE befinden sich die beiden Bestände – abhängig vom Erhebungsverfahren – auf zumindest gleich hohem Niveau. Neben dem in vergleichsweise geringer Anzahl vorkommenden Damwild im Wiener NPDA, gibt es überdies noch wenige Mufflons. Eine größere Anzahl an Individuen dieser Wildart lebt im NPKE und NPE.

Darüber hinaus sind in manchen der NP (theoretisch) ebenso die nicht heimischen Prädatoren regulierungsrelevant: im NÖ-NPDA, NPUO und NPH betrifft dies die vorkommenden Waschbären, Marderhunde und / oder Minke.

6.2.3 Wildbestandsregulierung

An den Regulierungsmaßnahmen sind in den von den NP eigens jagdlich betreuten Flächen mehrheitlich Mitarbeitende beteiligt. Einzig im NPE werden über die Hälfte der Abschüsse von Außenstehenden im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit erfüllt. Im NPH, vor allem aber im NPUO, gehören größere Teilflächen noch anderen Jagdbezirken an. Während die Integration dieser Flächen im NPH angestrebt wird, ist im NPUO auch nach Beendigung des Unternehmensflurbereinigungsverfahrens geplant, Wildmanager einzusetzen, die der lokalen Bevölkerung angehören.

Gründe, Prioritäten und Grundlagen der Abschussplanung

Sowohl die österreichischen als auch die deutschen NP erarbeiteten jeweils gemeinsame, grundlegende Konzepte ([Kap. 3.2.1](#) und [Kap. 3.2.2](#)), die sich jedoch hinsichtlich ihres Fokus unterscheiden. Während sich die österreichischen NP umfassend auf diverse Aspekte des Schalenwild-Managements einigten, konzentrierten sich die deutschen NP-Vertreter auf die Thematik der Wildtier-Regulierung. Dabei ist beiden Vereinbarungen zwar unter anderem das Ziel gemein, beschränkt und störungsarm einzugreifen, doch aufgrund der vergleichsweise

weniger konkreten Formulierung der deutschen NP (Regulierung entsprechend des jeweiligen Schutzzwecks bzw. NP-Zieles) ergibt sich ein weiterer Rahmen als für die österreichischen NP. Diese definierten bereits konkret das tolerierbare Ausmaß der Schalenwild-Einwirkung auf die Vegetation (siehe [Kap. 3.2.1](#) und [Kap. 3.2.2](#)).

Im NPH und NPBW stehen derzeit die Wildschadensvermeidung im Umland und im NPUO der Hochwasser- und Gewässerschutz sowie Wildschäden an landwirtschaftlich genutzten Flächen innerhalb und außerhalb des NP im Vordergrund. Auch im NPKA berücksichtigt die Abschlussplanung neben behördlichen Vorgaben weitere Interessen des Naturschutzes sowie dem Umland. Hinzu kommt im NPKA der Schalenwild-Einfluss auf die Vegetation, welcher in den übrigen NP grundsätzlich einen der entscheidendsten Faktoren darstellt.

Für den Wiener NPDA wurden außerdem konkrete Mindestabschüsse des Schwarzwilds und für den NPKA Mindest- und Maximalabschüsse für die vorkommenden Schalenwildarten verordnet. Rehwild wird hingegen ganzjährig auf Teilflächen des NÖ-NPDA (ÖBf-Gebiet) sowie im gesamten NPUO und NPBW geschont. Für die gebietsfremden Schalenwildarten besteht zudem im NPDA, NPKE und NPE das Ziel der Bestandsreduktion oder ihre vollständige Zurückdrängung.

REIMOSER, F. [11] zeigte drei verschiedene NP-Grundtypen auf, die sich hinsichtlich ihrer Wald-Wild-Prioritätensetzung unterscheiden, wodurch sich - zusätzlich zum Aspekt der Vermeidung von ökonomischen Schäden im Umland - eine unterschiedliche Sicht auf die Notwendigkeit und den Umfang der Wildbestandsregulierung innerhalb der Schutzgebiete ergibt. Für Schutzgebiete des Grundtyps a) hat die freie Entwicklung der Huftierbestände Vorrang vor jener der Waldgesellschaften, weshalb keinerlei Regulierung des Schalenwilds stattfinden muss. Dies lässt sich nach REIMOSER, F. [11] in Nordamerika und Afrika häufig, in Europa beispielsweise im SNP, finden. Im Grundtyp b) ist hingegen die Entwicklung von bestimmten Waldgesellschaften prioritär, sodass die Huftierbestände obligatorisch zum Schutz des Waldes auch innerhalb des Schutzgebietes reguliert werden. Als Beispiel wurde der NPBW angeführt [11]. Aufgrund des Wertewandels lässt sich dies aus aktueller Sicht jedoch in Richtung des dritten Grundtyps korrigieren: In diesen als Grundtyp c) vorgestellten NP ist die Entwicklung der Wald- und Wild-Bestände grundsätzlich gleichrangig. Den Huftieren wird somit in einem limitierten Ausmaß eingeräumt ihren Lebensraum frei gestalten zu können. Regulierende Eingriffe in die Huftierpopulationen sind demnach fakultativ und ihr Umfang abhängig vom Grad der Vegetationsbelastung. Beispielhaft sind der NPKA und der NPDA genannt [11], wie es auch nach wie vor der Fall ist. Mittlerweile orientieren sich aufgrund des gemeinsamen Leitbilds grundsätzlich alle österreichischen NP an diesem Grundtyp. Dabei gilt, dass dem Schalenwild unter Berücksichtigung der definierten Schwellenwerte und Toleranzgrenzen eingeräumt wird seinen Lebensraum auf 50 % der Fläche frei zu gestalten [vgl. 206]. Des Weiteren lässt sich aufgrund der Ergebnisse der vorliegenden Masterarbeit der NPKE dem Grundtyp c) zuordnen.

Hingegen wäre der NPE unter den gegenwärtigen Umständen zum Grundtyp b) zu zählen. Im NPH wird auch der zu erwartende, deutliche Verbissanstieg toleriert, der die theoretisch gesetzten Schwellenwerte wahrscheinlich nicht erreichen wird. Dennoch muss der Wildbestand zur Vermeidung von Schäden im Umland auch innerhalb des NPH reguliert werden. Ähnlich stellt sich dies im „ergebnisoffenen“ NPUO dar. Allein aus den eigenen Wald-Wild-Zielsetzungen der beiden NP heraus, wären sie dem Grundtyp a) zuzuordnen.

Es sei des Weiteren an dieser Stelle erwähnt, dass sich historisch bedingt in manchen der NP noch anthropogen beeinflusste Waldbestände finden lassen, wie dies ganz besonders im NPE der Fall ist. Dass sich in naturfernen Gebieten vermehrt „Wild-Wald-Konflikte“ ergeben, ist aus der Forstwirtschaft bekannt [107, 211] und insofern nicht verwunderlich. So besteht z. B. auf ehemaligen Schlagflächen eine besonders hohe Wildschadensdisposition [8, 203]. Dahingehende Untersuchungen finden derzeit allerdings nur im NPDA Berücksichtigung.

GÜNTHER & HEURICH [88] sehen in der Festlegung von Zielgrößen anhand „natürlicher“ Wilddichten oder des Verbisses keinen sinnvollen Maßstab. Einerseits, weil die ursprüngliche Rolle bzw. Wirkung großer Herbivoren in der Ur-Landschaft bislang kontrovers diskutiert wird. Strittig ist, ob sie gemäß der „Megaherbivoren-Theorie“ durch ihre Dominanz starken Einfluss nahmen und eine halboffene Landschaft prägten oder, ob sich in den weiter verbreiteten, unterwuchsarmen und geschlossenen Buchenwäldern bereits wenig Möglichkeiten hoher Abundanzen boten [vgl. z.B. 144, 145, 146]. Andererseits schwanken natürlicherweise sowohl die Populationsgrößen als auch die Verbissintensität räumlich und zeitlich. Statt bei einer Beeinträchtigung der Vegetationsentwicklung zumindest implizit die Frage nach einer „guten“ oder „natürlichen“ Wilddichte aufzuwerfen, sollten nach GÜNTHER & HEURICH [88] viel mehr Schwankungsbereiche für die Populationen definiert werden, in denen sie variieren dürfen ohne reguliert zu werden. Damit ließen sich einerseits übermäßige Schäden im Umland ausschließen und andererseits ein Absinken des Wildbestandes auf ein kritisches Niveau verhindern [88]. Allerdings erweist sich gerade das Festlegen von Obergrenzen als schwierig. So zeigt sich am Beispiel des NPBW, dass eine Definition anhand von Schäden im Umland nur Rotwild-Dichten auf einem niedrigen Niveau zulassen würden. Auch im NPH musste infolge des angewachsenen Bestands und der Wildschäden im Umland die zeitweise vollständig ausgesetzte Rotwildregulierung wieder aufgenommen werden. Letztendlich sind auch Kapazitätsgrenzen nur theoretische Konstrukte, die niemand festlegen könne (HEURICH, pers. Mitt.).

Regulierungskonzepte

Bestandsregulierungen müssen in deutschen NP ausdrücklich störungsarm, effektiv sowie so stark als möglich zeitlich und räumlich beschränkt erfolgen ([Kap. 3.2.2](#)). Dem ähnlich sollen die Eingriffe in den österreichischen NP (neben Schwerpunktregulierungsgebieten) intervallartig und auf ein unbedingt notwendiges Maß begrenzt durchgeführt werden ([Kap. 3.2.1](#)). Der Faktor

„Effektivität“ im Sinne der Abschusserfüllung impliziert sich dabei gewissermaßen mit dem weiteren Ziel der Störungsarmut.

Im Folgenden soll nach zusammenfassender Betrachtung der Regulierungskonzepte so weit als möglich versucht werden, die gegenwärtige Umsetzung dieser Ansprüche zu diskutieren.

Allen NP ist gemein, dass innerhalb der Regulierungszonen räumlich weitere Unterschiede bestehen: hinsichtlich der regulierbaren Schalenwild-Arten (NPUO, NPE), der Methodik (NPUO, NPBW, NPH) oder gezielt bezüglich des Jagddrucks (Schwerpunkt- und Intervall-Regulierungsgebiete: NPDA und NPKA, weniger ergibt sich auch im NPH in Schutzzone 1). In den meisten NP wurden die Regulierungszeiträume gegenüber den jagdrechtlich möglichen Schusszeiten verkürzt, in dem zwischenzeitlich längere Schonintervalle für Teilflächen (Wiener NPDA, NPKA, NPH) oder gleichzeitig im gesamten NP gelten (NPKE, NPE) und / oder die Schusszeiten später beginnen (synchronisiert für alle Wildarten: ÖBf-Flächen des NÖ-NPDA, NPH und NPKE, auf Teilflächen: NPKA und NPE) bzw. früher enden (NPKA, NPH, teils NPE).

Was die Einzelbejagung anbelangt, wird auf diese einzig im NPE gänzlich verzichtet. Im NPUO und NPH ist diese Regulierungsform großflächig ausgeschlossen. Künftig wird der Flächenanteil für Einzeljagden im NPUO zunehmend beschränkt werden, voraussichtlich genauso im NPKE.

Außer im NPBW, NPKA und Wiener NPDA bilden Bewegungsjagden einen festen Bestandteil des Regulierungskonzepts, die zu einem Großteil der Jahrestrecken beitragen. Während das Wild im NPKE ausschließlich durch Stöberjagden in Bewegung gebracht wird, werden in den übrigen (auch) (Ansitz-)Drückjagden durchgeführt. Darüber hinaus werden im NPH, NPE und NPKE zusätzlich auch Gemeinschaftsansitze organisiert, denen allerdings einzig im NPE eine größere Bedeutung zukommt.

Weitere Besonderheiten stellen der Einsatz von Wildschweinfängen und die Winter-Gatter-Abschüsse des Rotwilds im NPBW, die Randstreifen-Regelungen im NPUO (80 m) und NPH (400 m) und die nach Rotwild- bzw. Muffelrudel-Sichtungen kurzfristig durchgeführten Einsätze im NPE dar. Hier wird zudem, ebenso wie im NPKE, gänzlich auf Schwarzwild-Kirrungen verzichtet. Bis zum Jahr 2014 galt dies auch im NPH. Konträr dazu wird in Teilbereichen des NPBW auch Rotwild an Kirrungen erlegt.

Im NPH und NPUO werden neben den Schalenwildarten unter Umständen räumlich begrenzt auch bestimmte nicht heimische Prädatoren (Marderhund, Waschbär, Mink) reguliert.

- störungsarme, effektive Regulierung

Der tatsächlich in den NP ausgeübte Jagddruck (Beunruhigung des Wildes), der sich nicht allein über die Abschusshöhe ermitteln lässt, sondern bereits mit der Anwesenheit des Jägers entsteht und neben anderem zusätzlich von seinem Verhalten abhängt [8, 215], kann in diesem Rahmen nicht näher eingeschätzt werden. Ein erhöhter Jagddruck ist jedoch grundsätzlich einer der entscheidendsten Faktoren, die zu einer scheuen Lebensweise des Wildes und somit zu einer geringen Sichtbarkeit - selbst für den vergleichsweise ausdauernd wartenden Jagenden - führen

[215–218]. Um dem entgegenzuwirken sollte hauptsächlich lokal die Bejagung zeitlich verkürzt werden. Dies kann mithilfe gezielter Intervallbejagung mit wechselnden Regulierungs- und Ruhephasen oder zeitlicher Schwerpunkte bzw. einer Synchronisierung, wenn (fast) alle vorkommenden Sozialklassen und Schalenwildarten freigegeben sind [215, 219–222], erreicht werden. Außer im NPUO und NPBW konnte mindestens eine dieser Formen planmäßig in den übrigen NP gefunden werden.

OBERMAIR [218] untersuchte in einem naturnah forstlich bewirtschafteten Bergwaldgebiet verschiedene Einflüsse auf die jagdliche Sichtbarkeit des Rehwildes, was mit dem jagdlich nutzbaren Anblick gleichgesetzt werden kann. Dazu setzte OBERMAIR [218] Zeitrafferkameras ein, von denen - im Gegensatz zu menschlichen Beobachtern - keinerlei Störung ausgeht. Neben klimatischen und tageszeitlichen Einflüssen ergab sich statistisch erst nach einer einmonatigen Bejagungszeit im Mai eine geringere Sichtbarkeit, was sich entweder auf eine geringe Sensibilität zu dieser Zeit (z. B. physiologisch bedingt) oder auf einen erst nach einer gewissen Einwirkphase kumulativ wirkenden Jagddruck zurückführen lässt. Deckungslosere Bereiche auf Schonflächen wurden hingegen weiterhin auch am Tag verstärkt vom Rehwild genutzt [218]. Anschließend konnte dort innerhalb von drei Monaten ein Großteil der Abschüsse erzielt werden [223]. NEUMANN [224] fordert eine synchrone Jagdruhe für alle Wildarten in den Wald-Sommereinständen des Rotwilds. Denn vor allem während der Setz- und Feistzeit, zwischen Mai und Juli, zeigten seine besenderten Individuen die kleinsten Streifgebiete und reagierten besonders sensibel auf Störungen [224]. So richtete auch der NPE seine grundlegende Planung der Regulierungsmaßnahmen ausdrücklich auf das störungssensible Rotwild aus, um sowohl den Bedürfnissen der Tiere als auch dem Wunsch der Besucher, diese zu erleben, gerecht zu werden. Die dabei eventuell entstehenden Nachteile bei der Regulierung der übrigen Wildarten werden in Kauf genommen.

KLAUS [225] wertete die über dreizehn Jahre im NPKE protokollierten Sichtungen des Rot-, Reh- und Gamswilds aus. Während sich die Sichtungshäufigkeit von Gämsen nach Erlegungsereignissen aufgrund ihres Ausweichens in felsige und somit deckungsärmere Bereiche für zwei Wochen signifikant erhöhte, konnte Rotwild im selben Zeitraum tendenziell seltener beobachtet werden. Erst nach einem Monat glich die Sichtungshäufigkeit wieder jener in Bereichen ohne zeitnahe Abschuss. Es blieb jedoch unklar, ob es sich bei den gesichteten Individuen um dieselben handelte, die auch zum Zeitpunkt des Erlegungsereignisses in der Nähe waren. Beim Rehwild zeigte sich hingegen keine eindeutige Veränderung der Sichtungshäufigkeit, was sich unter anderem mit seiner Ortstreue erklären lässt. In Hinblick auf den intensiveren Jagddruck in den Schwerpunktregulierungsgebieten unterstrich die Auswertung ferner, dass der gewünschte Vertreibungseffekt - zumindest gemessen an der Sichtbarkeit einer Wildart - für Rotwild erreichbar sein kann, während dies beim Rehwild schwieriger ist [225].

In Bezug auf die Raumnutzung von Wildschweinen nach Erlegungsereignissen stellten KEULING ET AL. [226] anhand ihrer Telemetrie- und Videostudien signifikante Unterschiede zur

anschließenden Entfernung der Tageseinstände fest. Während einzelne Rotten bereits wieder nach wenigen Tagen dieselbe Kirtung aufsuchten, fanden sich andere erst wieder zur nächsten Mondphase an diesen ein [226].

Bewegungsjagden beunruhigen definitionsgemäß während der Durchführung mehr oder weniger stark das Wild. Bei richtiger Umsetzung sind sie jedoch als kurze, intensive Maßnahmen mit vergleichsweise hohen Strecken effektive Methoden für die Hinwirkung auf die Abschusserfüllung [1]. So kommen auch in den vorgestellten NP, in denen Bewegungsjagden durchgeführt werden, überwiegend hohe Streckenanteile durch diese zustande. Insbesondere bei Stöberjagden wird durch den Solo-Einsatz spurlauter Hunde vermieden das „Feindbild Mensch“ zu erzeugen [1]. Die einzelnen Bewegungsjagd-Formen eignen sich jedoch nicht für alle Wildarten gleichermaßen, sodass je nach Zielsetzung Kombinationen (der Bewegungs- und Einzeljagd) bzw. Staffellungen und strategische Anpassungen notwendig sein können [1, 226]. Eine geringe Störwirkung, gemessen an der vorübergehend veränderten Raumnutzung, wurden z. B. mithilfe der Rotwild-Telemetrie bei einer außerhalb des NPKA durchgeführten Bewegungsjagd sowie den Stöberjagden im NPKE nachgewiesen. Allerdings wurde im NPKE auch deutlich, dass manche Individuen, wie etwa durch Verharren, während der Jagd gar nicht wahrgenommen wurden. Ebenfalls Verharren, aber insbesondere auch ungesesehenes Ausweichen, konnte bei besonderem Schwarzwild während Drückjagden in Mecklenburg-Vorpommern dokumentiert werden. Nur in 14 % der Fälle wurde danach eine Streifgebietsverlagerung oder -größenänderung festgestellt. Allerdings wiesen andere Studien auch stärkeren Einfluss nach [vgl. 226].

Im NPE wird zusätzlich kurzfristig mit kleinräumigen Bewegungsjagden in Bereichen reagiert, in denen zuvor Rudel gesichtet wurden. Haben diese die Teilbereiche noch nicht verlassen, können die Einsätze hinsichtlich der erreichten Strecken, laut MAUERHOF (pers. Mitt.), sehr erfolgreich sein. Ähnliche Pläne bestehen hierzu auch im neuen Konzept des NPKE. Die Gelegenheit, „Überraschungseffekte“ [227] zu nutzen und dabei in kurzer Zeit gezielt und streckenreich einzugreifen, scheint eine durchaus attraktive Strategie zu sein.

Während im NPUO der Einsatz von Saufängen noch diskutiert wird und im NPE bereits behördlich beantragt, jedoch bislang nicht genehmigt wurde, setzt der NPBW diese bereits seit fast drei Jahrzehnten, insbesondere an Schadensschwerpunkten, ein. Den Erfahrungen des NPBW nach zeigen gefangene Wildschweine nicht unbedingt durch den Fang *per se* Stressreaktionen, sondern - bei erfolgreich unbemerktem Annähern des Jagenden - erst ab dem ersten Schuss. Gemäß der Expertise für den NPE [in 113] könnten allerdings bei Verwendung kleiner Fallen mit einander unverträgliche Überläufer überreagieren. Grundsätzlich kann jedoch gefolgert werden, dass es sich bei entsprechenden Vorkehrungen um eine kurzzeitig störende Regulierungsmethode handelt. Aufgrund der landesrechtlichen Bachen- und Keiler-Schonzeiten werden die Saufänge im NPBW erst ab Mitte Juni eingesetzt, um das Fangen bzw. das

Auslassen adulter Wildschweine und entsprechende Lerneffekte zu vermeiden [163]. Der gezielte Ausschluss von Bachen und Keilern könnte alternativ mit Frischlingsrechen [228] oder mit schmalere Öffnung des Tors [in 113] erreicht werden. Allerdings werden im NPBW generell nur wenige Wildschweine gleichzeitig gefangen, von denen wiederum rund 80 % Frischlinge (junge Wildschweine) sind. Längeres Ankirren (Mindest-Richtwert: zwei Wochen) könnte, insbesondere bei adulten Tieren, zu größerem Erfolg führen [163]. Ebenso könnte bei entsprechenden Lichtverhältnissen auf Handauslösung zurückgegriffen werden, was jedoch auch störungsintensiver ist [in 113]. Abhängig von der Durchführung und der Zielsetzung kann den Wildschweinfängen auch Effektivität zugesprochen werden. Jedoch beschränkt sich auch der NPBW aufgrund gegenwärtig hoher Schäden im Umland nicht allein auf diese Methode.

Wie zuvor erwähnt, wird von den vorgestellten NP nur in zwei (NPE und NPKE) bzw. drei (NPKA ohne Schwarzwild-Vorkommen) gänzlich auf Kirrjagd verzichtet, während die übrigen diese Jagdform im Rahmen der Schwarzwild-Regulierung nutzen. Im NPE und NPKE wird hingegen ein hoher Streckenanteil während der Bewegungsjagden erreicht. In der Entwicklungszone des NPBW wird überdies auch Rotwild an Kirrungen erlegt, was im NPUO für das Dam- und Rotwild erst erprobt werden soll. Jedoch sei dem Kirren an dieser Stelle grundsätzlich kritisch begegnet. Jagdlich nützlich ist die Lockwirkung vor allem in Zeiten des Nahrungsmangels [228] und so scheinen Kirrungen kaum in der Lage zu sein, landwirtschaftliche Schäden zu verhindern, da das dortige Nahrungsangebot bevorzugt wird [226]. Ähnliches gilt für Mastjahre [229]. Soweit ersichtlich scheint der Schwarzwild-Abschuss in den NP mit Kirrungen zu befriedigenden Strecken zu führen. Allerdings sollte ausdrücklich in Jahren ohne Mast und bei strengen Wintern auf Kirrungen verzichtet werden, um der Möglichkeit einer natürlich erhöhten Mortalität nicht entgegenzuwirken [229]. Denn solange auch bei geringer Vorlage letztendlich nicht alle gekirrten Individuen erlegt werden, wird am Ende in den NP Futter eingetragen. Zudem beeinflussen Kirrungen nach HEURICH *ET AL.* [157] das Bewegungsverhalten von Reh- und Rotwild im NPBW, weshalb sie abschließend empfohlen, auf das Anfüttern außerhalb von Wintergattern und Saufängen gänzlich zu verzichten [157]. Obendrein stellen Kirrungen hinsichtlich eines naturnahen Managements eine künstliche Form dar. Dies gilt natürlich auch für den Einsatz von Rotwild-Wintergattern sowie die Regulierung darin [88]. So ist der NPBW bemüht, Wintergatter aufzulösen. Außerdem widerspricht diese Maßnahme dem „Leitbild für das Management von Schalenwild in Österreichs Nationalparks“ [13], welches die ganzjährige Bewegungsfreiheit der Tiere vorsieht.

Wenig bekannt ist bislang über die Wirkung der Randstreifen-Regelungen des NPUO und NPH hinsichtlich der Vermeidung von Wildschäden im Umland. Zumindest subjektiv entsteht für einzelne betroffene Jagdanrainer des NPUO der Eindruck, es würde weniger Wild hinauswechseln. Dem NPH wurde ähnliches bislang zumindest nicht kommuniziert.

- auf das unbedingt notwendige Maß begrenzte Regulierung

Unabhängig davon, ob den Schalenwild-Populationen bei der Abschussplanung Schwankungsbereiche zugestanden werden (für die ebenfalls Grenzen zu definieren wären) oder Bestandsentwicklungen (in Kombination der Vegetationseinwirkung) betrachtet werden, so sollte beides auf Kenntnis möglichst genauer Populationsgrößen basieren. Kritisch zu sehen ist deshalb, dass die NP bislang überwiegend Verfahren anwenden, die nur ungefähre Einschätzungen des Wildbestands zulassen (Kap. 6.2.1, „[Wildbestandsmonitoring](#)“) bzw. oftmals keinerlei Angaben machen konnten ([Kap. 6.2.2](#)). Eine artgenaue Zuordnung des Verbisses ist allerdings nicht eindeutig möglich [109]. Dabei sollte gerade in NP - in denen der Schutz des Ökosystems Priorität hat und Eingriffe auf das unbedingt notwendige Maß begrenzt sein sollen - bekannt sein, in welchem Umfang tatsächlich reguliert werden muss; nicht zuletzt um unnötig höhere Störungen durch Jagddruck und ihre Folgen ([Kap. 6.2.6](#)) zu vermeiden.

Die Gründe zunehmender Wildeinwirkung auf die Vegetation sind zudem nicht nur monokausal in ansteigenden Wildbeständen zu suchen [9, 38, 114, 213, 232]. Im Monitoring-Konzept des NPE [114] wird deshalb darauf hingewiesen, dass zwischen der Wildbestandshöhe und dem Vegetationseinfluss kein einfacher linearer Zusammenhang besteht; speziell wenn es infolge menschlicher Einflüsse zu massiven Einschränkungen der Raumnutzung sowie der artspezifischen Aktivitätsperiodik kommt [114]. Auch nach REIMOSER, F. ET AL. [9] resultiert ansteigender Schalenwild-Einfluss ebenso aus Veränderungen der Habitatqualität (Biotopattraktivität), die aus einem Besiedlungsanreiz als Bilanz verschiedener Einzelfaktoren (unter anderem der Beunruhigung, [Kap. 6.2.6](#)) innerhalb des Habitates und der Umgebungsrelation hervorgeht. Bei diesem komplexen Faktorengewebe ist vor allem das Verhältnis zur verfügbaren Nahrung ausschlaggebend [vgl. 9, 38].

In einem Ökosystem wirken grundsätzlich nicht nur Herbivoren „top down“, sondern weitere abiotische und biotische Faktoren beeinflussen, sowohl direkt als auch indirekt, und ergeben gemeinsam die Dynamik des Waldbestandes [vgl. 213]. Demnach sollte es nicht als ausreichend betrachtet werden, allein an einem der Parameter (Schalenwild) regulierend anzusetzen. Vielmehr sollten ebenso die weiteren Umstände im „Wild-Umwelt-Wechselwirkungskomplex“ berücksichtigt werden. Um Zusammenhänge mit der Populationsgröße bestmöglich beurteilen zu können, sollte dieser Parameter jedoch möglichst genau bekannt sein. Spätestens, wenn eine Bestandsreduktion in Erwägung gezogen wird, kann das Ziel nur über dieses Wissen und mit einer entsprechenden Abschussplanung erreicht werden (siehe Bsp. „Biosphärenreservat Pfälzerwald-Nordvogesen“, Kap. 6.2.1, „[Wildbestandsmonitoring](#)“).

Das INGENIEURBÜRO AEROSENSE [41] gab zu bedenken, was Bestandsermittlungen für die enorm schwankenden Schwarzwild-Populationen leisten können. Wie die Kriterien der vorgestellten NP zeigen, lässt sich ihre Regulierung vor allem auf Schäden an landwirtschaftlichen Flächen und teils an Hochwasser-Schutzanlagen zurückführen. Nicht zuletzt tragen die Schutzgebiete jedoch auch eine Verantwortung hinsichtlich der Vermeidung von Tierseuchen-Ausbreitungen, die vor

allein für das Schwarzwild sowohl hinsichtlich der Europäischen Schweinepest [230] von Bedeutung sein werden als auch künftig wohlmöglich hinsichtlich der Afrikanischen Schweinepest [231, 232]. Hohen Wildbeständen kommt dabei eine große Bedeutung zu [230]. Vor diesem Hintergrund ist für die Kalkulierung der geplanten Abschüsse eine annähernd korrekte Kenntnis über den Bestand nötig.

GÜNTHER & HEURICH [88] schlugen für die Hemerobie-Bewertung des Rotwild-Managements vor, unter anderem das Auftreten anderer Schalenwild-Arten zu berücksichtigen. Wie bereits erwähnt, existieren in einigen der NP teils vergleichsweise hohe Bestände gebietsfremder Schalenwildarten ([Kap. 6.2.2](#)). Abhängig vom NP sollen diese zum Teil reduziert oder gänzlich entfernt werden ([Kap. 6.2.4](#)). Einerseits ist dies grundsätzlich zu begrüßen, da sie als ursprünglich nicht heimischer Teil der Fauna in den naturnahen bis natürlichen Ökosystemen der NP prinzipiell nicht mehr zur Artenzusammensetzung gehören sollten, mit ihrem kumulativen Einfluss die Verbissbelastung zuspitzen können (NPE) und / oder interspezifische Konkurrenten darstellen können. Andererseits impliziert das Zurück- bzw. Verdrängungsziel eine gewisse nachdrückliche Vorgehensweise, die in diesem Maße nur im NPE und NPKE gefunden werden konnte. Bisher gelang das Erreichen der diesbezüglich gesetzten Ziele scheinbar jedoch keinem der NP.

Von Bedeutung ist für das störungssensible Rotwild allerdings wohl weniger das faktische Vorkommen anderer Herbivoren, als vielmehr deren Management. Beispielsweise trifft zwar auf den zweit-naturnahest bewerteten NPUO [88] zu, die Regulierung des Rotwilds stark räumlich und zeitlich zu beschränken, demgegenüber steht jedoch die großflächige und ganzjährig mögliche Schwarzwild-Regulierung. Empirische Untersuchungen über die Wirkung der Jagd auf temporär nicht bejagte Wildarten lassen sich jedoch kaum finden. GRIGNOLIO *ET AL.* [233] untersuchten während Bewegungsjagden auf Wildschweine das Raumverhalten des in dieser Zeit geschonten Rehwilds. Dieses durfte im Untersuchungsgebiet nur durch Einzelansitz bejagt werden. Infolge der Bewegungsjagden auf das Schwarzwild mit Hunden (die erst nach dem Aufspüren der Fährten von der Leine gelassen wurden) vergrößerte insbesondere einjähriges Rehwild sein Streifgebiet bis zu fünffach im Vergleich zu Artgenossen in einem angrenzenden, ganzjährig unbejagten Schutzgebiet oder zu Zeiten der gezielten Ansitzjagden auf Rehwild [233]. Laut den Störversuchen von REIMOSER, S. [18] erhöhten vor allem Rehe stark ihre Herzfrequenz, wenn in einem bis auf wenige Tage im Jahr unbejagten Gehege akustische Reize von Schüssen erschallten. Auch Rotwild zeigte mehrere minutenlang signifikant Anzeichen von Beunruhigung: Neben den äußerlich sichtbaren Auswirkungen fanden sich Hinweise auf eine Bradykardie (Herzschlag-Verlangsamung) [18], wie für diese Wildart typisch [234]. Demgegenüber ist nochmals zu erwähnen, dass sich Rotwild im NPKE nach Bewegungsjagden anderntags bereits wieder an Orten vor der Jagd aufhielt.

6.2.4 Wildruhegebiete

Im Sinne der Zurücknahme anthropogener Eingriffe ist anzustreben, die Wildbestandsregulierung auf 75 % der NP-Fläche einzustellen ([Kap. 3.2](#)). In Verbindung mit den - allerdings als euhemerob zu bewertenden [134], noch bestehenden Rotwild-Wintergattern und Kirrjagden - wird dem derzeit nur der NPBW gerecht. In den übrigen der vorgestellten NP umfassen die ganzjährigen Wildruhegebiete bislang zwischen 6 % (NPUO) und 63 % (NPKA) (siehe Kap. 6.2.6., [„Zur großflächigen Zurücknahme des Wildmanagements und weiteren Entwicklungen“](#)).

Zu den explizit als Wildruhegebiete ausgewiesenen Arealen kommen in einigen Fällen weitere regulierungsfreie Gebiete hinzu, wie etwa aus Artenschutzgründen (NPUO) oder durch ihre Unzugänglichkeit (NPE, NPH). Andererseits entfallen manche der ausgewiesenen Wildruhegebiete zum Teil offensichtlich auf Flächen, denen zumindest für das Schalenwild nur eine bedingte oder temporäre Habitateignung zugesprochen werden kann. Dazu zählen beispielsweise größere Wasserflächen (NPDA, NPUO, NPE) oder Bereiche, die zeitweise vor allem für Besucher zur Verfügung stehen sollen, wie die Wildnis-Werkstatt im NPE oder Badeplätze im NPDA. Auch wenn in den beiden, in dieser Masterarbeit beschriebenen österreichischen NP grundsätzlich jede vermeidbare Beunruhigung verboten ist, kann wohl besonders in Bereichen wie den Badeplätzen von einem erhöhten Störungspotenzial ausgegangen werden. Zudem konnte aufgezeigt werden, dass insbesondere durch das Wiener Wildruhegebiet teils stark von den Besuchern frequentierte Wege verlaufen. Bislang besteht in den vorgestellten NP einzig im NPE ein vergleichsweise großes, gänzlich von Wegen unzerschnittenes Wildruhegebiet. Im NPKE werden solche Ruheräume im künftigen Konzept Berücksichtigung finden (siehe Kap. 6.2.6., [„Menschliche Beunruhigung – Grundlagen, Konflikte und Chancen“](#)).

Des Weiteren muss jedoch auch erwähnt werden, dass die von der NPE-Verwaltung als regulierungsfreie Gebiete ausgewiesenen Flächen so ausnahmslos nur für das Reh- und Rotwild gelten. Die Regulierung der anderen Wildarten wird allerdings bewusst nur in akuten Schadensfällen (Schwarzwild) durchgeführt. Werden vor diesem Hintergrund die für das Dam- und Rotwild im NPUO als ganzjähriges Schongebiet verordneten Flächen berücksichtigt, so wäre dieses Wildruhegebiet erheblich größer (schätzungsweise 80 %) zu beziffern. In diesem Sinne sei nochmals erwähnt, dass in manchen NP bereits kein Rehwild mehr reguliert wird. So beispielsweise auf den ÖBf-Flächen im NÖ-NPDA, wo hingegen derzeit 24 % des NÖ-Wildruhegebietes einmal jährlich während der Bewegungsjagden einbezogen werden. Im Wiener NPDA werden derzeit etwa 9 % des Wildruhegebietes vorübergehend als Schwerpunktregulierungsgebiete ausgewiesen. Für ein bewusst (temporär) flexibles System entschied sich jüngst auch der NPKA, bei dem es jährlich auf zuvor zu nominierenden, 7 % des NP-Areals umfassenden Flächen innerhalb des Wildruhegebietes (70 % des NPKA) möglich ist, an insgesamt bis zu 10 Tagen durch Ansitz oder Pirsch zu regulieren, wenn das nötig ist. Auch im

NPKE wird mit dem neuen Konzept voraussichtlich ein flexibles Wildruhegebietssystem entstehen. Dieses sieht zwei permanent beruhigte Bereiche (insgesamt 21 % des NPKE) sowie eine 54 % des NPE umfassende, temporäre Ruhezone vor. In dieser werden wechselnd Teilflächen je einmal jährlich während der Bewegungsjagden (bisher acht pro Jahr) einbezogen. Die Flächen der dauerhaften Ruhezonen wurden nach umfangreichen Untersuchungen als fachübergreifend geeignet identifiziert. Da es sich beim NPKE um ein erst junges und beim NPKE um ein noch im Planungsprozess befindliches Konzept handelt, lassen sich allerdings noch keine Erfahrungen wiedergeben. Für den NPKE wäre denkbar, dass sich infolge der langen Ruhephase auf 75 % der NPKE-Fläche eine räumlich günstigere, weniger in das bislang bestehende Wildruhegebiet konzentrierende Raumnutzung des Wildes ergibt. Während der auf Teilflächen stattfindenden Bewegungsjagden könnten dann innerhalb kurzer Zeit höhere Strecken erreicht werden, wie es auch den ÖBf-Flächen im NÖ-NPDA der Fall ist. Angesichts des Telemetrie-Nachweises, dass die Durchführung der Bewegungsjagden im NPKE das Rotwild bereits nach einem Tag dazu veranlasst wieder der üblichen Raumnutzung zu folgen, könnte also auch nach den vereinzelt Bewegungsjagden innerhalb der temporären Wildruhezone die günstigere, weniger konzentrierte Wild-Verteilung bestehen bleiben. Zudem wurde im NPKE ins Auge gefasst, ähnlich den Einsätzen im NPE, kleine Bewegungsjagden in den kurzfristigen Einständen durchzuführen

In diesem Zusammenhang sei jedoch auf die Umsetzung des NPH verwiesen, welcher ebenfalls ein Gebiet (45 % der Gesamtfläche) ausgewiesen hat, in dem sich die Regulierungsmaßnahmen letztendlich fast ausschließlich auf acht Bewegungsjagden im November und Dezember beschränken. Dem Prinzip der zuvor genannten NP nach, entsteht somit eine ähnliche Ruhezone - ohne dass diese als solche („temporär“ oder „mit Ausnahmefällen“) bezeichnet wird.

Mit der 75 % - Regel der IUCN ginge konsequenterweise einher, die (namentlich diversen) eingriffsfreien Prozessschutzflächen vom Wildmanagement auszuschließen. Nach dem österreichischen Schalenwild-Management-Leitbild [13] wäre diese Deckungsgleichheit „idealerweise“ der Fall ([Kap. 3.2.1](#)). Eine vollständige Überlappung der Wildruhegebiete mit der strengsten Schutzzone ist bislang nur im NPKE, NPH und noch im NPKE gegeben. In den übrigen vorgestellten Schutzgebieten werden zum Teil sowohl die „Umwandlungsflächen“ als auch die dauerhaften „Managementzonen“ mit einbezogen. An dieser Stelle sei jedoch erneut erwähnt, dass sich die meisten NP noch innerhalb der gesetzten Übergangsfristen befinden und sich an den anteilig ausgewiesenen Wildruhegebieten künftig noch Entwicklungen vollziehen können. So wies NPKE zur Zeit seiner IUCN-Zertifizierung nur einen Wildbestandsregulierungsfreien Flächenanteil von 25 % auf. Zum einen bestand seitens der Prüfungskommission Verständnis hinsichtlich der Schwierigkeiten, die Wildbestandsregulierung großflächig einzustellen, zum anderen überzeugte das Konzept und die Festschreibung der räumlichen Reduktion (RÖNITZ, pers. Mitt.). In den übrigen NP bestehen diesbezüglich lediglich

im NPKA und NPUO konkrete Ziele: Der NPKA möchte deckungsgleich mit seiner Naturzone, das heißt mittelfristig auf 75 % der Gesamtfläche, und der NPUO grundsätzlich ebenfalls auf seinen Prozessschutzflächen (50,1 % der Gesamtfläche), vorbehaltlich Schwarzwild-Drückjagden auf bestimmten Teilflächen, nicht mehr regulieren. Im NPH wird zudem angestrebt, innerhalb der Schutzzone 1 abzüglich des 400 m - Randstreifens (65 % der Gesamtfläche) keine Wildbestandsregulierung mehr durchzuführen.

6.2.5 Wild & Besucher

Mehrheitlich gelten in den Schutzgebieten ausdrücklich Wegegebote. Lediglich im NPKA und NPH soll dies von den Besuchern durch eigeninitiatives Handeln geschehen, während in einem großen Teilgebiet des NPBW Einschränkungen des Betretungsrechts verordnet wurden, mit denen das Verlassen der Wege unterbunden werden soll. In manchen der NP können in bestimmten Bereichen ausdrücklich Wege verlassen werden, beispielsweise in bestimmten Zeiträumen zum Pilze sammeln (NPUO, NPH) oder zum Baden (NPDA, NPUO). Andererseits fließen aus Gründen des Artenschutzes aktuelle Erkenntnisse über (Brut-)Vorkommen bestimmter, sensibler Tierarten, wie Seeadler (NPDA, NPUO) und Wildkatze (NPH), in die Planungen (temporärer Sperrungen) ein.

In den von Gewässern geprägten Schutzgebieten kommt darüber hinaus der Aspekt der Erschließung vom Wasser aus hinzu. Während dies im NPUO in den Polderflächen zeitlich begrenzt und an Führungen gebunden ist, kann dies im NPDA grundsätzlich ganzjährig und eigenständig an ausgewiesenen Donau-Armen geschehen.

Der Rückbau bzw. die Auflassung von Wegen wird derzeit grundsätzlich von allen NP angestrebt. In den deutschen NP ist dabei stellenweise eine bestimmte Ziel-Wegedichte vorgesehen. Den jüngst veröffentlichten Angaben nach betragen die Wege-Dichten (noch) zwischen 13 lfm / ha (NPH) und 31 lfm / ha (NPKE). An dieser Stelle muss jedoch hervorgehoben werden, dass den Angaben kein einheitliches System zugrunde liegt und die Verwaltungen teilweise unterschiedliche Wege und Straßen in die Berechnungen einbezogen, worüber nicht immer eindeutige Angaben zu finden waren.

Die insgesamt höchste Besucheranzahl konnte mit 1,3 Millionen (2014) im NPBW gefunden werden. Aufgrund des prognostizierten und subjektiv wahrgenommenen, steigenden Besucherdrucks könnte der NPDA mittlerweile ähnlich hohe Werte erreichen. Der NPBW ist jedoch mehr als 2,5-mal so groß. Zwar liegen über das Raumnutzungsverhalten der NPBW-Besucher keine Informationen vor, allerdings kann aufgrund des Geländes (ähnlich des NPKA) eine wesentlich günstigere Verteilung bzw. Konzentration der Besucher vermutet werden. Manche der NPBW-Besucher gaben zudem an, dass der Park nicht überlaufen wirkt. Vorausgesetzt die Besucher sind sich den Auswirkungen des Verlassens der Wege bewusst, scheinen sich im NPBW keine ähnlichen Konflikte wie im NPDA zu ergeben. In den übrigen NP

liegen die jährlichen Besucherzahlen zwischen 45.000 (NPKE) und 450.000 (NPE). Im Gegensatz zu den beiden österreichischen NP sind die vorgestellten, deutschen NP alle von weiteren Großschutzgebieten umgeben. Insbesondere der NPKE gab in Hinblick auf die touristische Nutzung an, dass dem umliegenden Naturpark eine Pufferfunktion für die konventionelle, touristische Nutzung zukommt.

Lediglich im NPKA und NPE können Besucher ganzjährig tagsüber damit rechnen, frei lebendes (Rot-)Wild gut beobachten zu können. Im NPDA, NPBW und NPKE scheint sich die Sichtbarkeit teilweise verbessert zu haben. Gezielte Führungen zur Rotwildbrunft werden bis auf den NPUO von allen vorgestellten NP angeboten. Außerdem sind Führungen zur Gamswildbrunft sowie zu einer Rotwild-Schau fütterung im NPKA bzw. im NPBW zu den Wintergattern möglich.

6.2.6. Die anthropogenen Einflüsse aus wildökologischer Sicht

Menschliche Beunruhigung – Grundlagen, Konflikte und Chancen

Neben dem Ökosystemschutz sollen Nationalparks laut IUCN ebenfalls zum Zweck des Naturerlebnisses und der -Bildung zur Verfügung stehen. So führen die österreichischen NP in ihrem Leitbild für das Schalenwild-Management unter ihren Erwartungen und den Vorteilen an, dass mit dem Vermeiden des Jagddrucks Wildtiere besser erlebbar und tagaktiv werden sowie verringerte Fluchtdistanzen aufweisen [13]. Im Allgemeinen wird die Scheu gegenüber dem Menschen vor allem ihrer intensiven Bejagung zugeschrieben [216, 235–238]. Dass Reh- und Rotwild durch Menschen beunruhigt werden können, selbst wenn sie nur an wenigen Tagen im Jahr mit einer jagdlichen Tätigkeiten konfrontiert sind, zeigten beispielsweise die Untersuchungen von REIMOSER, S. [18]. Dies kann auf eine aus eigener Erfahrung der Tiere erlernte oder durch die Elterntiere weitergegebene (tradierte) Verhaltensanpassung zurückgehen [235, 237], auf die gegebenenfalls durch die Jagd hinselektiert wurde [239]. Beiderlei erlernte Verhaltensweisen sind jedoch grundsätzlich reversibel [235]. Besonders bekannte Beispiele vertrauter Wildtiere stammen aus Schutzgebieten, in denen auf eine jagdliche Regulierung gänzlich verzichtet wird. In diesem Zusammenhang wird gern der so genannte „Nationalparkeffekt“ angeführt [237]. In der übrigen Landschaft überwiegt hingegen das entstandene „Feindbild Mensch“ [237], sodass ebenso andere Formen menschlicher Aktivitäten, welche nicht unmittelbar mit letalen Folgen für die Wildtiere verbunden sind, beunruhigend auf sie wirken können - so auch Freizeitaktivitäten [8, 238, 240–244].

Die Reaktionen auf menschliche Störreize sind vielfältig und unter anderem von der Wildart sowie der Form, dem Zeitpunkt und dem Ort der Störung abhängig [8, 18, 216, 238, 243, 244]. Die verursachte Beunruhigung kann dabei einen ebenso großen Stellenwert einnehmen, wie die durch einen natürlichen Beutegreifer hervorgerufene [238, 240, 244], denn beiderlei folgt grundsätzlich einem auf denselben Mechanismen („Kosten-Nutzen-Entscheidung“) beruhendem so genannten Anti-Prädationsverhalten („*risk-disturbance hypothesis*“) [245–247]. Die Wirkung

des Menschen kann der eines Beutegreifers jedoch auch übersteigen [238, 248].

In Abhängigkeit vom Beunruhigungsgrad kommt dem Einstand als Wohnraum oder Sichtschutz, den deckungslosen Äsungsflächen und der Geländeform, welche zur rechtzeitigen Feinderkennung bzw. Feinvermeidung von Wichtigkeit sind, eine veränderte Bedeutung zu [8, 242]. Äußerlich wahrnehmbare Reaktionen können neben a) vermehrter Wachsamkeit [111, 249–252] und b) Bildung größerer Gruppen [252, 253] unter anderem auch c) eine vorübergehende oder dauerhafte, zeitliche Verlagerungen der Aktivitäts- und Ernährungsrythmik [240, 249, 251, 254, 255] und / oder d) eine Veränderung der Raumnutzung [110, 247, 254–257], auch in suboptimale Lebensräume hinein [233, 242, 251, 254], sein. Grundsätzlich geht die Sicherheit dem „Nahrungsluxus“ vor [8, 258].

Den genannten Auswirkungen gehen außerdem bereits intrinsisch ablaufende und somit äußerlich nicht wahrnehmbare Reaktionen voraus. So werden bei Säugetieren beispielsweise Cortisol und Adrenalin ausgeschüttet und die Herzschlagrate (außer bei „Drückreaktionen“) erhöht [259]. Mit der Steigerung des Energieumsatzes bzw. des erhöhten Energiebedarfs können weitere Kosten für die Wildtieren entstehen [260], die langfristig den Fortpflanzungs- und Überlebenserfolg beeinflussen können [247], wie z. B. durch eine erhöhte Parasitenbelastungen des Magen- und Darmtrakts [261].

Nach Wiederansiedelung von Wölfen im „Yellowstone Nationalpark“ (USA), dem weltweit ersten NP, erkannten LAUNDRÉ ET AL [250], dass sie für die vorkommenden Beutetiere eine „*landscape of fear*“ erzeugten. Denkbar wäre zu argumentieren, dass beunruhigende Menschen (vor allem in Schutzgebieten ohne Beutegreifer) stellvertretend die Wirkung eines ohnehin natürlichen Umweltfaktors übernehmen könnten. Es bestehen allerdings einige wesentliche Unterschiede. So bevorzugen tierische Prädatoren während des Beutegreifens bestimmte Habitate bzw. Habitatstrukturen; Luchse pirschen sich beispielsweise in deckungsreicher Vegetation an Rehwild an [262, 263], Wölfe präferieren als Hetzjäger hingegen offene Flächen [263]. Für das Wild zeigt der Mensch dagegen keine eindeutig typischen Jagdverhaltensweisen [258], denn abhängig von der Bejagungsstrategie kann das Wild in unterschiedlich strukturierten Bereichen erlegt werden [262]. Im Rahmen der weiteren anthropogenen Landnutzung kann das Wild zusätzlich Menschen an verschiedensten Orten antreffen. Stärkere Reaktionen auf menschliches Prädationsrisiko zeigten nord-amerikanische Rothirsche (Wapitis) im Vergleich zu dem durch Wölfe verursachten, wobei ebenfalls Habitatstrukturen eine Rolle spielten [248]. KUIJPER [211] sieht einen entscheidenden Unterschied u. a. in der großflächigen Lebensweise der Prädatoren und der vergleichsweise räumlich konzentrierten Bejagung durch Menschen an den aus ihrer Sicht dafür günstigen Plätzen. Außerdem variiert die zeitliche Aktivität des menschlichen Einflusses, sowohl saisonal bei den Regulierungsmaßnahmen als auch bei den Freizeitaktivitäten [49, 249, 255, 264]. Beutegreifer kommen hingegen nach Etablierung ihres Territoriums grundsätzlich ganzjährig darin vor. Wie Studien [149, 249] darlegten, reagierten Rehe gegenüber menschlicher und tierischer Jäger bei zeitlich konstantem Risiko weniger als

auf saisonale Veränderungen. Würde daraus gefolgert, die Jagdzeiten verlängern zu müssen, würde wohl infolge des steigenden Jagddrucks großflächig der (gewünschte) Vertreibungseffekt von Schwerpunktregulierungsgebieten bzw. die zum Teil in der Kulturlandschaft bereits bestehende „unsichtbare Lebensweise“ des Wildes erzielt werden [265]. So kommt KUIJPER [211] zu dem Schluss, dass menschliche Jäger die natürlichen Prädatoren, welche auf größerer Fläche eine stetigere und zugleich feinskaliertere *landscape of fear* erzeugen, nicht in diesem Maße nachahmen und die damit einhergehenden Pflanzen-Herbivoren-Interaktionen beeinflussen können.

Grundsätzlich wird durch regelmäßiges, in möglichst ähnlicher Form an Punkten bzw. entlang von Strecken auftretende Ereignisse für das Wild kalkulierbar [8, 111, 243, 244]. Dies kann sowohl zu einer Habituation (Gewöhnung), bedrohliche Situationen jedoch genauso zu einer Sensitivierung [244] führen. Der teils nahe Aufenthalt des Wildes an Wegen, wie es im Wiener Raum des NPDA (insbesondere in Verbindung mit einem Sichtschutz oder Zaun [43]) sowie im NPKE anhand der Telemetrie-Studien festgestellt wurden, ordnen MEIßNER *ET AL.* [128] jedoch nicht einer Habituation zu. Vielmehr sehen sie darin lediglich eine strategische Verhaltensanpassung basierend auf Abwägen von Kosten (wie im Rahmen der Flucht) und Nutzen (wie durch nahegelegene Nahrungsressourcen). Das Freilaufen lassen von Hunden oder das abseits der Wege Gehen stellen hingegen für das Wild unberechenbares Verhalten dar [37, 128]. Welche Auswirkungen unkalkulierbares Besucherverhalten haben kann, zeigte sich beispielsweise beim Rotwild des NPE. Im Rahmen der Rotwild-Losungsuntersuchungen im Wiener NPDA wurden in Hinblick auf Besucher verursachten Stress allerdings keine Hinweise gefunden [38].

Dem Naturschutz wird, gemäß der IUCN-Richtlinien, gegenüber der Erholung- und Freizeitnutzung Vorrang eingeräumt ([Kap. 3.2](#)). Eine beunruhigungsbedingte Minderung der Habitatqualität [8] und beeinflusste Verhaltensweisen der Wildtiere würden dem internationalen Schutzziel damit ebenso zuwiderlaufen, wie ein möglicherweise einhergehender, konzentrierter Aufenthalt des Schalenwildes und einer damit verbundenen, stärkeren Einwirkung auf die lokale Vegetation [8, 110]. Für MEIßNER *ET AL.* [128] zählt dies „zu den (potenziell) gravierendsten Folgen der Erholungsnutzung für das Ökosystem“ [128: S. 31]. Eine „*landscape of management*“ wurde in Hinblick auf die Verbissintensität auch im NPBW identifiziert. REIMOSER, S. [18] empfahl abschließend zu ihren Untersuchungen über sichtbare und innerlich messbare Beunruhigung auch zwischen lokalen und regionalen sowie kurz- und langzeitigen Beunruhigungen zu unterscheiden und kumulative Effekte zu berücksichtigen [18]. Um unter den derzeit in den vorgestellten Schutzgebieten bestehenden Umständen großräumig ungestörte Abläufe natürlicher Prozesse zu ermöglichen, sollte sich die Planung von Wildruhegebieten aus den genannten Gründen nicht allein auf die wildregulierenden Maßnahmen oder kleinräumig aus

Artenschutzgründen eingerichteten Schutzzonen beschränken. Vielmehr sollten gleichfalls konsequent die insgesamt zur Unkalkulierbarkeit des Menschen beitragenden Aktivitäten berücksichtigt werden: jagdliche und durch Besucher verursachte Wirkungen, aber auch die darauf hinleitenden Folgen des eigenen Managements. Mit großen unzerschnittenen Ruheräumen könnte den unerwünschten direkten und indirekten Effekten entgegengewirkt werden.

Nach REIMOSER, F. *ET AL.* [65] ist für das Schalenwild weniger bedeutsam, wie viele Personen gleichzeitig erscheinen, sondern wo und in welcher Größe beruhigte Gebiete für sie verbleiben. In diesem Sinne ist das teils formulierte Ziel, das Wegenetz auf eine bestimmte Länge oder Dichte zu verringern ([Kap. 6.2.5](#)), so nicht ausreichend konkretisiert. Mit dem Ziel des NPKA, 90 % der Besucher auf 10 % der Fläche zu konzentrieren, entsteht zumindest ein großes, gering frequentiertes Gebiet. Allerdings kann die Wirkung der wenigen Besucher auch gerade durch dieses aus Sicht des Wildes ungewöhnliche Erscheinen zu einer zumindest kurzzeitig verstärkten Beunruhigung führen [65]. Insbesondere im Winter, in dem das Rotwild unter anderem seinen Stoffwechsel reduziert [260, 266], können sich diese Störungen auch negativ auf den Energieverbrauch auswirken [260].

In den Konzepten der Wegeplanung des NPE (Kap. 5.4, [„Wegeplanung und störungsarme Bereiche“](#)) und NPKE (Kap. 5.5, [„Wild & Besucher“](#)) wird hingegen der Raum zwischen den Wegen einschließlich der von ihnen ausgehenden Störung berücksichtigt. Ziel ist, möglichst große, unzerschnittene Ruheräume zu schaffen. Im NPKE baut dies auf gezielt im Schutzgebiet durchgeführte Untersuchungen auf, sodass vor der Ausweisung der Ruheräume die lokalen Bedingungen studiert und interdisziplinär mögliche Konsequenzen betrachtet werden. Als ein weiteres Beispiel sei der „Biosphärenpark Wienerwald“ genannt, in dem Konfliktpotenziale zwischen Wildtieren und Mountainbikern anhand räumlicher Verortung des Vorkommens Erster und der Nutzungswahrscheinlichkeiten Zweiter identifiziert wurden [267].

Zur Bedeutung von Offenflächen für das Wild und die Besucher

Insbesondere für wiederkäuende Wildarten vom intermediären und grasfressenden Ernährungstyp [268] können Offenflächen einerseits Nahrung bieten (und somit zur Entlastung der Verbissintensität im Wald beitragen) und andererseits natürliche Verhaltensweisen und Rhythmen fördern. Auch in Lebensräumen mit lichten, struktur- und nahrungsreichen Wäldern kann der offenen Landschaft eine große Bedeutung zur Nahrungsaufnahme zukommen [206]. So zeigte sich ebenso im kleinräumig-ressourcenreichen Wiener NPDA im Rahmen der Telemetrie-Studien [43], dass das Rotwild dennoch nachts die Donau-Wiesen aufsucht. Gerade im Offenland bestünden zudem optimale Voraussetzungen, den Besuchern das Wild erlebbar zu machen [105].

Im Allgemeinen wird die Attraktivität der Offenflächen allerdings nicht nur vom Sicherheitsbedürfnis des Wildes beeinflusst, sondern unter anderem von den vorkommenden

Pflanzenarten [206, 269]. Für das Rotwild stellen z. B. Süßgräser, wie Goldhafer (*Trisetum flavescens*) und Wiesenfuchsschwanz (*Alopecurus pratensis*) ganzjährig bevorzugte Nahrungspflanzen dar [269]. Der Faktor „Sicherheit“ könnte durch Ausweisung als jagdliche Ruhezone [182, 206, 270] und eine gebietsberuhigende Besucherlenkung erreicht werden. Im Fall des unbedingt notwendigen Erhalts einer Infrastruktur sollte zumindest auf die Vermeidung „im Rücken des Wildes“ [206] oder an den für das Wild attraktiven Wald-Offenland-Übergängen verlaufender Wege [18] beachtet werden. Zusätzlich wirken sich aus Sicht des Wildes strukturreiche Waldränder positiv aus [206, 271]. Die Qualität des Äsungsangebotes, wie sie konventionell beispielsweise durch Einbringen von Saatgut verbessert werden kann [206], wäre in den eingriffsfreien Prozessschutzflächen der NP konsequenterweise auszuschließen, und ebenso in den Managementzonen - je nach Maßnahme - nur bedingt zu rechtfertigen. Grundsätzlich förderlich, sowohl aus Sicht des Naturschutzes [272, 273] als auch in Hinblick auf die Äsungsattraktivität [105, 206, 269], kann sich das Mähen auswirken. In einigen der vorgestellten Schutzgebiete ist dies bereits vorgesehen. Jedoch auch brachliegende Wiesen werden vom Wild angenommen und können durch sie, bei intensiver Nutzung, noch länger in ihrem Wiesencharakter erhalten bleiben [206]. Allerdings zeigt sich bei der Vegetation des Offenlandes kein verallgemeinerbarer Schalenwild-Einfluss. Während etwa SIMON ET AL. [206] im „Wildschutzgebiet Kranichstein“ (Hessen) hinsichtlich der Artenzusammensetzung und des Bestandsbildes beachtlichen, naturschutzfachlich positiven Einfluss auf feuchte Pfeifengras-, Kohldistel- und Wassergreiskraut-Wiesen feststellten, zeigten sich hingegen auf trockeneren bis wechsellückigen Standorten der Pfeifengras- und mageren Glatthafer-Wiesen wesentlich geringere Auswirkungen [206]. Im NÖ-NPDA wird in der laufenden Pilotstudie zur Sichtbarkeit des Wildes für Besucher bereits der Zusammenhang der Wiesen-Nutzung durch das Rotwild und die ein- und zweimaligen Wiesenmahd bzw. die Auffassung von Wiesen berücksichtigt [274]. Aus wildökologischer Sicht wäre allgemein ratsam, besonders die Nutzung der „Wildwiesen“ und ggf. mögliche Verbesserungsmaßnahmen in Bereichen bereits als Einstände bekannter Gebiete zu prüfen. Letzteres vor allem, da sich besonders beim Rotwild eine tradierte Raumnutzung nicht unbedingt durch die Einrichtung von Ruhegebieten ändern muss [182, 270]. Eine Neuverteilung über größere Distanzen könnte dennoch durch vorübergehende Verlagerung der Jagddrucks in tradierte Nahbereiche und gleichzeitigem Verzicht im Raum der neu eingerichteten Ruhezone eingeleitet werden. MENZEL [275] macht dies mit einem erfolgreichen Praxisfall bis zum Setzen der zweiten Generation deutlich. Eine veränderte Raumnutzung des Rotwilds infolge eines räumlich veränderten Jagddrucks wurde überdies bereits im NPDA vermutet. Möglicherweise wäre in dieser Hinsicht genauso die beunruhigende Wirkung von Besuchern zur Lenkung des Wildes nutzbar. Die ursprüngliche Bedeutung der Teillebensräume des Rotwilds, wie Feist- und Brunftgebiete, ging im NPE mittlerweile zumindest grundsätzlich in eine weniger deutliche Raumnutzung über (MAUERHOF, pers. Mitt.). Andererseits muss bedacht werden, dass als Anpassung auf menschliche Beunruhigung lediglich eine kleinräumigere Raumnutzung des

Wildes folgen kann, wie es im Wiener NPDA der Fall sein könnte. Anderenorts wurde reversibles (Ab-)Wandern von Individuen und Familienverbänden in die traditionellen Bestände festgestellt, was mit Schwankungen um eine gewisse Bestandsgröße in Verbindung gebracht wurde [270].

Es muss aber nochmals verdeutlicht werden, dass nicht immer mit Ausweisung eines Wildruhegebietes und lokal vergleichsweise geringer Besucher-Frequentierung zugleich die Sichtbarkeit des Wildes für Besucher folgen muss. So berichtete auch DACHS (pers. Mitt.), dass nach mehrjähriger Jagdruhe im Wildruhegebiet des NPKA eine Vertrautheit des Rotwilds bislang nur in einem Gebiet besteht und abseits nicht weiter zunahm. GROßMANN (pers. Mitt.) nannte für den NPH die Kleinflächigkeit des Schutzgebietes und seiner jagdlichen Ruhezone sowie die damit verbundenen, weiterhin von außen einwirkenden Einflüsse als Ursache. So zeigten auch die Wapitis eines kanadischen, regulierungsfreien NP laut CIUTI *ET AL.* [238] keine Anzeichen einer Habituation, was diese Autoren auf ihre Bejagung außerhalb des Schutzgebietes zurückführten [238]. Indessen wird außerhalb des SNP während weniger Wochen das saisonal wandernde Rotwild bejagt; innerhalb des SNP ist es dennoch tagsüber auf den Freiflächen äsend für Besucher zu sehen. Während der Brunft zieht dies täglich über 1.000 Interessierte an [276]. Grundsätzlich sind die Umstände, die in manchen Gebieten eine gute Beobachtbarkeit ermöglichen, in anderen jedoch dennoch nicht, noch ungeklärt. Forscher aus unterschiedlichen Gebieten Mitteleuropas (unter anderem dem NPBW und dem SNP) gehen dem derzeit nach [277]. Auch der Faktor „Habitatstruktur“ wird dabei untersucht.

Andererseits gehen auch die Meinungen über den jagdlichen Einbezug von Flächen mit gegebener und weiterhin gewünschter Tagvertrautheit (speziell des Rotwildes) auseinander. Während manche konsequent keine (SNP, NPKA, [105, 182, 217, 270, 278]) oder nur in Ausnahmefällen (NPE, [206]) durchführen bzw. fordern, beziehen andere diese Flächen planmäßig beispielsweise einmal jährlich in eine Bewegungsjagd mit Hunden oder Treibern ein. Laut EBERT [270] seien dabei die Auswirkungen, im Gegensatz zu einem einzelnen Schuss, harmlos, denn bereits am Abend stünde das Wild wieder auf der gewohnten Wiese [270]. Dies deckt sich mit der bereits beschriebenen Wirkung von Bewegungsjagden (siehe Kap. 6.2.3, [„störungsarme, effektive Regulierung“](#)).

Bislang stand hinsichtlich der Besucher vor allem ihre Störwirkung im Vordergrund. Dabei gilt es - abgesehen von den Kriterien der IUCN - gleichfalls aus wildökologischer Sicht den positiven Effekt von Besuchern einzuschließen. Einerseits, wie bereits erläutert, aufgrund einer gewissermaßen für das Wild notwendigen „Lern-Kulisse“. Andererseits können Besucher durch das Erleben zu den Bedürfnissen des Wildes sensibilisiert werden. Anschaulich unterstreicht hierzu die trugschlüssige Meinung mancher Besucher des Wiener NPDA, Wildtiere nicht gestört zu haben, da sie keine sehen konnten [54]. Dies könnte zu der Annahme führen, dass keine Wildtiere vorkommen, wodurch das bisherige Besucherverhalten beibehalten wird [279]. Ohne das Wissen über die Wirkung ihres Handelns können sie jedoch kein Schuld- oder

Verantwortungsbewusstsein entwickeln [280], weshalb Aufklärung von spezieller Wichtigkeit ist [111, 279, 280]. Eine besondere Möglichkeit ergibt sich hierzu im NPE an der Rotwildempore. Nicht nur im NPKA, NPKE und NPE wurden gezielt Beobachtungseinrichtungen gebaut [182, vgl. 270, 278]. Gemein ist überwiegend, dass durch zusätzliche Bepflanzung oder Sichtblenden gezielt verhindert werden soll, dass Besucher vom Wild gesehen werden. Beispielsweise stellte REIMOSER, S. [18] diesbezüglich fest, dass sowohl Rot- als auch Rehwild - abgesehen vom akustischen Reiz eines Schusses - besonders auf *optische* Störungen reagieren. Vergleichsweise gering wirkten sich hingegen beim Rotwild Menschen zu Pferd aus, was die Autorin ebenso auf die Auflösung der menschlichen Silhouette zurückführte [18]. Ein weiterer positiver Effekt von Beobachtungseinrichtungen könnte sich wohl zudem aus der gleichzeitig Besucher lenkenden Funktion und ihrer hinleitenden Strukturen ergeben. Soweit personell möglich, wäre eine persönliche Aufklärungsarbeit vor Ort sicherlich einer Tafel vorzuziehen, um den Besuchern die Bedürfnisse des Wildes näher zu bringen und mögliche Einschränkungen ihrerseits zu erklären. SCHRÖDER [182] meint zum Thema „Verbote“ treffend, dass es nicht diese, sondern die neue Möglichkeit, Rotwild beobachten zu können, zu vermitteln gilt [182]. Als eine störungsfreie Beobachtungsmethode schlugen REIMOSER *ET AL.* [65] für den NPKA zudem vor, an bekannten Konzentrationspunkten der Wildtiere Videokameras zu installieren und in Besucherzentren oder auch über das Internet einsehbar zu machen [65].

Zur großflächigen Zurücknahme des Wildmanagements und weiteren Entwicklungen

Nach den Vorgaben von EUROPARC & IUCN [20] für europäische Schutzgebiete der Kategorie II ist ausdrücklich die Einstellung der Jagd als eine Form der Landnutzung vorgesehen. Zur Sicherung der vorrangigen Managementziele besteht aber in Einzelfällen „die Pflicht (...) Maßnahmen zu ergreifen“ [20: S. 24]. So räumt ebenso das Schalenwild-Management-Leitbild der österreichischen NP [13] in speziellen Fällen vorübergehend Eingriffe innerhalb der Wildruhegebiete ein ([Kap. 3.2.1](#)).

Aus aktueller Sicht ist die Wildbestandsregulierung in den vergleichsweise jungen NP auf 75 % der Fläche - außer im NPBW - nicht als „Einzelfall“, sondern als „fester Bestandteil“ zu bezeichnen (siehe auch [Kap. 6.2.3](#) und [6.2.4](#)). Als kleinräumige Einzelfall-Lösung ist das aktuelle Konzept des NPKA zu sehen, dessen offene Rotwild-Winterfütterungen nach GÜNTHER & HEURICHS [134] Bewertungsschema jedoch für die daran gebundenen Individuen noch immer ein mesohemerobes Management [134] erzeugen. Insgesamt großräumiger wird voraussichtlich die temporäre Ruhezone des NPKE. Hinsichtlich des Gesamtkonzeptes würde dies wohl im Bereich eines oligohemeroben Managements [134] liegen. Insgesamt zeigt sich mit Blick auf die 75 %-Regel, dass die großräumige Einstellung der Wildbestandsregulierung bislang mit dem Grad der Naturnähe des übrigen Wildmanagements konkurriert.

Eine konsequente, deckungsgleiche Einstellung der Wildbestandsregulierung auf den Prozessschutzflächen kann weitere Herausforderungen für das Wildmanagement mit sich

bringen: Davon ausgehend, dass die Jagdstrecken, wie sie zuletzt in den NP erreicht bzw. geplant wurden, auf 25 % der Fläche beibehalten werden sollen, ist dazu wohl ein erhöhter Aufwand nötig. Infolge dessen kann, wie DACHS (pers. Mitt.) anmerkte, ein unnatürlich hoher Jagddruck entstehen. Dies wiederum könnte langfristig eine Wildverteilung verursachen, die den primären Zielen des Nationalparks entgegenstehen. Langfristig kann es außerdem besonders bei den sehr lernfähigen Wildarten zu entsprechenden Verhaltensanpassungen kommen, weshalb Bejagungsstrategien regelmäßig überprüft und variiert werden sollten [226].

Die Mehrzahl der vorgestellten NP ist zu einem Großteil bewaldet und ihre dauerhaften Managementzonen umfassen oftmals offenzuhaltende Flächen. Würde die Wildbestandsregulierung auf die Managementzone mit ihren Offenflächen begrenzt, kann (wie FALTEJSEK (pers. Mitt.) für den Wiener NPDA erwähnte) durch die folgende räumliche Meidung die Wildeinwirkung *im Wald* zunehmen. Die Wildbestandsregulierung an solchen Plätzen ist deshalb nicht unproblematisch, sondern durchaus kritisch zu hinterfragen [271]. Damit könnte letztendlich, neben der erschwerten Möglichkeit der Wild-Beobachtung, dem oftmals bestehenden Ziel, den natürlichen oder naturnahen Wald zu schützen, aber auch den natürlichen Verhaltensweisen des Wildes, entgegengewirkt werden (siehe Kap. 6.2.6, [„Zur Bedeutung von Offenflächen für das Wild und die Besucher“](#)). Wie an anderer Stelle wird deshalb erneut auf die Vorab-Prüfung möglicher Konsequenzen, die mit der Ruhezone-Ausweisung hinsichtlich der Wildeinwirkung auf die Vegetation einhergehen können, auf das Konzept des NPKE verwiesen. Des Weiteren beschränken sich die Managementflächen zum Teil nicht auf den Randbereich des Schutzgebietes, sondern liegen beispielsweise im NPDA und NPKE fragmentiert inmitten der Schutzgebiete.

Es lässt sich zudem hinterfragen, wie natürlich oder naturnah eine dauerhafte, räumlich starre Beschränkung auf eine anhand anthropogener Ziele definierten Fläche in einem eigentlich gewollt dynamischen Ökosystem sein kann, insbesondere wenn sie im Sinne der *landscape of fear* auf einem abrupten Übergang von Bereichen mit sehr hohem (Managementzone) zu keinem (Naturzone) Prädationsrisikos beruht (siehe Kap. 6.2.6., [„Menschliche Beunruhigung – Grundlagen, Konflikte und Chancen“](#)).

BAUER [129] wirft die grundlegende Frage auf, ob der Prozessschutz überhaupt für mobiles „Rotwild & Co.“ gelten kann oder nicht sogar illusorisch ist, zumindest ohne ausreichendes Vorkommen von Prädatoren, wie Luchsen und Wölfen. Vor allem wenn der Schutzzweck, einen möglichst naturnahen Wald zu erhalten, durch hohe Wilddichten stark beeinflusst oder bedroht ist und zum anderen Einflüsse von außen (Landnutzung sowie Jagd bzw. Hege) diese Wilddichte im NP mit oder zwangsläufig wesentlich bestimmen können [129]. Auch GÜNTHER & HEURICH [88] bezogen in ihre Hemerobie-Bewertung des Rothirsch-Managements in Schutzgebieten das Vorhandensein natürlicher Beutegreifer, mit Verweis auf die „*Green World Hypothesis*“, der nach Prädatoren limitierend auf die Schalenwilddichte einwirken können, mit ein. Ebenso sieht auch

DACHS [281] in natürlichen Beutegreifern, bei ausreichend dichtem Vorkommen, eine Schlüsselrolle. Allerdings kommt HEURICH [263] in seinem jüngsten Review zur Großprädatoren- bzw. der Luchs- und Wolf-Forschung unter anderem zu dem Schluss, dass sie zwar das Potenzial besitzen, Einfluss auf das Schalenwild zu nehmen, sich für Mitteleuropa jedoch nicht ohne weiteres Voraussagen machen lassen. Sowohl DACHS [281] als auch HEURICH [263] führen auch die Wirkung der Carnivoren in Abhängigkeit der Lebensraum-Produktivität an. So ist fraglich, ob sie in produktiven Lebensräumen bzw. Landschaften überhaupt großen Einfluss auf die Höhe der Wildbestände nehmen können [282]. Wiederum kann sich jedoch die Kombination verschiedener Prädatoren-Arten anders auswirken [283].

In den wenigen NP, in denen bereits wieder Luchse vorkommen (NPKA, NPBW), scheint sich ihr Einfluss bislang in Grenzen zu halten. Lediglich im NPBW konnte die Rehwild-Regulierung eingestellt werden. Ob allerdings der zuvor zurückgegangene Leittriebverbiss auf die Etablierung der Luchse oder auf die Folgen der etwa zeitgleichen Borkenkäfer-Massenvermehrung zurückzuführen ist, lässt sich retropektiv nicht klären [263].

Zudem müssen weiterhin die Wechselwirkungen mit menschlichen Aktivitäten innerhalb des Schutzgebietes berücksichtigt werden, die sowohl auf das Verhalten Schalenwilds (siehe Kap. 6.2.6., [„Menschliche Beunruhigung – Grundlagen, Konflikte und Chancen“](#)) als auch der Prädatoren [284–286] einwirken können.

Der großräumigen Abstimmung von Maßnahmen kommt in mehrerer Hinsicht eine wichtige Bedeutung zu – nicht zuletzt auch in Hinblick auf die langfristige Zurücknahme der Wildbestandsregulierung innerhalb der NP, sondern ebenso hinsichtlich der Vermeidung von Schäden im Umland, welche einer der wichtigsten Gründe für die Schalenwild-Regulierung innerhalb der NP darstellt; so aktuell insbesondere im NPH und NPBW. Die Abstimmung mit Betroffenen wird in allen vorgestellten NP angestrebt. Im NPDA und NPUO ist dies jagdlich in Hegegemeinschaften organisiert. Mit Berücksichtigung von Naturschutz, Jagd- und Wirtschaftsrainern findet dies insbesondere im NPKA, NPE und NPKE statt. Gleichzeitig wurde dabei jedoch deutlich, dass dies nicht ohne Kompromisse einhergeht. Auch wenn der tatsächliche Abstimmungsumfang im Rahmen dieser Masterarbeit nicht konkret beurteilt werden kann, so scheint es bislang jedoch nirgends zufriedenstellend gelungen zu sein, gemeinschaftlich (dauerhafte) Lösungen zu finden. Angesichts abweichender Interessen der betroffenen Akteure wird dies wohl weiterhin eine Herausforderung darstellen. Aus den Erfahrungen des NPBW wird dennoch deutlich, wie wichtig neben dem Einbezug der Jagdanrainer ebenso jener der Landbesitzer ist. Dies sollte außerdem rechtzeitig geschehen, bevor historisch gewachsene Konflikte entstehen [146].

Doch in Hinblick auf die natürlicherweise großräumig lebenden Wildarten, wie das Rotwild [65], und den genetischen Austausch zwischen den Populationen [32] kann das Interesse weiterhin nur darin liegen, die NP nicht als Inseln zu betrachten. In diesem Zusammenhang kann die

Wirkung und der ökologische Sinn von Randstreifen-Regelungen hinterfragt werden, wenn andererseits sogleich der Verbund mit anderen Habitaten angestrebt wird.

Die österreichischen NP führen in ihrem Leitbild unter den konkreten Grundsätzen sogar an, nicht nur auf notwendige (Regulierungs-)Maßnahmen innerhalb der Wildruhegebiete verzichten zu wollen, sondern dass diese außerhalb der NP erfolgen könnten. Im Rahmen der Planung des Regulierungskonzepts des Salzburger Teilgebietes des „Nationalparks Hohe Tauern“ (S-NPHT) wurde die Raumnutzung des Rotwilds innerhalb zweier Jagdreviere untersucht, welche vom S-NPHT gepachtet wurden [287] und sowohl große Anteile des Schutzgebietes als auch kleinere im Umland umfassten. Aufgrund der saisonalen Migration zwischen den regulierungsfrei zu haltenden Habitaten im Sommer (Offenflächen über der Baumgrenze) und im Winter (Fütterungen im Tal) verbleiben nur kurze Zeiträume, in denen der Bestand reguliert werden kann [287, 288]. Durch Ableitung von räumlich-zeitlich abgestimmten Maßnahmen gelang es indessen sogar, einen hohen Anteil der Abschüsse außerhalb des S-NPHT zu organisieren [288]. Auch im SNP wird die saisonale Abwanderung des Rotwilds genutzt [180, 276]. Die Besonderheit dieser beiden alpinen Schutzgebiete liegt jedoch darin, dass sich aufgrund der Wanderungen zahlreicher Individuen überhaupt erst die Möglichkeit dazu bietet, den Bestand außerhalb zu regulieren. Speziell im S-NPHT können die Abschüsse durch die Pacht zudem durch den NP selbst durchgeführt werden, wodurch die aufgrund unterschiedlicher jagdlicher Interessen des Umlands entstehenden Konflikte, welche WERGER (pers. Mitt.) ansprach, vermieden werden. Dagegen besteht in beiden Schutzgebieten, ebenso wie im NPKA, nicht die Problematik der durch Wildschweine verursachten Schäden im Umland, da diese gar nicht vorkommen [178, 287]. So hielten sich die meisten Rotten während einer Telemetrie-Studie in Mecklenburg-Vorpommern mit Beginn der Raps- und Getreideblüte bis zur Ernte bzw. der Säuge- und Ernährungszeit überwiegend in der Feldflur auf [226]. Insbesondere zur Vermeidung von Wildschäden scheint es allerdings angebracht, die Bestände dort zu regulieren, wo sie Schäden verursachen. Illusorisch erscheint dabei allerdings bislang der Gedanke, im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit und Akzeptanz des Schutzgebietes nicht nur eine Beteiligung der Jagdanrainer auf den NP-Flächen in Erwägung zu ziehen, sondern umgekehrt die Jagdanrainer außerhalb der Schutzgebiete jagdlich zu unterstützen.

Auch in Hinblick auf die Freizeitnutzung konnten oftmals regionale Bemühungen festgestellt werden. Allerdings konnte keine vergleichbare Problematik, wie sie insbesondere im Wiener Teilgebiet des NPDA besteht, identifiziert werden. Es liegt jedoch nahe, die bereits von ARNBERGER *ET AL.* [48] erarbeiteten Lösungsszenarien, das heißt aus wildökologischer Sicht eine flächige Ausgestaltung des Lobau-Vorlandes und eine weitere Gewässeranbindung, mit der eine eingeschränkte Nutzung des Wegesystems für Besucher einherginge, anzustreben. In allen ausführlicher vorgestellten NP ist die Mitnahme angeleinter Hunde (außer auf der Rotwild-Empore des NPE) gestattet. Im SNP [289] und dem bei Hamburg gelegenen „Naturschutzgebiet

Duvenstedter Brook“ mit ebenfalls für Besucher beobachtbarem Schalenwild [181] ist dies hingegen gänzlich verboten.

Im Zusammenhang regionaler Planungen und Akteure betont BURGHARDT [280] auch die lokale Identität zu stärken, bei der besten Falls von „,unseren‘ Zielen, ,unserer‘ Raumschaft und ,unseren‘ Hirschen“ [280: S. 193] gesprochen wird.

Aus wildökologischer Sicht sollte aufgrund des bisher Ausgeführten grundsätzlich weiterhin im Vordergrund stehen, die diversen anthropogenen Einflüsse innerhalb der Nationalparks zurückzunehmen. Dies gilt es, durch ein umfangreiches, aufeinander abgestimmtes Management zu erreichen. Die notwendigen Eingriffe sollten in ihrem Umfang möglichst genau geplant und innerhalb möglichst kurzer Zeit durchgeführt werden. Wenn empirische Untersuchungen zeigen, dass die Umsetzung dessen durch räumliche flexible Maßnahmen begünstigt und die Störwirkung der Eingriffe auf das natürliche Verhalten des Wildes gegenüber anderer Methoden vorteilhaft ist, dann sollten diese Managementstrategien gegeneinander abgewogen werden.

7. Empfehlungen für den NPDA im Überblick

Der NPDA verfügt bereits über ein vergleichsweise umfangreiches Wildmanagement-Konzept, insbesondere hinsichtlich der Erhebung und Bewertung der Wildeinwirkung auf die Waldvegetation. Im Rahmen des Nationalparkvergleichs wurde außerdem deutlich, dass die überzeugendsten Konzepte auf wissenschaftlichen Untersuchungen innerhalb der jeweiligen Schutzgebiete basieren. Zur Optimierung des Wildmanagements im NPDA wird deshalb nahegelegt, die lokalen Gegebenheiten ganzheitlich hinsichtlich möglicher anthropogener und ökologischer Wechselbeziehungen, einschließlich der durch das Schutzgebietsmanagement eigens verursachten Faktoren, zu ermitteln, zu überprüfen und Maßnahmen abzuleiten. Dies schafft nicht nur eine adaptive Optimierung des Managements, sondern ermöglicht ferner eine fundierte Argumentationsbasis, die eine sachliche Kommunikation nach außen (Öffentlichkeitsarbeit) erlaubt und möglicherweise im Rahmen der Planung künftiger Verordnungen über den jagdlichen Managementplan des Wiener Teilgebietes behilflich sein könnte. Mit der Untersuchung weitreichender Auswirkungen des Wildes auf das Ökosystem könnte der NPDA darüber hinaus eine Vorreiterrolle unter den NP einnehmen.

Monitoring und –Studien

Bislang etablierten sich in den vorgestellten Schutzgebieten überwiegend noch keine Erhebungsmethoden, um den Wildbestand möglichst genau zu erfassen. Dass dies aber empfehlenswert ist, wurde erläutert. Es werden deshalb im Folgenden weitere Verfahren aufgezeigt, die für den NPDA hilfreich sein könnten. An dieser Stelle sei nochmals auf die Wichtigkeit hingewiesen, Methoden zu verifizieren. Ähnlich des NPJ und des NP „Hochwald-Hunsrück“ könnten verschiedene Methoden erprobt werden, um langfristig zwei möglichst genaue Verfahren parallel anzuwenden (Kap. 6.2.1, [„Wildbestandsmonitoring“](#)).

Festzuhalten ist zudem, dass zwischen der Wildbestandshöhe und ihrem Einfluss auf die Vegetation kein direkter Zusammenhang bestehen muss und weiteren Umwelteinflüssen, insbesondere der jagdlichen und touristischen Beunruhigung, eine wesentliche Bedeutung zukommen kann. Diesen Wechselwirkungen, aber auch der weitreichenden Funktion des Wildes im Ökosystem, sollte künftig verstärkt Aufmerksamkeit geschenkt werden (Kap. 6.2.1, [„Vegetationsmonitoring – Einfluss des Wildes auf die Vegetation“](#)).

- **Frischkot-Genotypisierung**

Laut der Forstverwaltung des Wildforschungsgebiets Pfälzerwald können mithilfe der Frischkot-Genotypisierung die derzeit präzisesten Bestandsschätzungen vorgenommen werden (+/- 17 % beim Rotwild [290], +/- 19 % beim Rehwild [291]). Wie bereits in [Kap. 6.2.1](#) erwähnt, eignet sich diese Methode ebenfalls für Schwarzwild. Die für die letztere Wildart aufgewendeten Kosten beliefen sich während beider Beprobungsjahre mit 70 € Laborkosten je Probe auf insgesamt

9.700 € für das 2.500 ha große Untersuchungsgebiet [186]. Da einerseits eine Erhöhung des Stichproben-Umfangs, wie etwa durch mehr Transekte oder Einbezug erlegter Tiere, empfohlen wurde, und andererseits im NPDA von höheren Schwarzwilddichten als im besagten Untersuchungsgebiet (keine näheren Landwirtschaftsflächen, geringe Strecken im Untersuchungszeitraum [186]) auszugehen ist, wären bei gleicher Flächengröße sicherlich höhere Kosten zu erwarten. Mithilfe dieses genauen Erhebungsverfahrens können allerdings bereits durch eine einmalige Studie andere (zeitnahe durchgeführte) Methoden validiert und ggf. Korrekturwerte zur Kalibrierung ermittelt werden, wie dies im Hunsrück für die Rotwild-Scheinwerferzählung gehandhabt wurde [292].

Die Losungsproben könnten zusätzlich Aufschluss über das Nahrungsspektrum, das Potenzial zur Samenverbreitung oder über den Cortisol-Metaboliten-Gehalt geben. Durch gleichzeitige Kartierung der Losungsfunde ließe sich zudem sicherlich auch die Wildverteilung erfassen.

- Wildverteilung anhand Losungskartierung

Alternativ zur vom Schneefall abhängigen Fährtenkartierung könnte erprobt werden, die Wildverteilung mithilfe einer Losungskartierung durchzuführen. Vergleichende Untersuchungen [192] im Pfälzerwald ergaben, dass sich gegenüber gleichmäßig anhand eines Rasters verteilter Transekte besser zügig begangene, lange Linientransekte eignen. Neben einer weit höheren zurückgelegten Strecke konnten entsprechend mehr Losungsfunde verzeichnet werden, sodass gleichermaßen effizient in weniger frequentierten Bereichen Nachweise möglich waren [192]. Besonders in den Donau-Auen müsste allerdings der Einfluss von Hochwasser-Ereignissen sowie feuchtigkeitsbedingt unterschiedlich schnell ablaufende Zersetzungsprozesse auf die Fundwahrscheinlichkeit berücksichtigt werden. Dem könnte durch zeitliche Anpassungen der Erhebungen oder ebenso durch vorherige Bereinigung der Transekte begegnet werden [192, 293]. Rückschlüsse auf die (Mindest-)Populationsgrößen durch Zählung der Losung werden zwar zum Teil gezogen, jedoch setzt dies voraus, dass die von diversen Faktoren, wie etwa die aufgenommene Nahrung, abhängigen Defäkationsraten bekannt sind [293]. Im NPJ ergab die Zählungsmethode über mehrere Jahre hinweg widersprüchliche Ergebnisse [188].

- Telemetrie

Wie insbesondere im NPKE und NPBW bereits umgesetzt, können Ergebnisse aus Telemetrie-Studien umfangreich ausgewertet werden; nicht nur hinsichtlich der Größe und Lage von Streifgebieten, sondern ebenfalls hinsichtlich der Reaktionen auf Störungen durch Besucher und wildbestandsregulierenden Tätigkeiten. Um aussagekräftige Daten zu erhalten, wäre weiterhin die Besenderung von Rotwild (und sofern von Interesse anderer Wildarten) empfehlenswert, um die Stichprobengröße und damit die Aussagekraft der Daten zu erhöhen. Des Weiteren würde sich, wie im NPKE angewandt, ferner die Möglichkeit zur jagdlichen Optimierung bieten, indem Rückschlüsse aus dem Verhalten der besenderten Tiere gezogen und entsprechende

Optimierungen vorgenommen werden. Im Rahmen der im NPDA voraussichtlich wiederholt stattfindenden IR-Überfliegung könnten außerdem anhand der Standorte der besenderten Individuen während der Überfliegung Erkenntnisse über die Erfassung gewonnen werden, wie es zunächst im Pilotprojekt im NPBW angedacht war [42]. Des Weiteren könnten die Telemetrie-daten als Grundlagen für die Modellierung künftiger Planungsszenarien dienen, wie ebenfalls im NPBW bereits angewandt.

- Kamera-Monitoring (Fang-Markierung-Wiederfang – Methode)

Da im Gebiet der ÖBf bereits Zeitraffer-Kameras installiert wurden, würde sich anbieten diese für den Einsatz einer Wildbestandserhebung mit der Fang-Markierung-Wiederfang – Methode (z. B. mithilfe von Ohrmarken) zu testen. Abhängig von der bereits erfolgten räumlichen Kamera-Verteilung könnte eventuell eine systematische Ergänzung notwendig sein, um eine räumlich gleichmäßige Erfassung zu ermöglichen. Frisch abgelegte Rotwildkälber und Rehkitze könnten innerhalb ihrer ersten Lebensstage markiert werden, wobei das noch unterdrückte Fluchtverhalten ausgenutzt würde [294]. Aufgrund der vergleichsweise kleinräumigen Streifgebiete des Rehwilds bedürfte es allerdings insgesamt einer wesentlich höheren Fotofallen-Dichte als beim Rotwild. Die Markierung von Wildschweinen mithilfe von Ohrmarken zur Bestandsschätzung ist grundsätzlich ebenfalls möglich, erfordert jedoch Fallenfänge [295]. Neben der Bestandsschätzung könnte dieses Kamera-Monitoring interessante Rückschlüsse über die Raumnutzung und Mortalität des markierten Wildes zulassen. Die Einbindung der Jagd-Anrainer während der Sucharbeiten (Detektion mittels Wärmebild-Kamera oder personell aufwendigerer Suchtrupps) und der Markierung [188] wären denkbar. Eventuell könnten auch Meldungen von Sichtungen des markierten Wildes genutzt werden.

Eine andere Methode, die ohne eine Markierung des Wildes auskommt, wurde zwar bereits entwickelt, allerdings setzt diese voraus, dass durchschnittliche Gruppengrößen und Tagesstreifgebiete bekannt sind [296].

Ein anderes Auswertungsverfahren zur Ermittlung eines Mindestbestands männlichen Rot- und Muffelwilds setzt bei einer individuellen Erkennung anhand von Geweih- bzw. Gehörn-Merkmalen an. Die Unterscheidung von Muffelwiddern war zwar nicht immer eindeutig möglich, doch mithilfe von Fotofallen wurden trotzdem deutlich mehr Mufflons erfasst, als durch menschliche Sichtungen [188]. Eventuell könnte dies im Wiener NPDA helfen die Bestandsgröße besser abzuschätzen. Eine individuelle Erkennung von Rehböcken wurde im Wildforschungsgebiet des Pfälzerwaldes ebenfalls bereits erprobt. Allerdings erforderte sie eine hohe Dichte an Fotofallen (1 Kamera pro 14 ha). Unter einer angenommenen, gleich hohen Erfassungswahrscheinlichkeit der Rehe, die nicht individuell erkannt werden konnten, wurde ihr Bestand anschließend relativ zu dem der Böcke hochgerechnet. Die Validierung mithilfe der Frischkot-Genotypisierung bestätigte die Aussagekraft des Rehwild-Fotofallen-Monitorings [297].

- Wildeinfluss-Monitoring

Mit dem Vergleichsflächenverfahren kommt im NPDA bereits eine Methode zur Anwendung, mithilfe derer der Schalenwild-Einfluss auf die Entwicklung der Waldvegetation objektiv beurteilt werden kann. Das Ergebnis der Datenanalyse wesentlich bestimmend sind die vorab nach anthropogenen Gesichtspunkten definierten Mindest-SOLL-Werte und Toleranzgrenzen. Bei der Interpretation und anschließenden Entscheidung über das weitere Wildmanagement sollte künftig, neben den eingangs erwähnten Aspekten, außerdem die natürliche Dynamik von Wald- und Wild-Beständen bzw. von Ökosystemen und Störereignissen - besonders in Auen - sowie die weitreichende Funktion des Schalenwilds bedacht werden. Das Überschreiten der einzelnen Grenzwerte sollte außerdem den potenziellen Auswirkungen möglicher Eingriffe in die Wildbestände gegenübergestellt und entsprechend gegen sie abgewogen werden. Nicht unerwähnt soll bleiben, dass ebenso über eine Revision der Regelungen des Vergleichsflächenverfahrens diskutiert werden könnte.

Um künftige Waldentwicklungen unter verschiedenen Szenarien voraussagen, wurde im NPE und NPBW auf Modelle zurückgegriffen. Dies könnte für den NPDA eine weitere Entscheidungsgrundlage bieten.

- Wildökologische Auswertung der Naturrauminventur

Erstrebenswert wäre es, die weiteren im Rahmen der „Auswertung der wildökologischen Erhebungsparameter“ [36] bislang nicht berücksichtigten, aber wildökologisch bedeutungsvollen Kriterien entsprechend in die Gesamtbewertung einfließen zu lassen. Das betrifft nach REIMOSER & REIMOSER [36] beispielsweise die „Umgebung/Habitatrequisiten“, wie Kirtungen und Äsungsflächen (wie Mähwiesen), sowie die jagdliche und nicht jagdliche Beunruhigung.

- Wiesen

Innerhalb des Pilotprojekts zur Sichtbarkeit des Wildes wird zugleich das Management der Wiesen in Form ein- oder zweimaliger Mahd im Jahr und aufgelassene Wiesen berücksichtigt. Interessant wäre ferner die Sichtbarkeit des Wildes im Zusammenhang mit dem Wiesentyp zu untersuchen sowie den Einfluss des Wildes auf ihre Vegetation (z. B. mithilfe gezäunter und ungezäunter Flächenpaaren oder im Vergleich zur personellen Mahd [206]) vor dem Hintergrund naturschutzfachlicher, das heißt sowohl botanischer als auch zoologischer, Auswirkungen.

Außerdem wäre die Verknüpfung weiterer möglicher Faktoren auf die Sichtbarkeit über den Einfluss von Jagddruck und Mahd-Häufigkeit hinaus sinnvoll. Denkbar wäre, dieses Projekt im Zusammenhang mit den Ergebnissen der wildökologischen Auswertung der Naturrauminventur zu betrachten. Der Aufenthalt von Personen auf den Wiesen wird ebenfalls bereits registriert (SANDFORT, pers. Mitt.). Möglich wäre, wie im NPKE durchgeführt, die anthropogene Störwirkung gezielt und langfristig hinsichtlich möglicher Veränderungen, wie Gewöhnungseffekte, zu untersuchen.

- Wildschäden im Umland

Bisher werden die im Umland der vorgestellten Schutzgebiete entstandenen Wildschäden nicht systematisch erhoben. Bei Bedarf könnte dies jedoch die Basis eines sachlich geführten Konfliktmanagements darstellen, mit dem der NPDA ebenfalls eine Vorbildfunktion für andere Schutzgebiete einnehmen könnte. Denkbar wäre, die Erhebungen gemeinsam in den Hegegemeinschaften unter Einbezug der betroffenen Anrainer zu organisieren.

Wildbestandsregulierung und Wildruhegebiete

Unter jenen NP, die bereits großräumige Wildruhegebiete aufweisen, konnte gegenwärtig entweder eine (noch) bestehende Diskrepanz in Hinblick auf die Naturnähe des weiteren Wildmanagements, der Deckungsgleichheit mit der „Naturzone“ und / oder dem konsequenten, großräumigen Ausschluss der Wildbestandsregulierung aufgezeigt werden. Bewusst flexibel ausgewiesene Wildruhegebiete konnten zudem im NPKA und NPKE gefunden werden. Den zuvor genannten Punkten vollständig gerecht zu werden, wird voraussichtlich auch künftig Herausforderungen und ein umfangreiches Abwägen der einzelnen Zielsetzungen - hinsichtlich ihrer Erreichbarkeit und Konformität mit internationalen und nationalen Richtlinien - mit sich bringen (Kap. 6.2.6., [„Zur großflächigen Zurücknahme des Wildmanagements und weiteren Entwicklungen“](#)).

Über die jagdlichen Wildruhegebiete hinaus sollten aus wildökologischer Sicht auch unbedingt die im Rahmen der Freizeitaktivitäten tatsächlich verbleibenden, beruhigten Räume (siehe [„Ruheräume“](#)) berücksichtigt werden.

Ferner sollte die Abschussplanung, welche im NPDA bereits auf den Ergebnissen des Monitorings über den durchschnittlichen Wildabgang sowie der Wildbestandsentwicklung und Wildeinwirkung auf die Vegetation basiert, im Rahmen letzterer gleichermaßen den Einfluss weiterer Parameter, vor allem der Beunruhigung, berücksichtigen.

Es konnten zudem verschiedene, zeitlich und räumlich sowie teils nach Wildarten unterschiedene Regulierungskonzepte vorgestellt werden.

Im NPE werden neben Bewegungsjagden mit und ohne Hunden bzw. Treibern auch erfolgreich Gemeinschaftsansätze durchgeführt. Bislang ist diese Methode im NPDA nicht vorgesehen. Die Durchführbarkeit könnte insbesondere im Wiener Teilgebiet geprüft werden, um sie eventuell als Alternative zu Ansitz-Drückjagden (ASD) in der ab dem Jahr 2019 in Kraft tretenden Verordnung einbringen zu können.

Die bereits im NPE erfolgreich angewandte Methode kurzfristig organisierter, kleinerer Bewegungsjagden in Einstandsgebieten zuvor entdeckter Rudel, könnte im NPDA ebenfalls erprobt werden.

Zur Vermeidung von Schäden im Umland könnte außerdem eine schmale Randstreifen-Regelung in Erwägung gezogen werden, wie sie im NPUO oder NPH zu finden ist.

Vor allem zur Regulierung des Schwarzwilds werden die jagdrechtlich vorgesehenen Schusszeiten im Wiener NPDA ausgeschöpft und in beiden NPDA-Teilgebieten auf Kurrungen zurückgegriffen. Alternativ sind in anderen NP entweder Bewegungsjagden oder Wildschweinfänge vorgesehen. Während die ÖBf bereits gute Erfahrungen während der ASD sammelte, sind diese in der Lobau aus Gründen der Besuchersicherheit nicht durchführbar. Nach gegenwärtiger jagdrechtlicher Bestimmungen wäre der Einsatz von Schwarzwildfängen (Kastenfallen) ebenfalls nur im NÖ-Teilgebiet ohne weiteres - zumindest zur Frischlingsregulierung - möglich [298].

Wild & Besucher

- Besucher-Einfluss

Im aktuellen Jagdlichen Managementplan des Wiener Teilgebietes wurde verordnet, den Einfluss der Besucher und anderer menschlicher, auf Wildtiere wirkender Störfaktoren zu erheben und zu beurteilen [16]. Hierfür wären im Sinne der Vergleichbarkeit methodisch ähnliche Untersuchungen, wie in den Vorjahren, zu begrüßen, um Veränderungen bestmöglich aufzeigen zu können. Des Weiteren wäre insbesondere eine genauere Erhebung des räumlichen und zeitlichen Ausweichverhaltens von Bedeutung, um Konfliktpotenziale abseits ausgewiesener Wege verorten zu können.

- Ruheräume

Wie aufgezeigt wurde ([Kap. 6.2.6](#)), wäre in vielerlei Hinsicht förderlich, beruhigte Räume über die jagdlichen Wildruhegebiete hinaus zu betrachten. Als ein erster Schritt, um Störfaktoren bzw. die verbleibenden beruhigten Räume vor Augen zu führen und weiter zu planen, bietet sich eine Raumanalyse an. Dabei könnten die beeinträchtigten Bereiche links und rechts der Wege planerisch als so genannte Störbänder ausgewiesen werden, wie es im NPE und NPKE angewandt wurde. Neben Wegen sollten speziell im NPDA die von Bootstouren genutzten Gewässer sowie die Anlande-, Liege- und Badeplätze, aber insbesondere beliebte Ausweichstrecken der Besucher, berücksichtigt werden. Ähnlich der auf Grundlage des Besucheraufkommens im Jahr 1999 für das Reh- und Rotwild in der Lobau modellierten, störungssensiblen Bereiche könnten mithilfe zukünftiger Besucher-Monitoring neueste Entwicklungen ausgewertet und in das Wildmanagement eingebunden werden. Angesichts des langfristigen Ziels, menschliche Eingriffe weitestgehend zurückzunehmen, könnte eine Analyse hinsichtlich einer „Landschaft des Managements“, wie sie im NPBW in Hinblick auf die Verbissituation durchgeführt wurde, weitere Planungsgrundlagen liefern. In einem umfangreichen, interdisziplinären Projekt könnte zudem die Ausscheidung von Ruheräumen, wie im NPKE, vorab auf mögliche Konsequenzen überprüft werden, um das Management dahingehend langfristig auszurichten.

- Sichtbarkeit

Es konnte verdeutlicht werden, dass neben der räumlich-zeitlichen Planung der Wildbestandsregulierung vor allem das Besucherverhalten von großer Wichtigkeit ist. Während der jagdlich nutzbare Anblick gefördert werden kann, steht für die darauf aufbauende, touristische Sichtbarkeit vor allem die Kalkulierbarkeit der Besucher im Vordergrund. Dabei gilt es seitens des Schutzgebietsmanagements einerseits entsprechend lenkende Maßnahmen zu setzen (Kap. 6.2.6, [„Zur Bedeutung von Offenflächen für das Wild und die Besucher“](#)), andererseits aber auch Aufklärungsarbeit zu leisten. Wie am Beispiel des NPE gezeigt werden konnte, wären ohne diese Komponenten selbst unter den günstigsten Bedingungen keine Beobachtungen möglich.

- Aufklärungsarbeit

Viele der NPDA-Besucher stammen aus dem näheren Umfeld und empfinden teilweise eine sehr starke Ortsverbundenheit. Allerdings wird das Schutzgebiet oftmals nicht nur besucht, um einen Nationalpark zu genießen, sondern ebenso im Rahmen der regelmäßigen Freizeitaktivitäten, wobei sich die Besucher teilweise der Wirkung ihres Handelns nicht bewusst sind. Deshalb wäre ratsam über die NPDA-eigenen Medien (Tafeln, Besucherzentren, Zeitschrift „Au-Blick“, Internet) hinaus Aufklärungsarbeit zu betreiben. Besonders durch den engen regionalen Bezug ergibt sich der Vorteil, die Besucher beispielsweise über die Lokalpresse, welche nicht unmittelbar mit dem NPDA in Verbindung steht, erreichen zu können. Wie aus den Quellenangaben insbesondere zum NPKA, NPE und NPBW ersichtlich, publizieren diese regelmäßig neueste Entwicklungsfortschritte und Erkenntnisse, wie sie in diesem Umfang für den NPDA nicht öffentlich zugänglich gefunden werden konnten.

Neben den bereits für die Lobau erarbeiteten Entlastungsmöglichkeiten sollte weiterhin versucht werden, Besuchern den Wert des NPDA zu verdeutlichen. Vielleicht könnte so auch ein „Unser“-Gefühl erreicht werden, das womöglich zugleich eine gegenseitige Kontrolle der Besucher (wie etwa im NPE) zur Folge haben könnte. Vordringlichst sollte die Stärkung des Bewusstseins, Wildtiere nur bei entsprechend umsichtigem Verhalten beobachten zu können und vor allem unkalkulierbares Verhalten zu unterlassen, intensiv gefördert werden.

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Karte des Nationalparks Donau-Auen.....	25
Abbildung 2: Wildtiermanagement-Zonierung des Nationalparks Kalkalpen	33
Abbildung 3: Übersicht über die Wildregulierungszonen im Nationalpark Unteres Odertal.....	40
Abbildung 4: Übersichtskarte über die Ausübung der Jagd im Nationalpark Hainich.....	48
Abbildung 5: Übersicht über die Jagdräumlichen Einheiten einschließlich der Wildruhegebiete für das Rot- und Rehwild im Nationalpark Eifel.....	58
Abbildung 6: Störungsarme Bereiche im Nationalpark Eifel.	61
Abbildung 7: Zonierungsplanung für den Nationalpark Kellerwald-Edersee.....	66
Abbildung 8: Erste Planung des Wegesystems des Nationalparks Kellerwald-Edersee	69
Abbildung 9: Schalenwildmanagement-Zonierung des Nationalparks Bayerischer Wald.	76

Literaturverzeichnis

1. Wölfel, H. (2003): Bewegungsjagden. Planung, Auswertung, Hundewesen. Graz: Leopold Stocker Verlag.
2. Oberleitner, I. (2006): Österreichische Feuchtgebietsstrategie. Ziele und Maßnahmen 2006 – 2010. Wien.
3. Manzano, C. (2000): Großräumiger Schutz von Feuchtgebieten im Nationalpark Donau-Auen, 149(149): 229–248.
4. Österreichische Bundesregierung. Vereinbarung gemäß Artikel 15a B-VG zwischen dem Bund und den Ländern Niederösterreich und Wien zur Errichtung und Erhaltung eines Nationalparks Donau-Auen (1997). Aktuelle Fassung vom 02.10.2014. Rechtsinformationssystem des Bundes (RIS).
5. Niederösterreichische Landesregierung. Verordnung über den Nationalpark Donau-Auen (1996). Aktuelle Fassung vom 02.10.2014. Rechtsinformationssystem des Bundes (RIS).
6. Wiener Landtag. Gesetz über den Nationalpark Donau-Auen (Wiener Nationalparkgesetz) (1996). Aktuelle Fassung vom 18.12.2015. Rechtsinformationssystem des Bundes (RIS).
7. Landtag von Niederösterreich. NÖ Nationalparkgesetz (2001). Aktuelle Fassung vom 02.10.2014. Rechtsinformationssystem des Bundes (RIS).
8. Reimoser, F., Reimoser, S. & Klansek, E. (2006): Wild-Lebensräume - Habitatqualität, Wildschadenanfälligkeit, Bejagbarkeit. Wien: Zentralstelle Österreichischer Landesjagdverbände.
9. Heurich, M. (2011): Wenn Wildnis an ihre Grenzen stößt. Wildtiermanagement und -forschung im Grenzbereich zwischen Kulturlandschaft und Nationalpark – Forschungsergebnisse aus dem Nationalpark Bayerischer Wald. In: EUROPARC Deutschland e.V. (Hrsg.): Wildbestandsregulierung in deutschen Nationalparks. Abschlussdokumentation der Tagung, Bad Wildungen 29. und 30. März 2011 (S. 13–15). Berlin.
10. Scherfose, V. (2011): Grundlegende Aspekte und Möglichkeiten des Wildmanagements in deutschen Nationalparks. In: EUROPARC Deutschland e.V. (Hrsg.): Abschlussdokumentation der Tagung „Wildbestandsregulierung in deutschen Nationalparks“, Bad Wildungen 29. und 30. März 2011 (S. 7–8). Berlin.
11. Reimoser, F. (2002): Schutz des Waldes und Wildtiermanagement in Naturschutzgebieten / Protection de la forêt et gestion de la faune sauvage dans les zones protégées. Revue de géographie alpine, 90(2): 73–85.
12. Wotschikowsky, U. (2004): Prozessschutz ohne Wolf und Winter. In: Natur- und Umweltschutz-Akademie NRW (Hrsg.): Von der Jagd zur Wildbestandsregulierung. Muss in den Wildbestand im Nationalpark Eifel eingegriffen werden? Symposium am 13. Mai. 2004 in Monschau-Imgenbroich.

NUA-Heft 15 (S. 5–9).

13. Koordinierungsrunde der Nationalparkdirektoren. (2011): Leitbild für das Management von Schalenwild in Österreichs Nationalparks.
14. Heurich, M., Baierl, F., Günther, S. & Sinner, K. F. (2011): Management and conservation of large mammals in the Bavarian Forest National Park. *Silva Gabreta*, 17(1): 1–18.
15. Nationalpark Donau-Auen GmbH. (2009): Managementplan Nationalpark Donau-Auen 2009 – 2018 - für den NÖ Teil des Nationalpark Donau-Auen. Orth/Donau.
16. Magistrat der Stadt Wien. Verordnung des Magistrates der Stadt Wien betreffend die Erlassung eines jagdlichen Managementplan für den Nationalpark Donau-Auen für die Jahre 2014 bis 2018 (Jagdlicher Managementplan 2014 bis 2018) (2014). Aktuelle Fassung vom 02.10.2014. Rechtsinformationssystem des Bundes (RIS).
17. IUCN. (1994): Richtlinien für Management-Kategorien von Schutzgebieten. Deutsche Übersetzung: Förderation der Natur- und Nationalparke Europas - Sektion Deutschland e.V. Gland, Schweiz und Cambridge, Großbritannien, FÖNAD, Grafenau.
18. Reimoser, S. (2012): Influence of anthropogenic disturbances on activity, behavior and heart rate of roe deer (*Capreolus capreolus*) and red deer (*Cervus elaphus*), in context of their daily and yearly patterns. In: A. A. Cahler & J. P. Marsten (Hrsg.): *Deer: Habitat, behaviour and conservation* (S. 1–96). New York.
19. Dudley, N. (2008): Guidelines for Protected Area Management Categories. System (Bd. 3). Gland, Schweiz. doi:10.2305/IUCN.CH.2008.PAPS.2.en.
20. EUROPARC & IUCN. (2000): Richtlinien für Managementkategorien von Schutzgebieten - Interpretation und Anwendung von Management Kategorien in Europa. (EUROPARC & WCPA, Hrsg.). Grafenau: Morsak Verlag.
21. WWF Deutschland. (2008): Hintergrundinformation - Internationale Schutzgebiets-Kategorien IUCN. Abgerufen von http://www.wwf.de/fileadmin/fm-wwf/Publikationen-PDF/IUCN_Schutzgebietskriterien.pdf
22. Umweltbundesamt. (o. J.). Nationalparks in Österreich. Abgerufen 21. März 2015, von <http://www.umweltbundesamt.at/nationalparks>
23. Bundesamt für Naturschutz. (2015): Nationalparke. Abgerufen 19. August 2015, von https://www.bfn.de/0308_nlp.html
24. EUROPARC Deutschland e.V. (2012): Positionspapier der Arbeitsgemeinschaft der deutschen Nationalparke zum Thema Wildtierregulierung (Stand: 9.1.2012).
25. Scherfose, V. (2014): Grundlegende Aspekte und Möglichkeiten des Schalenwild-Managements in deutschen Nationalparks. In: V. Scherfose (Hrsg.): *Nationalparkmanagement in Deutschland. Naturschutz und Biologische Vielfalt*, 136 (S. 7–45). Bonn - Bades Godesberg: Bundesamt für Naturschutz.
26. Harthun, M. (2011): Gilt der Prozessschutz für alle Lebewesen? Forderungen an ein Schalenwildmanagement in Nationalparks. In: EUROPARC Deutschland e.V. (Hrsg.): *Abschlussdokumentation der Tagung „Wildbestandsregulierung in deutschen Nationalparks“*, Bad Wildungen 29. und 30 März 2011 (S. 21–23). Berlin.
27. Bauer, M. (2014): Wildtiermanagement im Nationalpark Kellerwald-Edersee. In: V. Scherfose (Hrsg.): *Nationalparkmanagement in Deutschland. Naturschutz und Biologische Vielfalt*, 136 (Naturschutz., S. 47–57). Bonn - Bades Godesberg: Bundesamt für Naturschutz.
28. Lange, S. (o. J.). Leben in Vielfalt Biosphärenparks in Österreich – Modellregionen für nachhaltige Entwicklung. (Österreichische Akademie der Wissenschaften, Hrsg.).
29. Reimoser, F., Leitner, H., Reimoser, S., Erber, J. & Scheiderbauer, B. (2001): Wildtierökologisches Monitoring im Nationalpark Donau-Auen - Endbericht. Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie, Veterinärmedizinische Universität Wien. Unveröffentlicht.
30. Nationalparks Austria. (2013): LEGZU - 2. Workshop der Arbeitsgruppe Naturraummanagement. Präsentation.
31. Wiener Landesregierung. (2003): Verordnung der Wiener Landesregierung betreffend die Festlegung und Einteilung des Nationalparkgebietes (Wiener Nationalparkverordnung).

Landesgesetzblatt für Wien, ausgegeben am 18. Februar 2003. 6. Stück: 11–13.

32. Reimoser, F., Leitner, H., Erber, J., Scheiderbauer, B. (2001): Wildökologische Raumplanung „Nationalpark Donau-Auen“ - Endbericht. Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie, Veterinärmedizinische Universität. Unveröffentlicht.
33. Reimoser, S. & Reimoser, F. (2014): Beurteilung des Huftiereinflusses auf die Entwicklung der Waldverjüngung im Nationalpark Donau-Auen – Kontrollzaun-Vergleichsflächenerhebung 2014. Erstes Erhebungsintervall der zweiten Vergleichsflächenserie (2011-2014), Vergleich mit dem ersten Erhebung. Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie, Veterinärmedizinische Universität. Unveröffentlicht.
34. Reimoser, F. & Reimoser, S. (2005): Wildtierökologisches Monitoring im Nationalpark Donau-Auen Jahr 2004/2005 - Endbericht. Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie, Veterinärmedizinische Universität. Unveröffentlicht.
35. Reimoser, F., Reimoser, S., Leitner, H., Scheiderbauer, B. (2003): Wildtierökologisches Monitoring im Nationalpark Donau-Auen Jahr 2002. Endbericht. Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie, Veterinärmedizinische Universität. Unveröffentlicht.
36. Reimoser, F. & Reimoser, S. (2010): Nationalpark Donau-Auen - Naturrauminventur 2009. Auswertung der wildökologischen Erhebungsparameter - Vergleich 1999 und 2009. nde und Ökologie, Veterinärmedizinische Universität. Unveröffentlicht.
37. Arnberger, A., Nopp-Mayr, U., Frey-Roos, F., Eder, R., Mural, G., Tomek, H. & Zohmann, M. (2009): Ökologische und soziale Tragfähigkeiten als Managementherausforderungen für suburbane Biosphärenparke am Beispiel Untere Lobau - Endbericht. doi:10.1553/MAB-OEST.
38. Corlatti, L., Palme, R., Frey-Roos, F. & Hackländer, K. (2011): Climatic cues and glucocorticoids in a free-ranging riparian population of red deer (*Cervus elaphus*). *Folia Zoologica*, 60(2): 176–180.
39. Sandfort, R. & Frey-Roos, A. (2015): Saisonale Lebensraumnutzung des Rotwildes. Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft, Universität für Bodenkultur Wien. Unveröffentlicht.
40. Hackländer, K. & Sandfort, R. (2011): Der Einfluss anthropogener Störungen auf das Raumverhalten bei Rotwild. Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft, Universität für Bodenkultur Wien. Unveröffentlicht.
41. Ing. Büro aerosense. (2015): Abschlussbericht über die Erfassung der Schalenwildbestände im Nationalpark Donauauen im Frühjahr 2015. Quirnheim. Unveröffentlicht.
42. Franke, U. & Goll, B. (2012): Erprobung und Entwicklung eines praxistauglichen Verfahrens zum Monitoring von Großsäugern in Waldgebieten mittels innovativer simultaner, luftgestützter Infrarot- und Echtbild-Aufnahmen. Abschlussbericht. Quirnheim-Boßweiler.
43. Völk, F. (2012): Schwarzwild-Leitlinie 2012: Die 4 wichtigsten Punkte. Österreichische Bundesforste AG.
44. Nationalpark Donau-Auen GmbH. (2012): Baden, Bootfahren und Zelten im Nationalpark Donau-Auen. Orth / Donau.
45. Hinterberger, B., Arnberger, A., Brandenburg, C. & Cermak, P. (1997): Besucherstromanalyse für den Wiener Bereich des Nationalpark Donau-Auen - Lobau: GIS-Implementierung und erste Ergebnisse.
46. Arnberger, A. (2006): Recreation use of urban forests: An inter-area comparison. *Urban Forestry & Urban Greening*, (4): 135–144.
47. Magistrat der Stadt Wien. MA 23 – Wirtschaft Arbeit und Statistik. (2015): Bevölkerung in Wien 2014. In: Wien in Zahlen 2015 (S. 8).
48. Arnberger, A., Deussner, R., Eder, R., Hein, T., Illeditz, A., Kempter, I., Taczanowska, K., Nopp-Mayr, U., Preiner, S., Reiter, K., Stanzer, G., Wagner, I., Zsak, K. (2012): Perspective LOBAU 2020. Endbericht. doi:10.1553/Lobau2020.
49. Arnberger, A. & Hinterberger, B. (2003): Visitor monitoring methods for managing public use pressures in the Danube Floodplains National Park, Austria. *Journal for Nature Conservation*, 11(4): 260–267.
50. Arnberger, A. & Brandenburg, C. (2001): Der Nationalpark als Wohnumfeld und Naherholungsgebiet – Ergebnisse der Besucherstromanalyse im Wiener Anteil des Nationalpark

- Donau-Auen. Naturschutz und Landschaftsplanung, 33(5): 157–161.
51. Arnberger, A. & Brandenburg, C. (2007): Past On-Site Experience, Crowding Perceptions, and Use Displacement of Visitor Groups to a Peri-Urban National Park. *Environmental Management*, 40(1): 34–45.
 52. Arnberger, A., Eder, R., Preisel, H. & Ebenberger, M. (2014): Stimmigkeit des Nationalparkerlebnisses aus Sicht der Besucher/innen des Nationalparks Donau-Auen. Bericht. Institut für Landschaftsentwicklung, Erholungs- und Naturschutzplanung, Universität für Bodenkultur Wien.
 53. Nationalpark Donau-Auen GmbH. (2014): Au-Blick - Die Zeitung des Nationalpark Donau-Auen., (38): 2, 6.
 54. Sterl, P., Brandenburg, C. & Arnberger, A. (2008): Visitors' awareness and assessment of recreational disturbance of wildlife in the Donau-Auen National Park. *Journal for Nature Conservation*, 16: 135–145.
 55. Nationalpark Donau-Auen GmbH. (o. J.). Dem Rothirsch losen - Veranstaltungen im Nationalpark Donau-Auen. Abgerufen 31. Dezember 2015, von <http://www.donauauen.at/experience/themenexkursionen/dem-rothirsch-undbdquo-losenundldquo/18677>
 56. OÖ. Landesregierung. Verordnung der Oö. Landesregierung vom 21. Juli 1997, mit der Grundflächen in den Gemeinden Molln, Reichraming, Großraming, Weyer-Land, Rosenau, Windischgarsten, Roßleithen und St. Pankraz zum "Nationalpark Oö. Kalkalpen - Gebiet Reichraminger Hintergebirg (1997). Aktuelle Fassung vom 1.3.2015. Rechtsinformationssystem des Bundes (RIS).
 57. Republik Österreich & Land Oberösterreich. Vereinbarung gemäß Art. 15a B-VG zwischen dem Bund und dem Land Oberösterreich zur Errichtung und Erhaltung eines Nationalparks Oberösterreichische Kalkalpen samt Anlagen (1997). Aktuelle Fassung vom 01.3.2015. Rechtsinformationssystem des Bundes (RIS).
 58. Nationalpark O.ö. Kalkalpen Ges.m.b.H (Hrsg.). (2013): 15 Jahre! Nationalpark Kalkalpen. Tätigkeitsbericht 1998 – 2012 der Nationalpark O.ö. Kalkalpen Ges.m.b.H. und des Nationalpark Betriebs Kalkalpen der Österreichischen Bundesforste AG. Schriftenreihe des Nationalpark Kalkalpen, Band 13.
 59. Nationalpark O.ö. Kalkalpen Ges.m.b.H (Hrsg.). (2013): Wildnis und Biodiversität. Unternehmenskonzept IV. 2013 – 2022 - Leitbild und Ziele.
 60. Reimoser, F. & Reimoser, S. (2006): Naturraum-Stichprobeninventur Nationalpark Kalkalpen. Auswertung der Wiederholungsaufnahme 2004/2005 und Vergleich mit 1994 / 1996. Wildökologie und Waldverjüngung, Gehölzartenverteilung und Schichtung. Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie, Veterinärmedizinische Universität Wien. Unveröffentlicht.
 61. Lenglachner, F. & Schön, B. (2008): Biotopkartierung und Vegetation. In: 10 Jahre! Nationalpark Kalkalpen. Tätigkeitsbericht 1998-2007 der Nationalpark O.ö. Kalkalpen Ges.m.b.H. und der Bundesforste Nationalparkbetrieb Kalkalpen. Schriftreihe des Nationalpark Kalkalpen Band 8. (S. 40).
 62. O.Ö. Landesregierung. Verordnung der Oö. Landesregierung vom 21. Juli 1997, mit der Managementpläne für den „Nationalpark Oö. Kalkalpen - Gebiet Reichraminger Hintergebirge/Sengengebirge“ erlassen werden (1997). Aktuelle Fassung vom 1.3.2015. Rechtsinformationssystem des Bundes (RIS).
 63. Nationalpark O.ö.Kalkalpen Ges.m.b.H. (Hrsg.). (2014): Tätigkeitsbericht 2014. Umsetzung Unternehmenskonzept IV.
 64. Pölz, H. (2015): Nationalpark Kalkalpen erhält Wildnis-Diplom. Presse Information Nationalpark O.ö.Kalkalpen Ges.m.b.H, 19.10.2015. Molln.
 65. Reimoser, F., Leitner, H., Erber, J., Scheiderbauer, B. (2000): Wildökologische Raumplanung Nationalpark Kalkalpen - Endbericht. Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie, Veterinärmedizinische Universität Wien.
 66. Nationalpark O.ö.Kalkalpen Ges.m.b.H. (Hrsg.). (2013): Tätigkeitsbericht 2013. Umsetzung Unternehmenskonzept IV - Nationalpark O.ö. Kalkalpen Gesellschaft m.b.H. und Nationalparkbetrieb Kalkalpen der ÖBf AG.

67. Nationalpark O.ö.Kalkalpen Ges.m.b.H. (Hrsg.). (2009): 2.3. Wildtiermanagement Planung, Regulierung, Fütterung. In: Tätigkeitsbericht 2008 im Rahmen der Umsetzung des Unternehmenskonzeptes III nach Fachbereichen Nationalpark O.ö. Kalkalpen Gesellschaft m.b.H. (S. 11).
68. Nationalpark O.ö.Kalkalpen Ges.m.b.H. (Hrsg.). (2008): 4. Management Wildtiere. In: Tätigkeitsbericht 2007 Kurzfassung Nationalpark O.ö. Kalkalpen Gesellschaft m.b.H. (S. 7 f.).
69. Fuxjäger, C. (2014): Luchsmonitoring 2013. Jahresbericht.
70. Reimoser, S. & Reimoser, F. (2015): Einfluss von Schalenwild auf die Waldverjüngung im Nationalpark Kalkalpen (Ergebnisse aus dem Kontrollzaun-Vergleichsflächenverfahren). Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie, Veterinärmedizinische Universität. Unveröffentlicht.
71. Dachs, D. (2015): Rotwildprojekt Nationalpark Kalkalpen 2014.
72. Dachs, D. (2014): Jahresbericht Kalkalpen. Rotwildprojekt 2013.
73. Nationalpark Kalkalpen. (2015): Veranstaltungen 2015. Abgerufen 22. August 2015, von <http://www.kalkalpen.at/system/web/veranstaltung.aspx?menuonr=221353040>
74. Nationalpark Unteres Odertal. (2014): Nationalparkplan Unteres Odertal - Band 1: Leitbild und Ziele. Schwedt/Oder.
75. Nationalpark Unteres Odertal. (2014): Nationalparkplan Unteres Odertal - Band 2: Bestandsanalyse. Schwedt/Oder.
76. Landesamt für Bauen und Verkehr. (2013): Mittelbereichsprofil Schwedt/Oder 2013. Hoppegarten.
77. Ministeriums für Landwirtschaft Umweltschutz und Raumordnung. Handlungsrichtlinie des Ministeriums für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung für den Nationalpark Unteres Odertal. Projektkomplex: Initialisierung von Auwäldern / Entwicklung der Wälder im Nationalpark Unteres Odertal vom 4. März 2003 (2003). Aktuelle Fassung vom 3.1.2015. BrandenburgischesVorschriftensystem (BRAVORS).
78. EUROPARC Deutschland e.V. (2011): Evaluierung Nationalpark Unteres Odertal. Endbericht des Evaluierungskomitees. Berlin.
79. Landtag Brandenburg. Gesetz über den Nationalpark Unteres Odertal (Nationalparkgesetz Unteres Odertal - NatPUOG) vom 9. November 2006, zuletzt am 21. Januar 2013 (2013). Aktuelle Fassung vom 30.12.2014. Brandenburgisches Vorschriftensystem (BRAVORS).
80. Schmutz, I. & Vössnig, A. (2009): Die Jagd im Unteren Odertal. In: Nationalpark Jahrbuch Unteres Odertal (S. 154–166).
81. Ministerium für Ländliche Entwicklung Umwelt und Verbraucherschutz. Verordnung zur Regulierung der Wildbestände im Nationalpark „Unteres Odertal“ (NatPUORegWildV) vom 21. Februar 2007 (2007). Aktuelle Fassung vom 30.12.2014. BrandenburgischesVorschriftensystem (BRAVORS).
82. Nationalpark Unteres Odertal. (2014): Nationalparkplan Unteres Odertal - Band 3: Projekte & Maßnahmen. Schwedt/Oder.
83. EUROPARC Deutschland e.V. (2011): Wildbestandsregulierung in deutschen Nationalparks. Berlin.
84. Nationalpark Unteres Odertal. (2014): Grundlagen-/Bestandskarte „Schutzzonen“. Abgerufen 1. Juli 2015, von http://www.nationalpark-unteres-odertal.eu/download/A0_Schutzzonen.pdf
85. Nationalpark Unteres Odertal. (2014): Grundlagen-/Bestandskarte „Wege - Bestand und Entwicklung“. Abgerufen 7. Juli 2015, von http://www.nationalpark-unteres-odertal.eu/download/A0_Wege_Bestand_Entwicklung.pdf
86. Nationalparkforstamt Eifel. (2014): Nationalparkplan - Band 2: Bestandsanalyse. Schriftenreihe zum Nationalpark Eifel (Bd. 6). Schleiden-Gemünd.
87. Ministerium für Ländliche Entwicklung Umwelt und Verbraucherschutz. Handlungsrichtlinie des Ministeriums für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz für den Nationalpark Unteres Odertal. Projektkomplex: Wegenetz im Nationalpark Unteres Odertal vom 21. Dezember 2005 (2005). Aktuelle Fassung vom 3.1.2015. Brandenburgisches Vorschriftensystem (BRAVORS).
88. Günther, S. & Heurich, M. (2013): Bewertung der Naturnähe des Rothirschmanagements in mitteleuropäischen Nationalparks. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung, 184(1-2): 1–16.

89. Ministerium für Ländliche Entwicklung Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg. (2014): Neuer Beobachtungsturm im Nationalpark - Grenzüberschreitender Panoramablick aus elf Metern Höhe. Abgerufen von <http://www.mlul.brandenburg.de/cms/detail.php/bb1.c.354927.de> , am 4.9.2015.
90. Landtag Thüringen. Thüringer Gesetz über den Nationalpark Hainich (ThürNPHG) vom 19. Dezember 1997 (1997). Aktuelle Fassung vom 15.7.2015. Serviceportal Thüringen / Landesrecht Thüringen.
91. Nationalpark Hainich. (2010): Nationalparkplan für den Nationalpark Hainich. Leitbild und Ziele. Bad Langensalza.
92. Großmann, M. (2014): Auf dem Weg zum Urwald – Ergebnisse der 2. Waldinventur im Nationalpark Hainich. In: V. Scherfose (Hrsg.): Nationalparkmanagement in Deutschland. Naturschutz und Biologische Vielfalt, 136 (S. 161–176). Bonn - Bades Godesberg: Bundesamt für Naturschutz.
93. Nationalpark Hainich. (o. J.). UNESCO-Weltnaturerbe. Abgerufen 30. Juli 2015, von <http://www.nationalpark-hainich.de/einsteigen/unesco-weltnaturerbe.html>
94. EUROPARC Deutschland e.V. (Hrsg.). (2013): Evaluierung Nationalpark Hainich. Endbericht des Evaluierungskomitees. Berlin.
95. Nationalpark Hainich. (o. J.). Kontrollstichprobeninventur. Abgerufen 9. August 2015, von <http://www.nationalpark-hainich.de/verstehen/forschung/wald-inventuren.html?L=0%3F1%3D1%2Finformieren%2Fveroeffentlichungen%2Fkalender-2011>.
96. Mölder, A. (2008): Vielfältige Baumschicht – reichhaltige Verjüngung? Zur Naturverjüngung von artenreichen Laubwäldern im Nationalpark Hainich. In: Zur Struktur und Diversität der Bodenvegetation in Laubwäldern mit unterschiedlicher Baumartenvielfalt. Dissertation, Georg-August-Universität Göttingen (S. 42–73).
97. Thüringer Ministerium für Landwirtschaft & Naturschutz, F. U. und. Thüringer Verordnung über die Ausübung der Jagd im Nationalpark Hainich (ThürJagdNPHVO) Vom 18. Juli 2014 (2014). Aktuelle Fassung vom 15.7.2015. Serviceportal Thüringen / Landesrecht Thüringen.
98. Nationalpark Hainich. (2010): Konzept zur Wildregulierung im Nationalpark Hainich. Abgerufen 17. Juli 2015, von <http://www.nationalpark-hainich.de/datenspeicher/ds-aktuelles/anlage-auslegung.html?L=0>
99. Nationalpark Hainich. (o. J.). Mitmachen - Unsere Veranstaltungen im Jahr 2016. Abgerufen 16. Januar 2016, von <http://www.nationalpark-hainich.de/erleben/mitmachen-programm.html?L=%2Fproc%2Fself%2Fenviron&cHash=4561264d000d6a8a6bbd3eb23d7c6dca>
100. Nationalparkforstamt Eifel. (2008): Nationalparkplan - Band 1: Leitbild und Ziele. Schriftenreihe zum Nationalpark Eifel (Bd. 4). Schleiden-Gemünd.
101. Ministerium für Umwelt und Naturschutz Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Verordnung über den Nationalpark Eifel (NP-VO Eifel) vom 17. Dezember 2003 (2003). Aktuelle Fassung vom 01.08.2015. Landesrecht NRW. Ministerium für Inneres und Kommunales.
102. Rös, M. & Mauerhof, J. (2014): Nationalpark Eifel: Aktive Waldentwicklung bei Fichte und Douglasie. Natur in NRW, 4: 11–15.
103. EUROPARC Deutschland e.V. (Hrsg.). (2010): Evaluierung Nationalpark Eifel. Endbericht des Evaluierungskomitees. Berlin.
104. Petrak, M. (2004): Rotwild als erlebbares Wildtier: Folgerungen aus dem Pilotprojekt Monschau-Elsenborn für den Nationalpark Eifel. In: Natur- und Umweltschutz-Akademie (Hrsg.): Von der Jagd zur Wildbestandsregulierung. Muss in den Wildbestand im Nationalpark Eifel eingegriffen werden? Symposium am 13. Mai. 2004 in Monschau-Imgenbroich. NUA-Heft 15 (S. 18–24).
105. Petrak, M. (2007): Vom Truppenübungsplatz Vogelsang zum Nationalpark Eifel. Lebensraumnutzung des Rotwildes auf der Dreiborner Hochfläche – Schlussfolgerungen für die Besucherlenkung des Nationalparks Eifel. Naturschutz-Mitteilungen, 1: 41–45.
106. Mauerhof, J. (2014): Plan zur Jagdausübung im Nationalpark Eifel für die Jahre 2014 bis 2016.
107. Petrak, M. (1982): Etho-ökologische Untersuchung an einer Rothirschpopulation (*Cervus elaphus* Linné, 1958) der Eifel unter besonderer Berücksichtigung des stoffwechselbedingten Verhaltens. In: Schriften des Arbeitskreises für Wildbiologie und Jagdwissenschaft an der Justus-Liebig-Universität

Gießen. Heft 10. Ferdinand Enke Verlag Stuttgart.

108. Ahnert, A. (2004): Beispiel der Rotwildbewirtschaftung im Gebiet des Nationalparks Eifel aus den letzten Jahren. In: Natur- und Umweltschutz-Akademie NRW (Hrsg.): Von der Jagd zur Wildbestandsregulierung. Muss in den Wildbestand im Nationalpark Eifel eingegriffen werden? Symposium am 13. Mai. 2004 in Monschau-Imgenbroich. NUA-Heft 15 (S. 10–11).
109. Simon, O., Lang, J. & Petrak, M. (2008): Rotwild in der Eifel – Lösungen für die Praxis aus dem Pilotprojekt Monschau-Elsenborn. Klitten: Lutra-Verlag.
110. Petrak, M. (2010): Nutzung der Schluchtwälder durch Rotwild im Nationalpark Eifel. Zur Balance zwischen Naturschutz und Tourismus. Natur in NRW, 4: 34–39.
111. Petrak, M. & Klug, A. (2014): Nationalpark Eifel: Wildbeobachtung auf der Dreiborner Hochfläche. Gemeinsames Lernen für Rotwild und Besucher. Natur in NRW, 4: 20–23.
112. Landesanstalt für Ökologie Bodenordnung und Forsten NRW. (2006): Wildbestandsregulierung im Nationalpark Eifel - Monitoring 2005. Unveröffentlicht.
113. Mauerhof, J. (2015): Plan zur Jagdausübung im Nationalpark Eifel für das Jahr 2015.
114. Striepen, K. (2009): Wildbestandsregulierung im Nationalpark Eifel: Monitoring 2008.
115. Neitzke, A. (2012): Waldumbau ohne Wildbestandsregulierung - Geht das? Einfluss des Schalenwildes auf den Umbau von Fichtenforsten zu Buchen-Mischwäldern im Nationalpark Eifel. Natur in NRW, 2: 36–39.
116. Neitzke, A. (2012): Baumartenvielfalt und Schalenwild im Nationalpark Eifel. Natur in NRW, 2: 40–43.
117. Landesbetrieb Wald und Holz Nordrhein-Westfalen. Ordnungsbehördliche Verordnung zur Regelung der Ausübung der Jagd im Nationalpark Eifel im Regierungsbezirk Köln vom 12. August 2007 (2007). Homepage des Nationalpark Eifel / Rechtlicher Rahmen, gesehen: 14.8.2015.
118. Nationalparkforstamt Eifel. (2012): 1. SÖM- Bericht (2004-2010) – Ergebnisse des Sozioökonomischen Monitorings der ersten sieben Nationalparkjahre. Schriftenreihe zum Nationalpark Eifel (Bd. 5). Schleiden-Gemünd.
119. Nationalparkforstamt Eifel. (2015): Großes SÖM-Projekt 2014/2015. In: Leistungsbericht 2014 (S. 8). Schleiden-Gemünd.
120. Petrak, M. (2009): Rotwild im Nationalpark Eifel - Leitart zum Ausgleich der Menschen und der Wildtiere. Das Monschauer Land, 38: 18–24.
121. Dalbeck, L., Lovens, J., Zehlius, J., Trinzen, M. & Körber, H. (2005): Konzeption für große störungsarme Räume im Nationalpark Eifel. Abgrenzungsvorschläge für Ruheräume auf Basis vorliegender Untersuchungen.
122. Hessische Landesregierung. Verordnung über den Nationalpark Kellerwald-Edersee vom 17. Dezember 2003 (2003). aktuelle Fassung vom 16.11.2015. JURIS.
123. Nationalparkamt Kellerwald-Edersee. (2009): Nationalparkplan für den Nationalpark Kellerwald-Edersee. Bad Wildungen.
124. EUROPARC Deutschland e.V. (2015): IUCN-Managementkategorie II - Nationalparks. Wissen Nationalpark. Abgerufen 16. September 2015, von <http://www.wissen-nationalpark.de/wissensbasis/iucn-managementkategorie-ii-nationalparks/>
125. Nationalparkamt Kellerwald-Edersee. (2011): Jahresbericht 2010 Nationalpark Kellerwald-Edersee. Bad Wildungen.
126. Nationalparkamt Kellerwald-Edersee. (2015): Jahresbericht 2011 / 2012 Nationalpark Kellerwald-Edersee. Bad Wildungen.
127. Anonym. (2011): Nationalpark Kellerwald-Edersee - Konzept Wildtiermanagement. Stand: 9. September 2011.
128. Meißner, M. et al. (2015): Satellitentelemetrie beim Rothirsch als Teil des Wildtiermonitorings im Nationalpark-Kellerwald Edersee. Institut für Wildbiologie Göttingen & Dresden e.V.. Unveröffentlicht.
129. Bauer, M. (2015): Prozessschutz für Rothirsch & Co? Zum Wildtiermanagement im Nationalpark Kellerwald-Edersee. ÖkoJagd, 4: 5–10.

130. Kuhlmann, T. (2012): Schalenwildeinfluss auf die forstliche Verjüngungssituation im Nationalpark Kellerwald-Edersee. Masterarbeit. Universität für Bodenkultur Wien.
131. Nationalpark Kellerwald-Edersee. (o. J.). Wo die Hirsche röhren – Wanderung zu den Brunftplätzen des Rothirsches. Abgerufen 14. Dezember 2015, von https://www.nationalpark-kellerwald-edersee.de/de/veranstaltungen/?we_objectID=3669&refTID=486&refDID=1895
132. Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald. (2010): Nationalparkplan - Hauptband: Leitbild und Ziele. Grafenau.
133. Bayerische Staatsregierung. (2014): Verordnung über den Nationalpark Bayerischer Wald in der Fassung der Bekanntmachung vom 12. September 1997. Aktuelle Fassung 3.10.2015. Datenbank BAYERN-RECHT.
134. Heurich, M., Baierl, F., Günther, S. & Sinner, K. . (2009): Wildtiermanagement im Nationalpark Bayerischer Wald. In: Tagung „Die Jagd in Schutzgebieten – ein stetes Reizthema“ (S. 132–146). vom 03.-04.11.2009 in der Brandenburgischen Akademie „Schloss Criewen“: Nationalpark-Jahrbuch Unteres Odertal.
135. Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald. (2010): Nationalparkplan - Anlageband: Schalenwildmanagement. Grafenau.
136. Heurich, M. (2008): Waldentwicklung und Nationalparkplanung im Nationalpark Bayerischer Wald. Forst und Holz, 11(63) : 34–39.
137. Heurich, M. & Englmaier, K. H. (2010): The development of tree species composition in the Rachel – Lusen region of the Bavarian Forest National Park. Silva Gabreta, 16(3): 165–186.
138. EUROPARC Deutschland e.V. (2013): Evaluierung Nationalpark Bayerischer Wald. Endbericht des Evaluierungskomitees. Berlin.
139. Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald. (2015): Bayerischer Wald. Jahresbericht 2014. Grafenau.
140. Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald. (2010): Nationalparkplan - Anlageband: Walderhaltungs- und Waldpflegemaßnahmen. Grafenau.
141. Bayerisches Staatsministerium für Ernährung Landwirtschaft und Forsten. Verordnung zur Ausführung des Bayerischen Jagdgesetzes (AVBayJG) vom 1. März 1983, letzte Änderung vom 22.7.2014 (2014). Aktuelle Fassung vom 3.10.2015. Datenbank BAYERN-RECHT.
142. Bayerisches Staatsministerium für Ernährung Landwirtschaft und Forsten. (1975): 5 Jahre Nationalpark Bayerischer Wald, 11.
143. Heurich, M. & Engelhardt, K. (2014): Entwicklung des Huftiermanagements im Nationalpark Bayerischer Wald. Der lange Weg zum nationalparkgerechten Umgang mit Huftieren. In: M. Heurich, A. Berger, M. Bevanda, H. Bugmann, M. Cailleret, L. Möst, C. Dubke, K. Engelhardt & B. Reineking (Hrsg.): Modelluntersuchungen zum Wildtiermanagement in Schutzgebieten am Beispiel des Nationalparks Bayerischer Wald. Abschlussbericht (S. Anlage 1). Grafenau.
144. Ludwig, M., Grüninger, F., Rothfuss, E., & Heurich, M. (2012): Discourse analysis as an instrument to reveal the pivotal role of the media in local acceptance or rejection of a wildlife management project. A case study from the Bavarian Forest National Park. Erdkunde, 66(2): 143–156.
145. Gerner, J., Heurich, M., Günther, S. & Schraml, U. (2011): Red deer at a crossroads - An analysis of communication strategies concerning wildlife management in the „Bayerischer Wald“ National Park, Germany. Journal for Nature Conservation, 19: 319–326.
146. Gerner, J., Selter, A., Heurich, M., Günther, S. & Schraml, U. (2012): How Attitudes are Shaped: Controversies Surrounding Red Deer Management in a National Park. Human Dimensions of Wildlife, 17(May 2013): 404–417.
147. Bässler, C., Förster, B., Moning, C. & Müller, J. (2008): The BIOKLIM project: Biodiversity research between climate change and wilding in a temperate montane forest - the conceptual framework. Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz, 7: 21–34.
148. Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald. (o. J.). Forschung im Nationalpark Bayerischer Wald. Abgerufen von <http://www.nationalpark-bayerischerwald.de/nationalpark/forschung/publikationen/index.htm> , gesehen: 3.10.2015
149. Eccard, J. A., Meißner, J. K. & Heurich, M. (2015): European Roe Deer Increase Vigilance When

- Faced with Immediate Predation Risk by Eurasian Lynx. *Ethology*. DOI: 10.1111/eth.12420.
150. Belotti, E., Kreisinger, J., Romportl, D., Heurich, M. & Bufka, L. (2014): Eurasian lynx hunting red deer: is there an influence of a winter enclosure system? *European Journal of Wildlife Research*, 60(3): 441–457.
 151. Ewald, M., Dupke, C., Heurich, M., Müller, J. & Reineking, B. (2014): LiDAR Remote Sensing of Forest Structure and GPS Telemetry Data Provide Insights on Winter Habitat Selection of European Roe Deer. *Forests*, 5(6): 1374–1390..
 152. Ewald, J., Braun, L., Zeppenfeld, T., Jehl, H. & Heurich, M. (2014): Estimating the distribution of forage mass for ungulates from vegetation plots in Bavarian Forest National Park. *Tuexenia*, (34): 53–70.
 153. Ray, R. R., Seibold, H. & Heurich, M. (2014): Invertebrates outcompete vertebrate facultative scavengers in simulated lynx kills in the Bavarian Forest National Park , Germany. *Animal Biodiversity and Conservation*, 37(1): 77–88.
 154. Fickel, J., Bubliy, O. A., Stache, A., Noventa, T., Jirsa, A. & Heurich, M. (2012): Crossing the border? Structure of the red deer (*Cervus elaphus*) population from the Bavarian–Bohemian forest ecosystem. *Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkunde*, 77(3): 211–220.
 155. Fickel, J., Bubliy, O. a., Brand, J., Mayer, K. & Heurich, M. (2012): Low genotyping error rates in non-invasively collected samples from roe deer of the Bavarian Forest National Park. *Mammalian Biology*, 77(1): 67–70.
 156. Stache, A., Mayer, K. & Heurich, M. (2009): Die Räuber-Beute-Beziehung zwischen Luchs (*Lynx lynx*), Reh (*Capreolus capreolus*) und Rothirsch (*Cervus elaphus*) - ein Projektüberblick, 24: 49–55.
 157. Heurich, M., Berger, A., Bevanda, M., Bugmann, H., Cailleret, M., Möst, L., Dubke, C., Engelhardt, K. & Reineking, B. Modelluntersuchungen zum Wildtiermanagement in Schutzgebieten am Beispiel des Nationalparks Bayerischer - Abschlussbericht (2014). Grafenau. Abgerufen von <https://www.deutsche-digitale-bibliothek.de/binary/WKFJHKNLYZB3DXKIH7WNNU5LEZAI7CPH/full/1.pdf>
 158. Möst, L., Hothorn T., Müller, J., H. M. (2014): How to manage ungulates in a national park? Unintended side effects of management measures on the distribution of browsing pressure in the landscape. In: M. Heurich, A. Berger, M. Bevanda, H. Bugmann, M. Cailleret, L. Möst, C. Dubke, K. Engelhardt & B. Reineking (Hrsg.): Modelluntersuchungen zum Wildtiermanagement in Schutzgebieten am Beispiel des Nationalparks Bayerischer Wald. Abschlussbericht (S. Anlage 2). Grafenau.
 159. Möst, L., Hothorn, T., Müller, J. & Heurich, M. (2015): Creating a landscape of management: Unintended effects on the variation of browsing pressure in a national park. *Forest Ecology and Management*, 338: 46–56.
 160. Dupke, C., Reineking, B., Ewald, M., Zeppenfeld, T., Heurich, M. (2014): Resource distribution explains temporal dynamics in habitat use by European roe deer. In: M. Heurich, A. Berger, M. Bevanda, H. Bugmann, M. Cailleret, L. Möst & B. Reineking (Hrsg.): Modelluntersuchungen zum Wildtiermanagement in Schutzgebieten am Beispiel des Nationalparks Bayerischer Wald. Abschlussbericht. Grafenau.
 161. Heurich, M. (2010): Neues vom Reh - Rehforschung und Rehwildmanagement im Nationalpark Bayerischer Wald. *LWF aktuell*, 79: 16–19.
 162. Heurich, M., Brand, T. T. G., Kaandorp, M. Y., Šustr, P., Müller, J. & Reineking, B. (2015): Country, Cover or Protection: What Shapes the Distribution of Red Deer and Roe Deer in the Bohemian Forest Ecosystem? *Plos One*, 10(3) : e0120960. doi:10.1371/journal.pone.0120960.
 163. Ganter, C. (2013): Saufänge als Baustein für modernes Wildtiermanagement. Wildschweinmanagement im Nationalpark Bayerischer Wald. Bachelorarbeit, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg.
 164. Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald. (o. J.). Karte Zonierung. Abgerufen 23. Dezember 2015, von http://www.nationalpark-bayerischer-wald.de/doc/service/downloads/karten/zonierung_din_a3.pdf
 165. Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald. (2010): Nationalparkplan - Anlageband: Wegeplan. Grafenau.

166. Arnberger, A. (2014): Sozioökonomisches Monitoring Nationalpark Bayerischer Wald. Ergebnispräsentation für das erste Erhebungsjahr, 7. November 2014. Auszug. Abgerufen von <http://www.nationalpark-bayerischer-wald.de/aktuelles/presse/soem/index.htm>
167. Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald. (2015): Verhalten im Nationalpark. Abgerufen 3. Januar 2016, von http://www.nationalpark-bayerischer-wald.bayern.de/zu_gast/wandern_und_erleben/verhalten_im_np/index.htm
168. Regierung von Niederbayern. (2014): Verordnung über die Einschränkung des Betretungsrechtes im Nationalpark Bayerischer Wald vom 30. Januar 2014. Amtsblatt der Regierung Niederbayern, 2: 9–10.
169. Landratsamt Regen. Verordnung des Landratsamtes Regen über die Wildschutzgebiete „Auwald“ und „Ahornschachten“ im Bereich des Bayer. Forstamtes Zwiesel (1978). Homepage des Nationalparks Bayerischer Wald (Gesehen: 5.10.2015).
170. Landratsamt Regen. Verordnung des Landratsamtes Regen über die Wildschutzgebiete „Auwald“ und „Ahornschachten“ im Bereich des Bayer. Forstamtes Zwiesel (1984). Homepage des Nationalparks Bayerischer Wald (Gesehen: 5.10.2015).
171. Landratsamt Freyung-Grafenau. Verordnung des Landratsamtes Freyung-Grafenau über das Wildschutzgebiet für Auerwild im Nationalpark Schutzgegenstand und Schutzzweck Schutzgebietsgrenzen (1982). Homepage des Nationalparks Bayerischer Wald (Gesehen: 5.10.2015).
172. Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald. (2013): Rothirsch im Nationalpark - Sonderführungsreihe 2013.
173. Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald. (o. J.). Veranstaltungen Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald. Abgerufen 3. Januar 2016, von http://www.nationalpark-bayerischer-wald.bayern.de/aktuelles/fuehrungen_veranstaltungen/tabelle_tag.php?form_datum=2016-02-22&form_endedatum=2016-05-15
174. Ministeriums für Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt. Allgemeinverfügung über die Erklärung zum Biosphärenreservat „Mittelelbe“. Bek. des MLU vom 2.2.2006-41.11-22421. , Amtsblatt für den Landkreis Stendal vom 19. April 2006 72–73 (2006).
175. UNESCO. (1996): Biosphere Reserves. The Serville Strategy & the Statutory Framework of the World Network. Paris: UNESCO.
176. Deutsches MAB-Nationalkomitee. (2011): Empfehlungen des deutschen MAB-Nationalkomitees zu Kernzonen in Biosphärenreservaten. 20. Sitzung in Schmiedefeld am Rennsteig am 14. April 2011.
177. Lozza, H. (2014): Schweizerischer Nationalpark: 100 Jahre echt wild. In: Jahrbuch des Vereins zum Schutz der Bergwelt e.V., 79. Jahrgang (S. 69–78).
178. Haller, H. (2002): Der Rothirsch im Schweizerischen Nationalpark und dessen Umgebung. Eine alpine Population von *Cervus elaphus* zeitlich und räumlich dokumentiert. Nationalpark-Forschung in der Schweiz, 91. Zernez.
179. Krüsi, B. O. (2004): Nationalpark ohne Bejagung: Erfahrungen aus der Schweiz. In: Natur- und Umweltschutz-Akademie NRW (Hrsg.): Von der Jagd zur Wildbestandsregulierung. Muss in den Wildbestand im Nationalpark Eifel eingegriffen werden? Symposium am 13. Mai. 2004 in Monschau-Imgenbroich. NUA-Heft 15 (S. 25–31).
180. Jenny, H., Gadiant, R., Polzza, A. & Brosi, G. (2011): Der Umgang mit dem Rothirsch – faszinierend aber anspruchsvoll. Amt für Jagd und Fischerei, Chur. Infopic Jagd, 1.
181. Malsak, J. (2009): Rotwild erlebbar machen - Theorie und Praxis. In: S. Münchhausen, H. Frhr. v., Kinser, A., Herzog (Hrsg.): „Jagdfrei“ für den Rothirsch! Strategien zur Verringerung des Jagddrucks. Tagungsband zum 4. Rotwildsymposium der Deutschen Wildtierstiftung am 29. und 30. August 2008 in Döllensee-Schorfheide (S. 142–147).
182. Schröder, W. (2002): Neue Aufgaben für alte Parke. In: S. Holst, S., Herzog (Hrsg.): Der Rothirsch - Ein Fall für die Rote Liste? Neue Wege für das Rotwildmanagement. Tagungsband zum Rotwildsymposium der Deutschen Wildtierstiftung in Bonn am 30.05. - 01.06.2002 (S. 135–168).
183. Engeman, R. M., Massei, G., Sage, M. & Gentle, M. N. (2013): Monitoring wild pig populations : a review of methods, 20: 8077–8091.
184. Stier, N., Keuling, O., Beitsch, C., Eidner, C., Lehmann, A., Roth, M. (2010): Untersuchung zur

- Raumnutzung von Damwild. Abschlussbericht 1999-2010 an die Oberste Jagdbehörde im Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern und die Stiftung „Wald und Wild in Mecklenburg-Vorpommern“ (NWM-Verlag.).
185. Simon, O. (2015): Methodenbeschreibung der Scheinwerttaxation zur Erfassung von Rothirschen und Damhirschen und Ermittlung des Frühjahr-Mindestbestandes. Institut für Tierökologie und Naturbildung.
 186. Ebert, C. M. (2011): Non-invasive genetic approaches to estimate ungulate population sizes in the Palatinate Forest, south-west Germany. Doktorarbeit. Albert-Ludwigs-Universität Freiburg.
 187. Ebert, C., Knauer, F., Spielberger, B., Thiele, B. & Hohmann, U. (2012): Estimating wild boar *Sus scrofa* population size using faecal DNA and capture-recapture modelling. *Wildlife Biology*, 18(2): 142–152.
 188. Stier, N., Nitze, M., Meißner-Hylanová, V., Schumann, M., Deeken, A., Roth, M. (2015): Evaluierung von Monitoringmethoden für Schalenwildbestände. Abschlussbericht 2014. Wildtierforschung in Mecklenburg-Vorpommern, Band 2. Schwerin.
 189. Alves, J., Alves da Silva, A., Soares, A. M. V. M. & Fonseca, C. (2013): Pellet group count methods to estimate red deer densities : Precision , potential accuracy and efficiency. *Mammalian Biology*, 78: 134–141.
 190. Meriggi, A., Sotti, F., Lamberti, P., Gilio, N. (2008): A review of the methods for monitoring roe deer european populations with particular reference to Italy. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, 19(2): 103–120.
 191. Schikora, T. F. (2007): Felduntersuchung zur nicht-invasiven Kotprobengewinnung von Wildschweinen (*Sus scrofa*) im Pfälzerwald, zwecks Verwendung bei der Bestandesdichteschätzung auf Grundlage der Genotypisierung. Diplomarbeit. Johann Wolfgang Universität Frankfurt am Main.
 192. Peters, S. (2010): Results and Evaluation of Different Methods of Faecal Pellet Group Counts To Estimate Red Deer (*Cervus elaphus*) Winter Distribution in the Palatinate Forest. Bachelorarbeit. Albert-Ludwigs-Universität Freiburg.
 193. Friemel, B. (2013): Anwendung der Frischkotgenotypisierung zur Bestandsschätzung einer Rehwildpopulation (*Capreolus capreolus*) im Bienwald, Rheinland-Pfalz. Masterarbeit. Universität für Bodenkultur Wien.
 194. Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover. (2014): Vergleichende Analyse verschiedener Methoden zur Erfassung von freilebenden Huftieren. Abgerufen 27. September 2015, von <http://www.tiho-hannover.de/nc/pdfversion/test-schulung/itaw/terrestrische-wildtierforschung/forschung/aktuelle-projekte/dbu-erfassung-schalenwild/>
 195. Zentralstelle der Forstverwaltung - Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz (FAWF) (Hrsg.). (2015): Vergleichende Analyse verschiedener Methoden zur Erfassung von freilebenden Huftieren. In: Jahresbericht 2014 der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz (S. 16). Trippstadt.
 196. Reimoser, F. & Reimoser, S. (1997): Wildschaden und Wildnutzen - zur objektiven Beurteilung des Einflusses von Schalenwild auf die Waldvegetation. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, 43(3): 186–196.
 197. Albert-Ludwigs-Universität Freiburg. (o. J.). Wildmanagement in deutschen Nationalparks - Projektbeschreibung. Abgerufen 14. Dezember 2015, von <http://forschdb.verwaltung.uni-freiburg.de/servukl/forschdbukl.recherche0?xmldokumentart=Projekt&ldnr=8515&sprache=D&Layout=uni&Ausgabeart=bs&Rahmen=1&CSS=https://forschdb.verwaltung.uni-freiburg.de/uni2002/content.css&Variante=2>
 198. ArGe Reck. (2009): Pilotstudie „ Wild + Biologische Vielfalt “. Schentimental.
 199. Stöcker, B., Kinser, A., v. Münchenhausen, H. F. (2010): Wild im Wald. Rothirsch und Co. als Retter der Artenvielfalt? (Deutsche Wildtier Stiftung, Hrsg.).
 200. Augustine, D.J. & McNaughton, S. J. (1998): Ungulate effects on the functional species composition of plant communities: herbivore selectivity and plant tolerance.pdf. *Journal of Wildlife Management*, 62(4): 1165–1183.
 201. Coté, S.D., Rooney, T. P., Tremblay, J., Dussault, C. & Waller, D. M. (2004): Ecological impacts of

- deer overabundance. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35: 113–147.
202. Ammer, C. (2011): Die Bedeutung von Schalenwildverbiss für die Artenvielfalt in Wäldern. In: EUROPARC Deutschland e.V. (Hrsg.): Abschlussdokumentation der Tagung „Wildbestandsregulierung in deutschen Nationalparks“, Bad Wildungen 29. und 30 März 2011 (S. 37–41). Berlin.
 203. Reimoser, F. & Gossow, H. (1996): Impact of ungulates on forest vegetation and its dependence on the silvicultural system. *Forest Ecology and Management*, 88(1-2) : 107–119.
 204. Panter, C. J. & Dolman, P. M. (o. J.). Mammalian herbivores as potential seed dispersal vectors in ancient woodland fragments. *Wildlife Biology*, 18(3) : 292–303.
 205. Simon, O. & Goebel, W. (1999): Einfluss Wildschwein auf die Vegetation und Bodenfauna einer Heidelandschaft.pdf. In: M. Gerken, B. & Görner (Hrsg.): Natur- und Kulturlandschaft, Band 3 (S. 172–177).
 206. Simon, O., Goebel, W. & Petrak, M. (2011): Lebensraumgutachten Wildschutzgebiet Kranichstein, Teil 2: Wildbiologisch-vegetationskundliche Untersuchungen eines Waldlebensraumes zwischen 1986 und 2003. *Mitteilungen der Hessischen Landesforstverwaltung* 44/II.
 207. Hohmann, U. & Huckschlag, D. (2010): Zum Monitoring von Schalenwildbeständen in Großschutzgebieten am Beispiel des deutschen Teils des Biosphärenreservats. *Artenschutzreport, Sonderheft Jagd & Artenschutz*, (26): 41–44.
 208. Hohmann, U. & Mehlhorn, C. (2008): Störwirkung von Forst- und Jagdbetrieb auf Schwarzwild - Was hat es damit auf sich ? *Forstinfo*, 1: 32–33.
 209. Ebert, C., Berger, K., Huckschlag, D., Nikolov, I., Schikora, T. & Hohmann, U. (2007): Kann man Wildschweine zählen? Eine Untersuchung über die nicht- invasive Gewinnung von Gewebeproben zur Verwendung bei der Bestandesschätzung von Wildschweinen. In: U. Degenhardt, A. & Wunn (Hrsg.): Tagungsband der Sektion forstliche Biometrie und Informatik im DVFFA „Die grüne Reihe“, Band 18 (S. 63–72).
 210. Reimoser, F. & Reimoser, S. (2010): Ungulates and their management in Austria. In: M. Apollonio, R. Andersen & R. Putman (Hrsg.): *European Ungulates and Their Management in the 21st Century* (S. 352). Cambridge University Press.
 211. Kuijper, D. P. J. (2011): Lack of natural control mechanisms increases wildlife-forestry conflict in managed temperate European forest systems. *European Journal of Forest Research*, 130(6) : 895–909.
 212. Bradshaw, R., Hannon, G., Lister, A., Bradshaw, R. H. W., Hannon, G. E. & Lister, A. M. (2003): A long-term perspective on ungulate- vegetation interactions . *For Ecol Manage*, 181: 267–280.
 213. Birks, H. J. B. (2005): Mind the gap: how open were European primeval forests ? *Trends in Ecological and Evolution*, 20: 154–156.
 214. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft. (2000): Großtiere als Landschaftsgestalter - Wunsch oder Wirklichkeit? LWF-Bericht Nr.27. Tagungsband.
 215. Völk, F. (2012): Jagddruck: Schusszeiten, Bejagungspraxis und Scheuheit des Wildes. In: Lehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein (Hrsg.): Bericht über die 18. Österreichische Jägertagung 2012 zum Thema Jagd und Jagdzeiten - Ansprüche von Mensch und Wild. 14. und 15. Februar 2012 LFZ Raumberg-Gumpenstein. (S. 1–6). Lehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein.
 216. Stankowich, T. (2008): Ungulate flight responses to human disturbance: A review and meta-analysis. *Biological Conservation*, 141: 2159–2173.
 217. Pfefferle, S. (2012): Was uns sichtbare Schalenwildbestände bringen und wie wir sie richtig bejagen (am Beispiel von Rot- und Gamswild im Alpenraum). Abschlussarbeit für den Universitätslehrgang Jagdwirt III. Universität für Bodenkultur Wien.
 218. Obermair, L. (2013): Sehen oder Nicht -Sehen: Zeitrafferbasierte Analyse der jagdlichen Sichtbarkeit von Rehwild in einem steirischen Bergrevier. Masterarbeit. Universität für Bodenkultur Wien.
 219. Reimoser, F. & Völk, F. (2013): Frühjahrsjagd auf Schalenwild. *Weidwerk*, 5: 10–12.
 220. Reimoser, F. & Schreiber, B. (2012): Zur Optimierung der Rotwild-Schusszeit in Niederösterreich.

- In: Lehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein (Hrsg.): Bericht über die 18. Österreichische Jägertagung 2012 zum Thema Jagd und Jagdzeiten - Ansprüche von Mensch und Wild. 14. und 15. Februar 2012 LFZ Raumberg-Gumpenstein. (S. 33–38). Lehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein.
221. Münchhausen, H. Frhr. v., Kinser, A., Herzog, S. (2009): „Jagdfrei“ für den Rothirsch! Strategien zur Verringerung des Jagddrucks. Tagungsband zum 4. Rotwildsymposium der Deutschen Wildtierstiftung am 29. und 30. August 2008 in Döllensee-Schorfheide.
 222. Wotschikowsky, U., Simon, O., Barthel, R., Beyer, G., Heidemann, G., Heurich, M., Kugelschaffer, K., Lindeiner, A. Von, Mörschel, F., Scherzinger, W. & Sindel, H. (2004): Ein Leitbild für das Rotwild- Management in Deutschland. 4. Fassung, Februar 2004.
 223. Sandfort, R. (2015): Einfluss der Jagd auf die Raumnutzung des Rehwildes. In: Bericht über die 21. Österreichische Jägertagung 2015 zum Thema Schalenwildmanagement und Jagd - Aufgabenvielfalt erfordert ganzheitliches Denken und unterschiedliches Handeln. 26.-27. Februar 2015 HBLFA Raumberg-Gumpenstein (Höhere Bun., S. 29–30). Irdning: Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt Raumberg-Gumpenstein (HBLFA).
 224. Neumann, M. (2009): Wildruhezonen ausweisen! Erkenntnisse der Wissenschaft. In: S. Münchhausen, H. Frhr. v., Kinser, A., Herzog (Hrsg.): „Jagdfrei“ für den Rothirsch! Strategien zur Verringerung des Jagddrucks. Tagungsband zum 4. Rotwildsymposium der Deutschen Wildtierstiftung am 29. und 30. August 2008 in Döllensee-Schorfheide (S. 108–123).
 225. Klaus, A. (2015): Wie viel Erholung braucht das Wild (vom Jäger). Masterarbeit. Universität für Bodenkultur Wien.
 226. Keuling, O., Stier, N., Frenzel, J., Lampe, T., Lauterbach, K., Saebel, J. (2006): Schwarzwild - Untersuchungen zu Raum- und Habitatnutzung des Schwarzwildes (*Sus scrofa* L. 1758) in Südwest-Mecklenburg unter besonderer Berücksichtigung des Bejagungseinflusses und der Rolle älterer Stücke in den Rotten. Abschlussbericht 2002-2006 an die Oberste Jagdbehörde im Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern und die Stiftung „Wald und Wild in Mecklenburg-Vorpommern“.
 227. Deutz, A., Bretis, H. & Völk, F. (2015): Rotwildregulierung - aber wie? Graz: Leopold Stocker Verlag.
 228. Knauer, F. (2013): Schwarzwild: Reduktion möglich ? Weidwerk, 6 : 12–15.
 229. Muralt, G. (2013): Schwarzwild im Revier! Was jetzt? Der Kärnter Jäger - Mitteilungsblatt der Kärnter Jägerschaft, 207: 7–9.
 230. Gortázar, C., Acevedo, P., Ruiz-Fons, F. & Vicente, J. (2006): Disease risks and overabundance of game species. *European Journal of Wildlife Research*, 52(2) : 81–87.
 231. Kübber-Heiss, A. & Beiglböck, C. (2014): Die Afrikanische Schweinepest. *OÖ Jäger*, 3: 16–18.
 232. Bundesforschungsinstitut für Tiergesundheit - Friedrich-Loeffler-Institut. (o. J.). Karten zur Afrikanischen Schweinepest - ASF in Lettland, Litauen, Polen und Estland, Stand 01.01.-31.12.2015. Abgerufen 13. Februar 2016, von http://www.fli.de/fileadmin/FLI/Images/Tierseuchengeschehen/afrikanische-schweinepest/Karten/2015/Map_ASF_2015.jpg
 233. Grignolio, S., Merli, E., Bonghi, P., Ciuti, S. & Apollonio, M. (2011): Effects of hunting with hounds on a non-target species living on the edge of a protected area. *Biological Conservation*, 144(1): 641–649.
 234. Gabrielsen, G. W. & Smith, E. N. (1995): Physiological responses of wildlife to disturbances. In: R. L. Knight & K. J. Gutzwiller (Hrsg.): *Wildlife and recreationists* (S. 100). Washington D.C.: Island Press.
 235. Georgii, B. (2001): Auswirkungen von Freizeitaktivitäten und Jagd auf Wildtiere. Laufener Seminarbeitrag. Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, 1: 37–47.
 236. Reichholf, J. H. (2001): Störungsökologie: Ursache und Wirkungen von Störungen. Laufener Seminarbeitrag. Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege: 11–16.
 237. Brücher, H. (2004): „Warum ist Wild wild – ist Scheuheit natürlich oder antrainiert? - Stören Nationalparkbesucher Wildtiere?“ In: Natur- und Umweltschutz-Akademie NRW (Hrsg.): *Von der Jagd zur Wildbestandsregulierung. Muss in den Wildbestand im Nationalpark Eifel eingegriffen*

- werden? Symposium am 13. Mai. 2004 in Monschau-Imgenbroich. NUA-Heft 15 (S. 43–48).
238. Ciuti, S., Northrup, J. M., Muhly, T. B., Simi, S., Musiani, M., Pitt, J. A. & Boyce, M. S. (2012): Effects of Humans on Behaviour of Wildlife Exceed Those of Natural Predators in a Landscape of Fear. *PLoS one*, doi:10.1371/journal.pone.0050611.
 239. Ciuti, S., Muhly, T. B., Paton, D. G., Mcdevitt, D., Musiani, M. & Boyce, M. S. (2012): Human selection of elk behavioural traits in a landscape of fear. *Proceedings of the Royal Society B*, 279: 4407–4416.
 240. Jeppesen, J. L. (1987): Impact of Human Disturbance on Home Range Movements and Activity of Red Deer (*Cervus elaphus*) in a Danish Environment. *Danish Review of Game Biology*. Abgerufen von <Go to ISI>://BIOSIS:PREV198885077561
 241. Boyle, S. & Samson, F. B. (1985): Effects of Nonconsumptive Recreation on Wildlife: A Review. *Wildlife Society Bulletin*, 13(2): 110–116.
 242. Jayakody, S., Sibbald, A. M., Gordon, I. J. & Lambin, X. (2008): Red deer *Cervus elephus* vigilance behaviour differs with habitat and type of human disturbance. *Wildlife Biology*, 14(1): 81–91.
 243. Taylor, A. R. & Knight, R. L. (2003): Wildlife Responses to Recreation and Associated Visitor Perceptions. *Ecological Applications*, 13(4): 951–963.
 244. Ingold, P. (2005): Freizeitaktivitäten im Lebensraum der Alpentiere. Konfliktbereiche zwischen Mensch und Tier. Mit einem Ratgeber für die Praxis.
 245. Lima, S. L. & Dill, L. M. (1990): Behavioural decisions made under the risk of predation. *Canadian Journal of Zoology*, (68): 619–640.
 246. Frid, A. & Dill, L. (2002): Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Conservation Ecology*, 6: 11–26.
 247. Gill, J. A., Norris, K. & Sutherland, W. J. (2001): Why behavioural responses may not reflect the population consequences of human disturbance. *Biological Conservation*, 97(2): 265–268.
 248. Proffitt, K. M., Grigg, J. L., Hamlin, K. L. & Garrott, R. A. (2008): Contrasting Effects of Wolves and Human Hunters on Elk Behavioral Responses to Predation Risk. *Journal of Wildlife Management*, 73(3): 345–356.
 249. Sönnichsen, L., Bokje, M., Marchal, J., Hofer, H., Jędrzejewska, B., Kramer-Schadt, S. & Ortmann, S. (2013): Behavioural Responses of European Roe Deer to Temporal Variation in Predation Risk. *Ethology*, 119(3): 233–243.
 250. Laundré, J. W., Hernández, L. & Altendorf, K. B. (2001): Wolves, elk, and bison: reestablishing the „landscape of fear“ in Yellowstone National Park, U.S.A. *Canadian Journal of Zoology*, 79(8): 1401–1409.
 251. Benhaiem, S., Delon, M., Lourtet, B., Cargnelutti, B., Aulagnier, S., Hewison, A. J. M., Morellet, N. & Verheyden, H. (2008): Hunting increases vigilance levels in roe deer and modifies feeding site selection. *Animal Behaviour*, 76(3): 611–618.
 252. Childress, M. J. & Lung, M. A. (2003): Predation risk, gender and the group size effect: does elk vigilance depend upon the behaviour of conspecifics? *Animal Behaviour*, 66: 389–398.
 253. Lima, S. L. (1995): Back to the basics of anti-predatory vigilance: the group-size effect. *Animal Behaviour*, 49: 11–20.
 254. Reimoser, F. (1999): Schalenwild und Wintersport. In: *Laufener Seminarbeiträge* (S. 39–45). Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL).
 255. Marchand, P., Garel, M., Bourgoïn, G., Dubray, D., Maillard, D. & Loison, A. (2014): Impacts of tourism and hunting on a large herbivore's spatio-temporal behavior in and around a French protected area. *Biological Conservation*, 177: 1–11.
 256. Gander, H. & Ingold, P. (1997): Reactions of male alpine chamois *Rupicapra r. rupicapra* to hikers, joggers and mountainbikers. *Biological Conservation*, 79(1): 107–109.
 257. Mao, J. S., Boyce, M. S., Smith, D. W., Singer, F. J., Vales, D. J., Vore, J. M. & Evelyn, H. (2005): Habitat Selection By Elk Before and After Wolf Reintroduction in Yellowstone National Park. *Wildlife Society*, 69(4): 1691–1707.
 258. Petrak, M. (1988): Skilanglauf und Rothirsch (*Cervus elaphus* Linné, 1758) in der Eifel. Bilanz des

- Konzeptes zur Lebensraumberuhigung im Wintersportgebiet Monschau. Zeitschrift für Jagdwissenschaft, 5: 105–114.
259. Hüppop, O. (2005): Physiologische Grundlagen. In: P. Ingold (Hrsg.): Freizeitaktivitäten im Lebensraum der Alpentiere (S. 189–197). Haupt Berne.
 260. Arnold, W. (2009): Jagdzeiten verkürzen! Erkenntnisse aus der Wissenschaft. In: H. F. v. Münchhausen, A. Kinser & S. Herzog (Hrsg.): „Jagdfrei“ für den Rothirsch! Strategien zur Verringerung des Jagddrucks. Tagungsband zum 4. Rotwildsymposium der Deutschen Wildtierstiftung (S. 45–55).
 261. Lutz, W. (1999): Dauerstress macht auch Rehe krank. Wild und Hund, 1: 32–36.
 262. Norum, J. K., Lone, K., Linnell, J. D. C., Odden, J., Loe, L. E. & Mysterud, A. (2015): Landscape of risk to roe deer imposed by lynx and different human hunting tactics. European Journal of Wildlife Research, 61(1): 831–840.
 263. Heurich, M. (2015): Welche Effekte haben große Beutegreifer auf Huftierpopulationen und Ökosysteme? Bottom up versus Top down Control. Naturschutz und Landschaftsplanung, 47(11): 337–345.
 264. Lone, K., Loe, L. E., Gobakken, T., Linnell, J. D. C., Odden, J., Remmen, J. & Mysterud, A. (2014): Living and dying in a multi-predator landscape of fear: Roe deer are squeezed by contrasting pattern of predation risk imposed by lynx and humans. Oikos, 123(6): 641–651.
 265. Reimoser, F. (2012): Jagd und Jagdzeiten. Weidwerk, 4: 8–11.
 266. Arnold, W., Ruf, T., Reimoser, S., Tataruch, F., Ondersheka, K., Schober, F., Ruf, T., Reimoser, S., Tataruch, F., Ondersheka, K. & Schober, F. (2004): Nocturnal hypometabolism as an overwintering strategy of red deer (*Cervus elaphus*). American Journal of Physiology - Regulatory, Integrative and Comparative Physiology, 286(1): 174–181.
 267. Hirnschall, F., Tomek, H., Brandenburg, C., Reimoser, F., Lexer, W., Heckl, F. & Ziener, K. (2012): Auswirkungen von Freizeit und Tourismus in Großschutzgebieten - Räumliche und zeitliche Verhaltensmuster von Mountainbikern und deren Auswirkungen auf die Tierwelt im Biosphärenpark Wienerwald. In: Naturschutz und Landschaftsplanung (Bd. 44, S. 341–347). Stuttgart: Eugen Ulmer KG.
 268. Hofmann, R. R. (1989): Evolutionary steps of ecophysiological adaptation and diversification of ruminants: a comparative view of their digestive system. Oecologia, 78: 443–457.
 269. Klasek, E. (1999): Nutzung von Wiesen durch Rotwild. In: Tagung für die Jägerschaft 1999, 17. und 18. Juni 1999 (S. 4). Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein.
 270. Ebert, K. H. (2009): Wildruhezone ausweisen! Erfahrungen aus der Praxis. In: „Jagdfrei“ für den Rothirsch! Strategien zur Verringerung des Jagddrucks. Tagungsband zum 4. Rotwildsymposium der Deutschen Wildtierstiftung (S. 94–107).
 271. Hettich, U. & Hohmann, U. (2014): Allgemeine Richtwerte zum Anteil, Verteilung, Pflege und zur jagdlichen Nutzung von Grünäsungsflächen für Rotwild in geschlossenen Waldgebieten. Forschungsgruppe Wildökologie der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz, Trippstadt.
 272. Schumacher, W. (2007): Bilanz - 20 Jahre Vertragsnaturschutz. Vom Pilotprojekt zum Kulturlandschaftsprogramm NRW. Naturschutz-Mitteilungen, 1: 21–28.
 273. Naturschutzbund NÖ. (2012): Wiesen im Nationalpark Donau-Auen. Naturschutzfachliche Bewertung und Managementvorschläge. Projektendbericht. Unveröffentlicht.
 274. Forschungsinformationssystem Universität für Bodenkultur Wien. (2015): Pilotstudie zur Sichtbarkeit von Rotwild für Nationalpark-Besucher unter Berücksichtigung von Wechselwirkungen zwischen Jagddruck und Habitatqualität. Abgerufen 21. Januar 2016, von https://forschung.boku.ac.at/fis/suchen.projekt_uebersicht?sprache_in=de&menue_id_in=300&id_in=10758
 275. Menzel, J. (2009): Wildruhezone ausweisen! Erfahrungen aus der Praxis. In: S. Münchhausen, H. Frhr. v., Kinser, A., Herzog (Hrsg.): „Jagdfrei“ für den Rothirsch! Strategien zur Verringerung des Jagddrucks. Tagungsband zum 4. Rotwildsymposium der Deutschen Wildtierstiftung (S. 84–92).
 276. Campell, S. & Filli, F. (2009): Rothirsche erleben im Schweizerischen Nationalpark. In: S. Münchhausen, H. Frhr. v., Kinser, A., Herzog (Hrsg.): „Jagdfrei“ für den Rothirsch! Strategien zur

- Verringerung des Jagddrucks. Tagungsband zum 4. Rotwildsymposium der Deutschen Wildtierstiftung (S. 168–171).
277. Traube, M., Hofmann, J., Burghard, F., Filli, F., Hackländer, K. & Heurich, M. (2011): Analyse der Aktivität von Rotwild in Bezug auf anthropogene Einflüsse als Grundlage für die Entwicklung von Managementstrategien. In: VWJD TAGUNG - Vereinigung der Wildbiologen und Jagdwissenschaftler Deutschlands e.V. - „Wildtiere und Industriegesellschaft“ vom 14.- 15. Oktober 2011. Technische Universität München (S. 23–24).
 278. Vorreyer, C. (2007): Das Gut Klepelshagen und sein Rotwildmanagement. In: H. Freiherr v. Münchhausen, M. J. K. Herrmann & (Deutsche Wildtier Stiftung) (Hrsg.): 3. Rotwildsymposium „Freiheit für den Rothirsch – zur Zukunft der Rotwildgebiete in Deutschland“ am 8. und 9. September 2006 in Berlin (S. 185–189).
 279. Arnberger, A., Frey-Roos, A., Eder, R., Muralt, G., Nopp-Mayr, U., Tomek, H., Zohmann, M. (2009): Ökologische und soziale Tragfähigkeiten als Managementherausforderungen für suburbane Biosphärenparke am Beispiel Untere Lobau. (Österreichische Akademie der Wissenschaften, Hrsg.). Wien. doi:10.1553/MAB-OEST.
 280. Burghardt, F. (2011): Die Verantwortung des Tourismus für einen Ausgleich zwischen Wald und Wild. In: Deutsche Wildtierstiftung & Bayerische Jagdverband e.V. (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 (S. 188–193).
 281. Dachs, D. (2013): Effects of wildlife management in national parks on its populations - Where to go? In: 5th Symposium for Research in Protected Areas , 10 to 12 June 2013, Mittersill (S. 119–120).
 282. Melis, C., Jędrzejewska, B., Apollonio, M., Bartoń, K. a., Jędrzejewski, W., Linnell, J. D. C., Kojola, I., Kusak, J., Adamic, M., Ciuti, S., Delehan, I., Dykyy, I., Krapinec, K., Mattioli, L., Sagaydak, A., Samchuk, N., Schmidt, K., Shkvrya, M., Sidorovich, V. E., Zawadzka, B. & Zhyla, S. (2009): Predation has a greater impact in less productive environments: Variation in roe deer, *Capreolus capreolus*, population density across Europe. *Global Ecology and Biogeography*, 18(6): 724–734.
 283. Ripple, W. J. & Beschta, R. L. (2012): Large predators limit herbivore densities in northern forest ecosystems. *European Journal of Wildlife Research*, 58(4): 733–742.
 284. Belotti, E., Heurich, M., Kreisinger, J., Šustr, P. & Bufka, L. (2012): Influence of tourism and traffic on the Eurasian lynx hunting activity and daily movements. *Animal Biodiversity and Conservation*, 35(2): 235–246.
 285. Smith, J. a., Wang, Y. & Wilmers, C. C. (2015): Top carnivores increase their kill rates on prey as a response to human-induced fear. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1802): 20142711–20142711.
 286. Lesmerises, F., Dussault, C. & St-Laurent, M. H. (2012): Wolf habitat selection is shaped by human activities in a highly managed boreal forest. *Forest Ecology and Management*, 276: 125–131.
 287. Reimoser, F. & Zink, R. (2005): Development of a nationalpark consistent wildlife management in a model region of the Gastein valley. In: 3rd Symposion of the Hohe Tauern National Park for Research in Protected Areas, 15., 16., 17. September 2005, Castle of Kaprun (S. 181–185).
 288. Duscher, A., Reimoser, F. & Lainer, F. (2009): Managing red deer populations according to the IUCN requirements in the National Park Hohe Tauern , Austria. In: Conference Volume. 4th Symposium of the Hohe Tauern National Park for Research in Protected Areas. September 17th to 19th, Castle of Kaprun (S. 77–79).
 289. Großer Rat. Verordnung über den Schutz des Schweizerischen Nationalparks (Nationalparkordnung) Vom 23.02.1983 (Stand 01.01.2011) (1983). Aktuelle Fassung 23.808.2015. Kanton Graubünden - Erlasssammlung. Abgerufen von <http://www.grlex.gr.ch/frontend/versions/1190>
 290. Zentralstelle der Forstverwaltung - Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz (FAWF) (Hrsg.). (2013): Rotwildbestandeserfassung Hunsrück mittels genetischer Erfassung und Fang-Wiederfang-Methoden. In: JAHRESBERICHT 2012 der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz (S. 14).
 291. Zentralstelle der Forstverwaltung - Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz (FAWF) (Hrsg.). (2013): Rehwildbestandeserfassung Bienwald mittels genetischer

- Erfassung und Fang-Wiederfang-Methoden. In: JAHRESBERICHT 2012 der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz (S. 15).
292. Zentralstelle der Forstverwaltung - Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz (FAWF) (Hrsg.). (2013): Evaluierung des Rotwildmanagements der Regiejagd im Rotwildgebiet Hochwald, hier Zwischenbericht zu Populationserfassung und Geschlechterverhältnis. In: JAHRESBERICHT 2012 der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz (S. 14).
 293. Tottewitz, F., Stubbe, C., Ahrens, M., Dobiás, K., Goretzki, Paustian, K.-H. (1996): Die Losungszählung als Methode der Bestandesschätzung von wiederkäuenden Schalenwildarten. Zeitschrift Für Jagdwissenschaft, 42: 111–122.
 294. Wildforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg bei der staatlichen Lehr- und Versuchsanstalt Aulendorf. (2001): Rehwildmarkierung in Baden-Württemberg, Bericht 2001. In: WFS-MITTEILUNGEN (S. 1–2).
 295. Hebeisen, C., Fattebert, J., Baubet, E. & Fischer, C. (2008): Estimating wild boar (*Sus scrofa*) abundance and density using capture – resights in Canton of Geneva , Switzerland. European Journal of Wildlife Research, 54: 391–401.
 296. Rowcliffe, J. M., Field, J., Turvey, S. T. & Carbone, C. (2008): Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. Journal of Applied Ecology, 45: 1228–1236.
 297. Zentralstelle der Forstverwaltung - Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz (FAWF) (Hrsg.). (2012): Pilotstudie: Rehwildbestandeschätzung mittels Fotofallen. In: JAHRESBERICHT 2012 der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz (S. 15).
 298. NÖ Landesregierung. NÖ Jagdverordnung (NÖ JVO) (2015). Aktuelle Fassung vom 03.01.2016. Rechtsinformationssystem des Bundes (RIS).
 299. Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald. (2015): Karte Schalenwildmanagement. Abgerufen 23. Dezember 2015, von http://www.nationalpark-bayerischer-wald.de/doc/service/downloads/karten/schalenwildmanagement_din_a3.pdf