

**Stefan Ehrhart, Johannes Lang, Olaf Simon,  
Ulf Hohmann, Norman Stier, Mark Nitze, Marco Heurich,  
Ulrich Wotschikowsky, Friedrich Burghardt,  
Jutta Gerner und Ulrich Schraml**

## **Wildmanagement in deutschen Nationalparks**



# **Wildmanagement in deutschen Nationalparks**

**Stefan Ehrhart  
Johannes Lang  
Olaf Simon  
Ulf Hohmann  
Norman Stier  
Mark Nitze  
Marco Heurich  
Ulrich Wotschikowsky  
Friedrich Burghardt  
Jutta Gerner  
Ulrich Schraml**

**Titelbild:** oben links: Mittels Fotofalle erfasstes, markiertes und besendertes Rothirschweibchen im Nationalpark Kellerwald-Edersee (O. Simon); oben rechts: Gruppendiskussion mit Akteuren aus dem Nationalpark Hainich und dessen Umfeld (S. Ehrhart); unten links: Wärmebildaufnahme von Rothirschen (M. Nitze); unten rechts: Hochsitz im Nationalpark Müritz (U. Schraml).

**Adressen der Autorin und der Autoren:**

Stefan Ehrhart Prof. Dr. Ulrich Schraml	Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg Abteilung Wald und Gesellschaft Wonnhaldestr. 4, 79100 Freiburg E-Mail: stefan.ehrhart@forst.bwl.de
Johannes Lang Olaf Simon	Institut für Tierökologie und Naturbildung, Altes Forsthaus Hauptstraße 30, 35321 Laubach-Gonterskirchen
Dr. Ulf Hohmann	Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Forschungsbereich Ökologische Waldentwicklung Hauptstr. 16, 67705 Trippstadt
Dr. Norman Stier	Technische Universität Dresden, Professur für Forstzoologie Pienner Str. 7, 01737 Tharandt
Mark Nitze	Büro Wildtierforschung + Naturbildung Nutriaweg 11, 16515 Oranienburg
Dr. Marco Heurich	Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald Freyunger Str. 2, 94481 Grafenau
Ulrich Wotschikowsky Friedrich Burghardt	Deutingerstr. 15, 82487 Oberammergau Nationalpark Schwarzwald Schwarzwaldhochstr. 2, 77889 Seebach
Dr. Jutta Gerner	Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Fakultät für Umwelt und Natürliche Ressourcen Tennenbacher Str. 4, 79106 Freiburg

**Fachbetreuung im BfN:**

Dr. Volker Scherfose                      Fachgebiet II 2.3 „Gebietsschutz / Großschutzgebiete“

Gefördert durch das Bundesamt für Naturschutz mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB).

Diese Veröffentlichung wird aufgenommen in die Literaturdatenbank „DNL-online“ ([www.dnl-online.de](http://www.dnl-online.de)). BfN-Skripten sind nicht im Buchhandel erhältlich. Eine pdf-Version dieser Ausgabe kann unter [http://www.bfn.de/0502\\_skripten.html](http://www.bfn.de/0502_skripten.html) heruntergeladen werden.

Institutioneller Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz  
Konstantinstr. 110  
53179 Bonn  
URL: [www.bfn.de](http://www.bfn.de)

Der institutionelle Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des institutionellen Herausgebers übereinstimmen.

Das Werk einschließlich aller seiner Teile ist urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung außerhalb der engen Grenzen des Urheberrechtsgesetzes ist ohne Zustimmung des institutionellen Herausgebers unzulässig und strafbar.

Nachdruck, auch in Auszügen, nur mit Genehmigung des BfN.

Druck: Druckerei des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB)

Gedruckt auf 100% Altpapier

ISBN 978-3-89624-170-2

Bonn - Bad Godesberg 2016

## Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Abbildungsverzeichnis .....</b>	<b>6</b>
<b>2</b>	<b>Tabellenverzeichnis .....</b>	<b>8</b>
<b>3</b>	<b>Abkürzungsverzeichnis und Begriffe .....</b>	<b>9</b>
3.1	Abkürzungsverzeichnis .....	9
3.2	Begriffsdefinitionen.....	10
<b>4</b>	<b>Vorwort .....</b>	<b>11</b>
<b>5</b>	<b>Einleitung.....</b>	<b>12</b>
5.1	Ausgangslage .....	12
5.2	Zielsetzung und methodisches Vorgehen.....	16
<b>6</b>	<b>Ökologische Grundlagen des Schalenwildmanagements in Nationalparks .....</b>	<b>20</b>
6.1	Rothirsch.....	20
6.2	Reh .....	21
6.3	Europäischer Mufflon .....	22
6.4	Wildschwein .....	23
6.5	Damhirsch.....	24
6.6	Gämse .....	26
6.7	Alpensteinbock.....	27
6.8	Effekte von Spitzenprädatoren auf Ökosysteme.....	28
<b>7</b>	<b>Rechtliche Grundlagen des Schalenwildmanagements in Nationalparks .....</b>	<b>33</b>
7.1	Einführung.....	33
7.2	Synopse der Nationalparkverordnungen und -pläne.....	33
7.2.1	Gesetzliche Rahmenbedingungen des Schalenwildmanagements in Nationalparks.....	35
7.2.2	Verordnungen, Leitbilder und Pläne .....	35
7.2.3	Konflikte mit anderen Rechtsvorschriften .....	39
7.2.4	Resümee.....	40
<b>8</b>	<b>Erfassung und Monitoring von Schalenwild .....</b>	<b>41</b>
8.1	Einführung.....	41
8.2	Methodenüberblick .....	41
8.2.1	Jagdstreckenerfassung und -rückrechnung.....	42
8.2.2	Kotzählung .....	42
8.2.3	Zähltreiben .....	43
8.2.4	Fütterungs- und Wintergatterzählung .....	44
8.2.5	Scheinwerferzählung.....	45
8.2.6	Distance sampling.....	47
8.2.7	Wärmebildbefliegung.....	49
8.2.8	Fang-Markierung-Wiederaufnahme-Verfahren .....	50
8.2.9	Random encounter model .....	53
8.2.10	Fang-Markierung-Wiederaufnahme-Verfahren mittels Kotgenotypisierung.....	54
8.2.11	Überblick über die vorgestellten Methoden.....	55
8.3	Ergebnisse .....	56
8.3.1	Verfolgte Zielsetzung.....	56
8.3.2	Artenauswahl .....	57
8.3.3	Methodenspektrum .....	57
8.3.4	Bezugsfläche und Wechselwirkung mit dem Umland .....	59
8.3.5	Zuständigkeiten, Aufwand und Finanzierung des Schalenwildmonitorings .....	59

8.3.6	Weitergehende Nutzung der Monitoringdaten .....	60
8.4	Fazit und Empfehlungen .....	60
<b>9</b>	<b>Schalenwildregulierung und deren Monitoring.....</b>	<b>63</b>
9.1	Einführung.....	63
9.2	Ergebnisse .....	68
9.2.1	Vorkommende und regulierte Schalenwildarten .....	68
9.2.2	Ziele mit Bezug zur Schalenwildregulierung .....	68
9.2.3	Methoden zur Regulierung von Schalenwild.....	70
9.2.4	Abschussplanung.....	72
9.2.5	Jagdfreie Flächen.....	72
9.2.6	Jagdfreie Zeiten .....	74
9.2.7	Jagende im Nationalpark.....	76
9.2.8	Nutzung der bei der Jagd anfallenden Daten für das Monitoring der Schalenwildregulierung .....	77
9.3	Fazit und Empfehlungen .....	78
<b>10</b>	<b>Schalenwildwirkungen auf Vegetation und Fauna.....</b>	<b>84</b>
10.1	Einführung.....	84
10.1.1	Schalenwildwirkung und Lebensraum .....	84
10.1.2	Einfluss der Jagd auf Raumnutzung und Schalenwildwirkung .....	85
10.1.3	Schalenwildwirkung auf die Gehölzvegetation.....	86
10.1.4	Schalenwildwirkung in anthropogen stark veränderten Wäldern.....	89
10.1.5	Saisonale und artspezifische Nahrungspräferenzen.....	90
10.1.6	Saisonale Wanderungen entlasten die Vegetation .....	90
10.1.7	Waldvegetationsentwicklung und Gehölzartenspektrum - Die Schwierigkeit der Definition von Zielen aus vegetationskundlich-ökologischer Sicht .....	91
10.1.8	Auswahl geeigneter Erfassungsmethoden .....	93
10.1.9	Einsatz der Methoden .....	95
10.2	Ergebnisse .....	96
10.2.1	Ziele und Erhebung .....	96
10.2.2	Methoden .....	98
10.2.3	Monitoringflächen.....	99
10.2.4	Zieldefinitionen und Schwellenwerte .....	100
10.2.5	Bedeutung von Indikatorarten – Beispiel Moorbirke .....	101
10.2.6	Offenlandmonitoring .....	102
10.2.7	Best practice-Beispiele.....	105
10.3	Fazit und Empfehlungen .....	109
<b>11</b>	<b>Schalenwildmanagement in Netzwerken zwischen Nationalparks und deren Umfeld.....</b>	<b>113</b>
11.1	Einführung.....	113
11.2	Ergebnisse .....	115
11.2.1	Struktur der Nationalparke und deren Umfeld .....	115
11.2.2	Kommunikation und Zusammenarbeit mit dem Umfeld .....	118
11.2.3	Wildschäden und deren Monitoring im Umfeld .....	118
11.2.4	Akzeptanz des Schalenwildmanagements .....	120
11.2.5	Konflikttypen und -themen.....	121
11.2.6	Konfliktmanagementansätze der Akteure .....	126
11.3	Fazit und Empfehlungen .....	130
11.3.1	Bewertung.....	130
11.3.2	Partizipative Akteurs- und Status-quo-Analyse.....	131
11.3.3	Modell Konfliktmanagement und Zusammenarbeit.....	132

<b>12</b>	<b>Resümee .....</b>	<b>135</b>
<b>13</b>	<b>Literaturverzeichnis .....</b>	<b>141</b>
<b>14</b>	<b>Anhang: Datenerhebungsschema .....</b>	<b>166</b>

# 1 **Abbildungsverzeichnis**

Abb. 1: Abschlussrunde und Ergebnispräsentationen nach Gruppendiskussionen mit Akteuren aus dem NLP Hainich und dessen Umfeld .....	18
Abb. 2: Rothirsche im Wintergatter im NLP Bayerischer Wald.....	44
Abb. 3: Bei der Scheinwerferzählung erfasste Rothirsche. ....	45
Abb. 4: Wärmebildaufnahmen von Rothirschen bei terrestrischen Wärmebildbefahrungen.....	47
Abb. 5: Echtfarben- und Wärmebildaufnahme von Rothirschen bei einer Wärmebildbefliegung.....	49
Abb. 6: Mit Ohrmarken markiertes Damhirschkalb im NLP Jasmund.....	51
Abb. 7: Mittels Fotofalle erfasstes, markiertes Damhirschkalb im NLP Jasmund. ....	52
Abb. 8: Ziele des Schalenwildmonitorings in den elf untersuchten NLPs .....	57
Abb. 9: Der Erfassung und dem Monitoring unterliegende Schalenwildarten und Erfassung bzw. Berücksichtigung von Wechselbeziehungen dieser mit außerhalb des NLPs liegenden Flächen.....	58
Abb. 10: Übersicht der für Erfassung oder Monitoring der Schalenwildarten eingesetzten Methoden .....	57
Abb. 11: Modell einer effektiven Schalenwildregulierung.....	66
Abb. 12: Durchschnittliche jährliche Streckendichte an Schalenwild.....	70
Abb. 13: Eingesetzte Jagdmethoden zur Schalenwildregulierung.....	71
Abb. 14: Anteil der jagdfreien Bereiche an der Fläche der untersuchten NLPs.....	73
Abb. 15: Zonierung eines NLPs am Beispiel des NLPs Bayerischer Wald.....	73
Abb. 16: Jagdfreie Zeiten in den untersuchten NLPs im Vergleich zu der Jagd- und Schonzeitenregelung des Bundesjagdgesetzes. ....	74
Abb. 17: Monatliche Anteile der Jagdstrecken (ohne Fallwild) an der Gesamtjahresstrecke für die einzelnen Schalenwildarten im NLP Müritz und im NLP Eifel. ....	75
Abb. 18: Vorläufige Altersbestimmung und Erhebung von Körpermaßen an erlegtem Wild anhand der Zahnabnutzung.....	78
Abb. 19: Einfaches Modell für die Reduzierung einer Rehpopulation.....	80
Abb. 20: Verbiss am Beispiel von Buchenleittrieben.....	94
Abb. 21: Buchenaltholz mit Buchenkeimlingen und Reh.....	94
Abb. 22: Zwei Weiserflächen für Vegetationsaufnahmen, Beispiele aus dem NLP Kellerwald-Edersee. ....	95
Abb. 23: Wald-, Offenland- und Gewässeranteile in den elf untersuchten NLPs.....	96
Abb. 24: Ziele des Vegetations-Schalenwildwirkungs-Monitoring. ....	97
Abb. 25: Erfasste Vegetationsparameter im Schalenwildwirkungs-Monitoring .....	97
Abb. 26: Im Vegetations-Schalenwildwirkungs-Monitoring angewandte Methoden.....	98

Abb. 27: Jährliche Kostenaufwendungen für das Vegetations-Wildwirkungs-Monitoring bezogen auf die terrestrische NLP Fläche.....	99
Abb. 28: Die Auswahl der Monitoringflächen erfolgt in systematischen Rasterverfahren oder auf der Grundlage der Zonierung von Vegetationsgesellschaften.....	100
Abb. 29: Kontrollzaun eines Weiserflächenpaares auf Moorbirkenstandort im NLP Harz ...	101
Abb. 30: Weiserflächenpaare auf Waldwiesen. ....	103
Abb. 31: Räumliche Verteilung der Weiserflächen im NLP Kellerwald-Edersee.....	106
Abb. 32: Vegetationsaufnahme in einem Weiserflächenzaun in einem Bacherlenwald, Weiserflächenzaun in einem Weißmoos-Eichenwald.....	107
Abb. 33: Wildökologische Lebensraumbewertung Darß und Zingst im NLP Vorpommersche Boddenlandschaft. ....	108
Abb. 34: Eigentumsverteilung der Flächen innerhalb der NLPs. ....	116
Abb. 35: Eigentumsverteilung der an die NLPs räumlich angrenzenden Flächen. ....	116
Abb. 36: Landnutzungsformen der direkt an die NLPs angrenzenden Flächen.....	117
Abb. 37: Schematische Darstellung eines Konzepts einer NLP-Umfeld-Kooperation. ....	134

## 2 Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Teilnahme an den Gruppendiskussionen mit Akteuren aus drei NLPs und deren Umfeld.....	18
Tab. 2: Quellenverzeichnis der Verordnungen, Pläne und ggf. Jagdverordnungen für die einzelnen Nationalparke. ....	38
Tab. 3: Bewertung von Erfassungsmethoden für die Ermittlung von Populationsdichten und -höhen bei Schalenwild.....	55
Tab. 4: Im Rahmen des Monitorings berücksichtigte Wechselbeziehungen nach Tierarten mit den außerhalb der NLPs liegenden Flächen. ....	59
Tab. 5: In den untersuchten NLPs vorkommende, regulierte und nicht regulierte Schalenwildarten .....	68
Tab. 6: Prioritäten von Begriffen im Zusammenhang mit der Schalenwildregulierung in deutschen NLPs. ....	69
Tab. 7: Beteiligung privater Jagender, Fortbildung der im NLP jagenden Personen und verlangter jährlicher Nachweis der Schießfertigkeit nach den Angaben der NLPs. ....	77
Tab. 8: Nationalparkspezifische Definitionen von Schwellenwerten der Schalenwildwirkung.....	101
Tab. 9: Theoretische systematische und reale vegetationsbezogene Verteilung der 44 Wald-Weiserflächen im NLP Kellerwald-Edersee. ....	107
Tab. 10: Flächengrößen, Umfang, Quotient aus Umfang und Fläche und Eigentumsanteile in den NLPs. ....	115
Tab. 11: Gemeinsame Fläche oder Grenze verschiedener politisch-rechtlicher Gebietskategorien und Jagdreviere mit dem NLP.....	117
Tab. 12: Vor- und Nachteile für benachbarte Jägerinnen und Jäger aus Sicht der NLPVs und aus Sicht der Jägerinnen und Jäger nach Einschätzung der NLPVs. ....	120
Tab. 13: Themen der Gruppendiskussionen mit Akteuren aus drei NLPs und deren Umfeld.....	121
Tab. 14: Beziehungskonflikte zwischen Akteuren in NLPs und deren Umfeld.....	122
Tab. 15: Interessenkonflikte zwischen Akteuren in NLPs und deren Umfeld.....	123
Tab. 16: Strukturkonflikte zwischen Akteuren in NLPs und deren Umfeld.....	124
Tab. 17: Wertekonflikte zwischen Akteuren in NLPs und deren Umfeld.....	125
Tab. 18: Konfliktmanagementansätze von Akteuren im Umfeld von NLPs im Vergleich. ....	132
Tab. 19: Kriterien für einen erfolgreichen Management- und Partizipationsprozess in einer Arbeitsgruppe Wildtiermanagement.....	133

### **3 Abkürzungsverzeichnis und Begriffe**

#### **3.1 Abkürzungsverzeichnis**

##### **Allgemein**

BfN Bundesamt für Naturschutz

BMUB Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit

IUCN International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (Internationale Union zur Bewahrung der Natur und natürlicher Ressourcen)

NLP Nationalpark

NLPV Nationalparkverwaltung

PAG Projektbegleitende Arbeitsgruppe

##### **Nationalparknamen**

BYW Bayerischer Wald

BTG Berchtesgaden

EIF Eifel

HAI Hainich

HRZ Harz

JSM Jasmund

KWE Kellerwald-Edersee

MRZ Müritz

SÄS Sächsische Schweiz

UOD Unteres Odertal

VBL Vorpommersche Boddenlandschaft

### 3.2 Begriffsdefinitionen

Einige Begriffe, die für das Themenfeld Wildmanagement und Nationalpark wichtig sind, werden auch in Fachkreisen unterschiedlich verwandt. Im Folgenden wird daher das Verständnis der Autoren offengelegt:

Huftiere	Zusammenfassende Bezeichnung für mehrere Gruppen der Säugetiere, darunter auch die Paarhufer
Paarhufer	Systematische Ordnung der Artiodactyla, darunter u. a. <ul style="list-style-type: none"><li>• Familie der Bovidae (Rinderartige oder Hornträger), hier relevante Arten sind Gämse, Mufflon und Steinbock</li><li>• Familie der Cervidae (Hirsche oder Geweihträger), hier relevante Arten sind Damhirsch, Reh und Rothirsch</li><li>• Familie der Suidae (Echte Schweine), hier relevante Art ist das Wildschwein</li></ul>
Schalenwild	Dem Jagdrecht unterliegende Paarhufer (deren Klauen werden in Jägersprache als Schalen bezeichnet)
Wildtiere	Alle in Freiheit lebenden, nicht gezähmten bzw. nicht domestizierten Tiere, nach deutschem Recht sind diese Arten herrenlos
Wild	In Deutschland Sammelbegriff für alle dem Jagdrecht unterliegenden Landwirbeltiere, also einerseits die jagdbaren wildlebenden Tiere, aber auch solche, die nach dem Jagdrecht ganzjährig geschont sind

Zoologisch am zutreffendsten wäre es, Begriffe mit der Vorsilbe „Paarhufer-“ zu benennen, sprachlich am geläufigsten sind hingegen die Vorsilben „Wild-“ oder „Wildtier-“, welche allerdings nicht genau die im F+E-Vorhaben behandelten Arten umschreiben. Als Kompromiss aus eindeutiger Zuordnung und Lesefluss wird im vorliegenden Bericht der auch jagdrechtlich eindeutig abzugrenzende Begriff „Schalenwild“ (und entsprechend Schalenwildmanagement, Schalenwildmonitoring, usw.) verwendet. Nur in Ausnahmefällen werden die Begriffe „Wild-“ oder „Wildtier-“ verwendet, z. B. bei Eigennamen von Institutionen, Veröffentlichungen oder Projekten.

Des Weiteren wird in den meisten Fällen von „Naturdynamikschutz“ anstelle von „Prozessschutz“ gesprochen, wenngleich der Begriff gängig in den entsprechenden Gesetzen, Verordnungen und Plänen ist. Allerdings handelt es sich bei Prozessschutz um einen vieldeutigen und bisweilen kontroversen Begriff, der je nach Definition und Ausrichtung segregativ, integrativ oder systemorientiert verstanden werden kann. Dementsprechend zieht die jeweilige Auslegung unterschiedliche Naturbilder und Bewertungen nach sich (vgl. auch ZIEGLER 2002, HEUTE 2014, EHRHART und SCHRAML 2014) und wurde ursprünglich für den Bereich des Waldnaturschutzes bzw. ökologischen Waldbaus von STURM (1993) vorgeschlagen.

## 4 Vorwort

Nationalparke sind gemäß § 24 Bundesnaturschutzgesetz Schutzgebiete, die sich in einem überwiegenden Teil ihres Gebiets in einem vom Menschen nicht oder wenig beeinflussten Zustand befinden oder geeignet sind, sich in einen Zustand zu entwickeln bzw. entwickelt zu werden, der einen möglichst ungestörten Ablauf der Naturvorgänge in ihrer natürlichen Dynamik gewährleistet.

Die Nationalparkverwaltungen stehen vor einem Dilemma. Auf der einen Seite ist es ihr Ziel, überwiegende Flächenanteile ihres Parks dem Einfluss des Menschen zu entziehen („Natur Natur sein lassen“), auf der anderen Seite ist bekannt, dass sehr hohe Dichten an Schalenwild dazu führen können, dass die Naturverjüngung vieler Baumarten leidet und Wälder als Klimaxökosysteme in Mitteleuropa dadurch (stark) beeinflusst werden. Dies wirft die Frage auf, welches Nationalpark-Leitbild überhaupt verfolgt wird und wieviel Schalenwild im Ökosystem Wald innerhalb von Nationalparks man akzeptieren kann, ohne das Leitbild „Natur Natur sein lassen“ zu gefährden.

Insbesondere für den Rothirsch sind Nationalparke nur Teillebensräume bzw. sind diese in Mitteleuropa von einer Kulturlandschaft umgeben, welche den Schalenwildarten ein Nahrungsangebot ermöglicht, welches weit über dem großer Waldgebiete („Naturlandschaft“) liegt. Ebenfalls fehlen natürliche Regulierungselemente wie Prädatoren, Pathogene und populationswirksame Nahrungsengpässe. Zudem unterscheiden sich die einzelnen Nationalparke und deren Umfeld teilweise stark in ihren Voraussetzungen, Strukturen und Gegebenheiten wie der naturräumlichen Ausstattung. Was also bedeutet „möglichst ungestörter Ablauf der Naturvorgänge in ihrer natürlichen Dynamik“ in solchen Gebieten, die in Deutschland noch nicht sehr lange als Nationalparke ausgewiesen sind?

In den Nationalparks haben sich unterschiedliche Verfahrensweisen im Schalenwildmanagement etabliert. Ein detaillierter Überblick über die jeweiligen Zustände und Vorgehensweisen existiert bislang nicht. Dieser stellt jedoch wichtige Grundlagen für die Entwicklung von Kriterien und Konzepten sowie für die Auswahl geeigneter Methoden dar. Wichtigstes Ziel des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens „Wildmanagement in deutschen Nationalparks“ war daher das Schaffen eines Überblicks über relevante allgemeine Grundlagen (Methoden, Zusammenhänge) sowie die Analyse des Status quo des Schalenwildmanagements in den deutschen Nationalparks.

Zur Bearbeitung des Themas werden die Erfassung und das Monitoring von Schalenwild, die Schalenwildregulierung und deren Monitoring sowie Schalenwildwirkungen auf Vegetation und Fauna betrachtet. Darüber hinaus werden auch die Situation der Lebensräume im Umfeld der Schutzgebiete sowie die Beziehungen der Nationalparkverwaltungen zu den Akteuren im Umfeld (Grundbesitz, Bewirtschaftung, Verbände, Verwaltungen, Öffentlichkeit, weitere Interessengruppen, usw.) untersucht.

In den einzelnen Themenblöcken wird nach einer Einführung zum Thema (Überblick über bestehende Konzepte, Methoden und Zusammenhänge) die Status quo-Situation in den deutschen Nationalparks dargestellt und diskutiert. Auf dieser Basis formulierte Schlussfolgerungen und Empfehlungen können als Basis für weitere Entwicklungen, Maßnahmen und Forschungsvorhaben dienen.

Prof. Dr. Beate Jessel

Präsidentin des Bundesamts für Naturschutz (BfN)

## 5 Einleitung

*Autoren: Prof. Dr. Ulrich Schraml, Dr. Jutta Gerner, Friedrich Burghardt, Stefan Ehrhart*

### 5.1 Ausgangslage

#### Erwartungen an Nationalparke

Mitteleuropa ist von Kulturlandschaften geprägt. Ein wesentlicher Anteil der vorhandenen Arten bzw. der Biodiversität ist an die Pflege und Bewirtschaftung von land- und forstwirtschaftlichen Flächen gebunden. Die Ausweisung von NLPs eröffnet die darüber hinausgehende Möglichkeit, in ausgewählten Gebieten Entwicklungen zu ermöglichen, die von Menschen unbeeinflusst sind. Definitionsgemäß sind NLPs „zur Sicherung großräumiger ökologischer Prozesse ausgewiesene, großflächige natürliche oder naturnahe Gebiete oder Landschaften samt ihrer typischen Arten- und Ökosystemausstattung, die auch eine Basis für umwelt- und kulturverträgliche geistig-seelische Erfahrungen und Forschungsmöglichkeiten sowie Bildungs-, Erholungs- und Besucherangebote“ bieten (EUROPARC DEUTSCHLAND 2010:21). NLPs sind also großräumige Schutzgebiete, die größtenteils von direkten Eingriffen und Nutzungen durch den Menschen freigestellt werden, um Prozesse im Naturhaushalt zu sichern, die so naturnah wie möglich ablaufen sollen. Damit spielen sie auch eine zentrale Rolle als sogenannte „ecological baseline areas“, die im Vergleich zu genutzten Systemen dazu beitragen können, den Einfluss des Menschen auf Ökosysteme besser zu verstehen (SINCLAIR 1998).

Da es in Deutschland schon seit Jahrhunderten keine großflächigen Naturlandschaften oder „Urwälder“ mehr gibt, wurden und werden NLPs hier grundsätzlich auf von Menschen beeinflussten Flächen in der Kulturlandschaft eingerichtet. Die deutschen NLPs sind daher in der Regel „Entwicklungsnationalparke“. Sie erfüllen also erst in Teilen die Kriterien einer großflächigen, vom Menschen unbeeinflussten Naturentwicklung. Besonders in den ersten Jahrzehnten nach der Gründung sind nach herrschender Auffassung Managementkonzepte notwendig, mit denen die Entwicklung hin zu einem gewünschten Zielzustand gelenkt wird (SCHERFOSE 2011). Durch die in Managementplänen festgelegten Steuerungsmaßnahmen sollen innerhalb von 20 bis 30 Jahren nach Ausweisung die Voraussetzungen dafür geschaffen werden, dass künftig den natürlichen und dynamischen Abläufen in der Natur auf dem überwiegenden Teil der NLP-Fläche Vorrang eingeräumt werden kann. Um die IUCN-Richtlinien für einen NLP zu erfüllen, müssen mindestens 75 % der Fläche eines Schutzgebietes dem Hauptziel (Naturdynamikschutz) dienen und eine vom Menschen möglichst ungestörte Entwicklung gewährleisten (EUROPARC und IUCN. 2000).

Hinter der damit verbundenen Vorgabe, einen möglichst ungestörten Ablauf der Entwicklungsprozesse in ihrer natürlichen Dynamik zu gewährleisten, verbirgt sich ein Verständnis, nach dem der Mensch sich hier zurücknimmt und nicht als Handelnder bzw. die Natur Gestaltender auftritt, sondern in die Rolle eines passiven Betrachters schlüpft. Der Anspruch besteht darin, zu beobachten und das Geschehen zu verstehen, ohne dieses Geschehen von vorne herein wertend zu beurteilen. Wertfreies Verstehen Wollen und wertbestimmtes Erreichen Wollen bestimmter Ziele müssen somit klar voneinander getrennt werden (SUTER 2005).

Diese beiden Erwartungen in der Naturschutzpraxis tatsächlich voneinander zu trennen, kann NLPs allerdings vor große argumentative und politische Herausforderungen stellen. Schließlich gibt es auch in Regionen, die nicht gemanagt werden, in denen aber Prädation eine gewisse Rolle spielt, keine Gebiete, die gleich- bzw. regelmäßig nicht reguliert werden. Umgekehrt kann ohne das Vorkommen von Großprädatoren die Zonierung eines NLPs Konzentrationen von Schalenwild und Raumnutzungsmuster provozieren, die als „nicht natürli-

cher“ Zustand gewertet werden können. Versteht man unter einem „Wertfreien Verstehen Wollen“ auch das Unterlassen jagdlicher Eingriffe, hat jedenfalls bisher kein Waldnationalpark in Deutschland diesen Anspruch umfänglich umgesetzt.

### **Anspruch und Praxis des Schalenwildmanagements**

EUROPARC DEUTSCHLAND (2012) benennt mehrere mögliche Gründe, um von dem Grundsatz abzuweichen, nicht in Wildbestände einzugreifen. Ausnahmen sollen demnach dann möglich sein, wenn das Erreichen des Schutzzweckes gefährdet ist, Seuchen auszubrechen drohen oder Eingriffe angezeigt sind, um nicht vertretbare Schäden in angrenzenden Kulturlandschaften zu vermeiden. Sollte dies etwa ohne Schalenwildregulierung nicht möglich sein, kann Management stattfinden. Es muss jedoch in zeitlicher und räumlicher Hinsicht klar begrenzt sein und darf nicht in Widerspruch zum Hauptschutzziel des NLP stehen (EUROPARC und IUCN 2000).

Darüber, wie ein Erreichen des Schutzzwecks definiert wird, ab welcher Schwelle Schalenwildmanagement, z. B. im Sinne einer Reduktion von Schalenwildbeständen, zu erfolgen hat bzw. ab welchem Zeitpunkt auf das Schalenwildmanagement verzichtet werden kann, gibt es keine einheitlichen Vorstellungen. Die Frage wird sowohl im Austausch der NLPVs wie auch anderer interessierter Akteure kontrovers diskutiert (PFANNENSTIEL und STUBBE 2012). Neuere Untersuchungen zum Schalenwildmanagement zeigen, dass es derzeit keinen NLP in Deutschland gibt, der komplett auf Schalenwildmanagement verzichtet (EUROPARC DEUTSCHLAND 2011, PFANNENSTIEL und STUBBE 2012, GÜNTHER und HEURICH 2013, SCHERFOSE 2014). In den meisten NLPs findet man eine hohe bis sehr hohe Intensität des Schalenwildmanagements (GÜNTHER und HEURICH 2013).

Im Hinblick auf die Waldvegetation unterscheiden REIMOSER et al. (2003) im internationalen Vergleich drei Grundtypen von NLPs bezüglich des vor Ort tolerierten Schalenwildeinflusses auf die Waldvegetation:

- a) NLPs, in denen die eigenständige Entwicklung von Schalenwildbeständen Priorität vor der Entwicklungsmöglichkeit bestimmter Waldgesellschaften hat. Eine Regulierung im NLP zugunsten bestimmter Pflanzengesellschaften des NLPs findet nicht statt.
- b) NLPs, in denen die Entwicklung bestimmter Waldgesellschaften Priorität vor der freien Entwicklung von Schalenwildbeständen hat. Eine Regulation wird obligatorisch durchgeführt.
- c) NLPs, in denen der Entwicklung von Schalenwildbeständen und der Entwicklung bestimmter Formen der Waldvegetation grundsätzlich der gleiche Stellenwert zukommt. Eine Regulation wird fakultativ durchgeführt. Das Ausmaß der Bestandsregulierung durch Schalenwildabschuss hängt von der Überschreitung bestimmter Toleranzgrenzen der Vegetationsbeeinflussung durch das Schalenwild ab.

Die Mehrzahl der deutschen NLPs entspricht dem Grundtyp b), die NLPVs richten demnach ihr Schalenwildmanagement vorrangig am Zustand der Waldverjüngung aus. Daraus wird in der Praxis regelmäßig die Notwendigkeit einer Reduktion der Schalenwildbestände mit jagdlichen Mitteln abgeleitet. Die jagdliche Beeinflussung erfolgt somit meist obligatorisch und jährlich. So soll explizit das Einwirken von Pflanzenfressern auf die Vegetation beeinflusst werden (GÜNTHER und HEURICH 2013). Schalenwildpopulationen werden somit von den deutschen NLPVs gemeinhin als zu hoch und damit negativ für das Erreichen des Schutzziels eingestuft, positive Wirkungen werden nur vereinzelt gesehen (PFANNENSTIEL und STUBBE 2012).

Die Frage des Schalenwildmanagements ist für alle NLPs ein zentrales Problemfeld (EUROPARC DEUTSCHLAND 2011, SCHERFOSE 2014). EUROPARC DEUTSCHLAND (2012) fordert in einem Positionspapier zur Schalenwildregulierung in deutschen NLPs, dass sich ein Eingriff in Schalenwildpopulationen streng am jeweiligen Schutzzweck orientieren muss. Infolge dessen muss sich die Zielsetzung des Eingriffs in Schalenwildpopulationen in NLPs so grundlegend vom herkömmlichen Jagdwesen in deren Umfeld unterscheiden, dass man dort nicht von Jagd, sondern von Schalenwildregulierung sprechen kann. Dazu gehört nach EUROPARC DEUTSCHLAND (2012:1) beispielsweise, dass Eingriffe „unabhängig von herkömmlichen Bewirtschaftungskriterien oder Trophäengesichtspunkten gesteuert“ werden sowie „im öffentlichen Eigentum befindliche Flächen in Nationalparks von der Verpachtung und anderen entgeltlichen Vergaben auszunehmen“ sind.

Die notwendigen Maßnahmen des Schalenwildmanagements sollen nach EUROPARC DEUTSCHLAND (2012) auf ein Minimum reduziert bzw. schnellstmöglich eingestellt und, solange sie nötig sind, so effizient und störungsarm wie möglich durchgeführt werden. Tatsächlich zeigen einige NLPs, dass sie bemüht sind, die verwendeten Methoden zur Schalenwildbestandsregulierung dementsprechend zu optimieren (LANG und SIMON 2009). Ob mit den praktizierten Methoden tatsächlich eine schnelle und substanzielle Reduktion erzielt wird und damit das vorrangige Ziel der Entwicklungsnationalparke erreicht werden kann, wird dennoch bezweifelt. Tatsächlich werden bislang zur Reduktion von Schalenwild vorrangig klassische jagdliche Methoden wie Einzelansitz, Sammelansitz, Drückjagd und fallweise auch Kirrjagd eingesetzt (EUROPARC DEUTSCHLAND 2012, PFANNENSTIEL und STUBBE 2012).

Obwohl die NLPVs den Umgang mit Schalenwild als ein zentrales Managementproblem erkannt haben, gibt es bis heute keine einheitlichen Standards, weder bei der Festlegung und Definition von Schwellenwerten für die tolerierte Vegetationsbeeinflussung noch bei der Begründung und Vorgehensweise von Eingriffen in bzw. der Regulierung von Schalenwildbeständen. Nach PFANNENSTIEL und STUBBE (2012) beeinflusst vor allem die Einstellung der jeweiligen NLPV maßgeblich diesbezügliche Entscheidungen zum Schalenwildmanagement. Außerdem erfolgt eine Orientierung an landesweiten Vorgaben des Schalenwildmanagements wie den Jagdgesetzen mit seinen zugehörigen Verordnungen.

In den Schutzgebieten finden sich Ziele für das praktische Schalenwildmanagement der NLPs in der Regel in Form von Vorgaben zur Abschusshöhe. Diese ist aber oft unabhängig vom Maß der tatsächlichen Reduktion (Stichwort „kompensatorische Sterblichkeit“) (vgl. STUBBE 1997, EISFELD 1999). Zumindest in einigen Fällen (z. B. Rehbejagung) kann daher anhand der Abschusshöhe und Abschussentwicklung vermutet werden, dass die derzeit praktizierte Regulierung in den NLPs keinen Einfluss auf die Dichte und Verbreitung der Art hat und somit die Effektivität der Maßnahmen fraglich ist.

### **Nationalparke und deren Umfeld**

Schutzgebiete sind keine isolierten Einheiten. Sie sind nicht nur in ökologischer, sondern auch in wirtschaftlicher, politischer und kultureller Hinsicht mit ihrer Umgebung intensiv verzahnt (ZUBE und BUSCH 1990). Dies gilt naturgemäß vor allem dann, wenn die Lebensräume von Wildtieren größer sind als die Schutzgebiete und auch das Umfeld eines NLPs mit umfassen. Naturgemäß werden dann sowohl aus dem Umfeld von NLPs wie auch von den Besuchern verschiedenste Erwartungen an den Umgang mit Wildtieren im Schutzgebiet formuliert, die deren Management intensiv beeinflussen können (GERNER et al. 2011).

So stellt die Vermeidung von Schäden an privatem oder öffentlichem Eigentum im unmittelbaren Umfeld der Schutzgebiete eine wichtige Einflussgröße dar. Infolge einer eingeschränkten Jagdausübung bzw. großer Ruhezeiten können NLPs zu Konzentrationsgebieten für

Schalenwild werden, das auf angrenzende Flächen wechselt und dort wirtschaftliche Schäden verursacht. Dies führt regelmäßig zu Konflikten mit unterschiedlichen Nutzergruppen. Dem soll durch eine Reduktion des Schalenwildbestandes in den NLPs entgegengewirkt werden (PFANNENSTIEL und STUBBE 2012).

Neben den materiellen Schäden spielen aber auch differierende Werthaltungen zwischen Vertretern des Schutzgebietsmanagements und der jagdlichen Nutzung von Wildtieren im Umfeld eine zentrale Rolle für das Entstehen von Konflikten (GERNER et al. 2012). Die verbale Unterscheidung zwischen zweckorientiertem Schalenwildmanagement und regional typischer Jagdausübung soll diese Unterschiede verdeutlichen, leistet aber allein noch keinen Beitrag zur Überwindung der Gegensätze. Im Gegenteil verdeutlichen empirische Arbeiten, dass diverse Subkulturen innerhalb der Jägerschaft mit jeweils typischen Wertemustern vorliegende Interessengegensätze, wie sie sich entlang der Schutzgebietsgrenzen abbilden lassen, verstärken (SCHRAML 1998, SCHRAML 2012).

Aus diesem Grund werden von vielen Autoren integrative Managementansätze vorgeschlagen, verschiedenen Akteuren vor Ort die Möglichkeit zu geben, im Schutzgebiet geplante Maßnahmen zu kommentieren oder mitzugestalten (s. u. a. CHASE et al. 2000, RILEY et al. 2002, RILEY et al. 2003, BROWN und HARRIS 2004, GERNER et al. 2011).

In vielen NLPs besteht zudem das Ziel, Wildtiere für Besucher sichtbar zu machen. Vor allem große, attraktive Arten haben in den NLPs eine hohe Bedeutung für den Tourismus (PFANNENSTIEL und STUBBE 2012). Das Erleben von Schalenwild in freier Natur ist darüber hinaus besonders bedeutsam für die Identifikation vieler Nutzergruppen mit dem Schutzgebiet (BURGHARDT 2010, KUPPE und SCHRAML 2012). Teilweise steht dem Ziel „Erleben von unberührter Natur“ aber die Bestandesreduktion entgegen und führen neue etablierte Jagdstrategien nicht immer zu einer erhöhten Wildtiersichtbarkeit (PFANNENSTIEL und STUBBE 2012). Vor allem wenn die Reduktionsbemühungen zeitlich und räumlich ausgedehnt sind und das Schalenwild keine Chance hat, zwischen jagenden Menschen bzw. Besucherinnen und Besuchern zu unterscheiden, ist es schwierig, diese Tierarten erlebbar zu machen (BURGHARDT 2010).

Andererseits hat sich gezeigt, dass insbesondere Rothirsche sehr schnell auf eine zeitliche und räumliche Verringerung des Jagddrucks reagieren (BURGHARDT et al. 2010). Die von Alt- zu Jungtieren tradierten Erfahrungen in den Familienverbänden machen Ruhezeiten bereits in wenigen Jahren zu bevorzugten Einstandsgebieten (BLANKENHORN et al. 1979, GEORGII 1995, GERKUHN 2000, KRÜGER 2001, BURGHARDT et al. 2010). Dass sich eine hohe Wildtiersichtbarkeit und Schalenwildmanagement nicht ausschließen müssen, zeigen etwa Untersuchungen aus dem Wildschutzgebiet Kranichstein (SIMON et al. 2011) oder dem NLP Eifel (PETRAK und KLUG 2014).

Vor dem Hintergrund dieser Erfahrungen und den Anforderungskriterien der Erlebbarkeit von Natur in NLPs empfiehlt sich die Anwendung angepasster Methoden zur Schalenwildregulierung. Dabei kann eine Orientierung an entsprechenden Kriterien wie Störungsarmut, Effizienz und Effektivität sinnvoll sein. Ein wichtiges Thema ist hierbei auch die Ausweisung unbegleiteter und damit vom Menschen möglichst unbeeinflusster Gebiete, wofür die IUCN-Kriterien Orientierung geben können (EUROPARC und IUCN. 2000). Dabei muss allerdings beachtet und diskutiert werden, dass in der Natur gleich- bzw. regelmäßig unregulierte Gebiete nicht vorkommen (Prädatoren) und ohne das Vorkommen von Großprädatoren somit auch die Zonierung eines NLPs nicht natürliche Konzentrationen und Raumnutzungsmuster bedingen kann.

## **Bewertung von Managementansätzen**

GÜNTHER und HEURICH (2013) sehen vor dem Hintergrund der beschriebenen großen fachlichen und handwerklichen Herausforderungen sowie des hohen Legitimationsdruckes, der auf den Nationalparkverwaltungen ruht, den Bedarf für die Entwicklung von Konzepten und Instrumenten für ein effizientes, möglichst naturnahes und an den Erfordernissen eines NLPs ausgerichtetes Schalenwildmanagement. Notwendigkeit, Effektivität, Machbarkeit und Dauer regulativer Eingriffe sollten demnach in NLPs nach einheitlichen und vergleichbaren Kriterien gemessen und bewertet werden können. Ein detaillierter Vergleich dieser Bemühungen zwischen den NLPs in Deutschland und eine Bewertung der erzielten Erfolge fanden bisher jedoch nicht statt.

Erste Schritte hin zu einem konkreten Evaluierungssystem für Schutzgebiete wurden auf internationaler Ebene mit dem fünften Weltparkkongress der IUCN in Durban 2003 und dem 2004 in Kuala Lumpur verabschiedeten „Arbeitsprogramm Schutzgebiete“ des Internationalen Übereinkommens über die biologische Vielfalt (CBD VII/28) sowie der Resolution 3.047 „Evaluierung der Managementeffektivität“ und der Resolution 3.048 „IUCN Richtlinien für Management-Kategorien“ auf dem World Conservation Congress im November 2004 in Bangkok gegangen (EUROPARC DEUTSCHLAND 2008). Bezogen auf NLPs ergibt sich aus diesen Dokumenten die Forderung, ein Bewertungssystem für das Management zu entwickeln, das sich sowohl an internationalen Vorgaben als auch an den nationalen Gegebenheiten und Erfordernissen ausrichtet (EUROPARC DEUTSCHLAND 2008).

In Deutschland wurde vor diesem Hintergrund im Rahmen des EUROPARC-Projektes „Qualitätskriterien und Standards deutscher Nationalparke“ eine Status-quo-Analyse erstellt, die vergleichbare Daten mit dem Stichjahr 2006 lieferte. Die daraus gewonnenen Informationen bieten eine vorläufige Grundlage, um Standards für die deutschen NLPs formulieren zu können. Über die Qualitätssicherung hinaus sollen diese Standards helfen, durch die Überprüfung der Managementeffektivität langfristig eine Qualitätsverbesserung zu erreichen (EUROPARC DEUTSCHLAND 2008).

Bei der Entwicklung dieses Verfahrens wurde die Evaluierung speziell des Schalenwildmanagements sowie dessen mittelbare und unmittelbare Auswirkungen allerdings nur am Rande berücksichtigt. Kriterien für die Bewertung der Effizienz von Managementmaßnahmen existieren teilweise bereits, werden in der Praxis jedoch selten angewandt und fehlen beispielsweise im Hinblick auf die Effizienz bestimmter Jagdmethoden (LANG et al. 2010). Neben der Effizienz spielt jedoch auch die Effektivität im Sinne einer Zielerreichung („Regulierung“ bzw. Reduktion von Schalenwildarten) für den Einsatz in NLPs eine wesentliche Rolle.

Das vorliegende Vorhaben kann sich daher nur teilweise auf Projekte stützen, welche bislang von BfN, EUROPARC und IUCN unterstützt wurden. Dies betrifft insbesondere die Befragungen, die speziell zum Thema „Wildtiermanagement in deutschen Nationalparks“ durchgeführt wurden (GÜNTHER und HEURICH 2013, PFANNENSTIEL und STUBBE 2012) sowie zwei Workshops zum Thema in Bad Wildungen (29. und 30. März 2011, „Wildbestandsregulierung in deutschen Nationalparks“) und in Willebadessen (20. bis 22. April 2012, „Wildbestandsregulierung in Nationalparks“).

## **5.2 Zielsetzung und methodisches Vorgehen**

### **Gegenstand des Vorhabens**

In den deutschen NLPs haben sich, wie einleitend beschrieben, unterschiedliche Verfahren im Schalenwildmanagement etabliert. Ein detaillierter Überblick über die jeweilige Situation und Vorgehensweisen existiert bislang nicht. Dieser stellt jedoch, unter Berücksichtigung des

derzeitigen Stands der Wissenschaft sowie der Interessen der Betroffenen eine wichtige Grundlage für die Entwicklung von Konzepten sowie die Auswahl geeigneter Methoden dar.

Ziel dieses F+E-Vorhabens war es daher, einen Überblick über allgemeine Grundlagen des Schalenwildmanagements in Schutzgebieten (Methoden, Zusammenhänge) zu geben sowie den entsprechenden Status quo in den deutschen NLPs zu erheben, systematisch darzustellen und zu bewerten. Dies ist eine Basis für die Formulierung von Empfehlungen für eine Weiterentwicklung der Konzepte und Praktiken des Managements von Schalenwild in den deutschen Nationalparks. Eine weitere Grundlage stellt die intensive Zusammenarbeit mit den Nationalparkverwaltungen selbst sowie anerkannten Experten des Themenfeldes dar, die in die Arbeiten einbezogen waren.

Gegenstand der Forschungsarbeiten waren die zum Bearbeitungszeitpunkt bestehenden elf terrestrischen NLPs Bayerischer Wald, Berchtesgaden, Eifel, Hainich, Harz, Jasmund, Kellerwald-Edersee, Müritz, Sächsische Schweiz, Unteres Odertal und Vorpommersche Boddenlandschaft. Die neuen NLPs Schwarzwald und Hunsrück-Hochwald befanden sich zum Zeitpunkt der Arbeiten noch in der Gründungsphase. Ebenso waren die drei Wattenmeer-NLPs Hamburgisches Wattenmeer, Niedersächsisches Wattenmeer und Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer nicht Gegenstand der Forschungsarbeiten, da dort das Thema Schalenwildmanagement zurzeit eine unbedeutende Rolle spielt.

### **Situationsanalyse des Schalenwildmanagements in den deutschen NLPs**

Neben den rechtlichen Grundlagen (Bund, Länder, NLPs, usw.) wurden wissenschaftliche Veröffentlichungen, Forschungsberichte und „graue“ Literatur in die Vorbereitung einbezogen. Insofern sahen die Bearbeiter eine erste Aufgabe in der Erfassung, Zusammenstellung und Auswertung vorhandenen Wissens. Auf der Basis dieser einleitenden Literaturrecherchen und Interviews mit Experten und Expertinnen wurde ein Datenerhebungsschema zur Analyse des Schalenwildmanagements in den deutschen NLPs entwickelt (s. Kapitel 14).

Im Folgenden wurden alle elf NLPs bereist, um in Gesprächen und mit standardisierten Interviews mit den NLPVs auf Basis des Datenerhebungsschemas den Status quo des Schalenwildmanagements zu erheben. Hierbei wurde auch auf Pläne, Kartenmaterial und weitere Daten (z. B. Streckenlisten) zurückgegriffen. Die Datenerhebung umfasste folgende Themenfelder:

- Erfassung und Monitoring von Schalenwild
- Schalenwildregulierung und deren Monitoring
- Schalenwildwirkung auf Vegetation und Fauna
- Akteursbeziehungen zwischen Nationalpark und Umfeld

Die Bereisungen erfolgten von Oktober 2013 bis Januar 2014. Das jeweilige Bereisungsteam setzte sich jeweils aus Vertretern der Fachrichtungen Wildbiologie, Vegetationskunde sowie Sozialwissenschaften zusammen. Ergänzend wurden fallweise Maßnahmen des Wildtiermanagements wie die Durchführung von Gesellschaftsjagden begleitet und dokumentiert.

In den NLPs Müritz, Kellerwald-Edersee und Hainich wurden außerdem mit Akteuren aus den NLPs und deren Umfeld Gruppendiskussionen zum Thema Umfeldbeziehungen der NLPs beim Schalenwildmanagement durchgeführt (vgl. Abb. 1). Der Fokus in den moderierten Diskussionen lag auf den Interessen der Akteure, deren Kommunikation und Beziehungen sowie auf der Analyse von Konflikten und der Entwicklung von Konfliktmanagementansätzen. Zusammen mit den insgesamt 78 Teilnehmern wurden wichtige Themen gesammelt

und anschließend in jeweils drei bis vier Kleingruppen strukturiert diskutiert. Jede Diskussion wurde von einem Moderator geleitet und aufgezeichnet.



Abb. 1: Abschlussrunde und Ergebnispräsentationen nach Gruppendiskussionen mit Akteuren aus dem NLP Hainich und dessen Umfeld (Foto: S. Ehrhart).

Die Gruppendiskussionen wurden von den Autoren moderiert und mit einem Aufnahmegerät aufgezeichnet (s. Tab. 1: Teilnahme an den Gruppendiskussionen mit Akteuren aus drei NLPs und deren Umfeld.). Im Anschluss wurden die Diskussionen transkribiert und mithilfe einer inhaltlich strukturierenden qualitativen Inhaltsanalyse ausgewertet (vgl. KUCKARTZ 2012:77).

Tab. 1: Teilnahme an den Gruppendiskussionen mit Akteuren aus drei NLPs und deren Umfeld.

NLPs	Hainich	Kellerwald-Edersee	Müritz
Zahl der Gruppen	vier	vier	drei
Zahl der Teilnehmenden	32	25	21

### Abstimmung mit Nationalparkverwaltungen und Experten

Zur Unterstützung der Auftragnehmer und zur Abstimmung und Reflexion der Methodik und Ergebnisse wurde eine Projektbegleitende Arbeitsgruppe (PAG) etabliert. In dieser waren neben Vertreterinnen und Vertretern der NLPVs auch Mitarbeiter/innen von BfN, BMUB sowie weitere ausgewählte Experten aus den Forschungsfeldern Vegetationskunde, Waldbau und Wildökologie vertreten. Den Projektnehmern gelang es, darüber die heterogenen Ansichten zum Thema abzubilden und den Projektfortschritt und -inhalt an den Bedürfnissen der betroffenen Verwaltungen auszurichten. Um die PAG kontinuierlich in den Forschungsprozess einzubinden, erfolgten im Rahmen mehrerer Veranstaltungen intensive Diskussionen, die von den Projektnehmern moderiert wurden:

- Auftaktveranstaltung (21./22.01.2013, Bonn): Vorstellung des F+E-Vorhabens und Abstimmung der Vorgehensweise.
- 1. PAG-Sitzung (16./17.05.2013, Bonn): Präsentation und Diskussion der Themenbereiche und Untersuchungsmethoden für das F+E-Vorhaben.

- 2. PAG-Sitzung (10./11.02.2014, Wernigerode): Präsentation und Diskussion erster Ergebnisse und Empfehlungen.
- Abschlusstagung (30.04.2015, Kassel): Präsentation und Diskussion der Projektergebnisse auf Grundlage eines Entwurfs des Projektberichts.

Darüber hinaus erfolgte von Januar bis März 2015 ein Review-Prozess, in welchem die PAG-Mitglieder den Projektbericht kommentieren bzw. Änderungsvorschläge einbringen konnten. Diese wurden zusammen mit den Beiträgen aus der Abschlusstagung bei der Fertigstellung dieses Berichts berücksichtigt.

## 6 Ökologische Grundlagen des Schalenwildmanagements in Nationalparks

Als Grundlage der hier vorgestellten Analysen und Bewertungen wird zunächst der Stand des Wissens zur Ökologie von Schalenwild in mitteleuropäischen Ökosystemen dargestellt. Die Ausführungen umfassen die in den untersuchten NLPs vorkommenden Tierarten Rothirsch, Reh, Europäischer Mufflon, Wildschwein, Damhirsch, Gämse und Alpensteinbock. Mit Ausnahme des Wildschweins handelt es sich dabei um Wiederkäuer.

### 6.1 Rothirsch

*Autor: Mark Nitze*

Beim Rothirsch (*Cervus elaphus*) leben die Geschlechter bis auf die Brunftzeit in der Regel räumlich getrennt. Dabei kann es vor allem bei der Nutzung von Äsungshabitaten zu Überschneidungen in der Raumnutzung kommen. Dafür können täglich längere Anmarschwege über mehrere Kilometer in Kauf genommen werden. Allgemein zeigen männliche und weibliche Rothirsche über Jahre eine hohe Raumtreue hinsichtlich der genutzten Aktionsräume und auch die zeitlichen Nutzungsmuster variieren bei gleichen Bedingungen nur geringfügig. Die jährlichen Gesamt-Aktionsräume der männlichen Rothirsche sind größer als die der Weibchen. In Mittel- und Hochgebirgshabitaten können saisonale Wanderungen zwischen Sommer- und Winterlebensräumen typisch sein. Die natürliche Wanderung wird dann in der Regel in Abhängigkeit von der aktuellen Schneelage ausgelöst. Fütterungen können diese Wanderungen unterbinden bzw. in ihrem zeitlichen Verlauf beeinflussen. Deren räumlicher Verlauf ist individuell geprägt. Räumliche und zeitliche Tradierungen können zwischenzeitlich neu entstehen oder auch durch den Tod eines Tieres erlöschen und somit für den restlichen Rothirschbestand verloren gehen.

Der Rothirsch kann gut zwischen verschiedenen Quellen und der Qualität anthropogener Reize unterscheiden. Er ist sehr lernfähig und passt sein Raum- und Verhaltensmuster bei Bedarf schnell an veränderte Umweltbedingungen an. Wird der Rothirsch intensiv bejagt, liegen die Ruhestände der Tiere oftmals in deckungsreichen oder für Menschen schwer zugänglichen Habitaten. Zwar werden immer wieder die gleichen Einstände genutzt, aber besonders bei der Wahl der Ruhehabitate kann ein täglicher Wechsel stattfinden. Rothirsche sind dann vorrangig dämmerungs- und nachtaktiv, nutzen aber „jagdfreie“ Zeitfenster oft auch tagsüber (z. B. über die Mittagszeit) und passen so ihre Aktivitätsphasen an das jagdliche Zeitregime an.

Weibliche Rothirsche bilden matriarchalisch organisierte Mutterfamilien auf der Grundlage verwandtschaftlicher Beziehungen. Die Führung übernimmt das erfahrenste Alttier, da eine Altershierarchie herrscht. Der weibliche Nachwuchs übernimmt vermutlich einen Großteil der Traditionen und Erfahrungen des Muttertieres. Die Weitergabe von Erfahrungen erfolgt sehr schnell und bedarf aufgrund der sozialen Strukturen keines direkten „Erlebens“ einer bestimmten Situation. Die Bildung neuer Traditionen eines Familienverbandes dauert aufgrund der Raumtreue und der kleinräumigeren Habitatnutzung länger als bei den Männchen. Die saisonalen Streifgebiete der Weibchen lassen sich meist nur in Sommer- und Winteraktionsräume unterteilen, wobei oft wenig räumliche Distanz oder nur geringe Entfernungen von wenigen Kilometern zwischen diesen Habitaten liegen. Zur Geburt der Jungen sucht ein Weibchen vermutlich seinen individuellen Setzeinstand auf. Dieser kann über Jahre konstant beibehalten werden und auch mehrere Kilometer außerhalb des sonst ganzjährig genutzten Bereiches liegen. Einige Tage nach der Geburt erfolgt dann der Rückzug in den eigentlichen Sommeraktionsraum. Auch in der Brunft können die Weibchen ihr eigentliches Streifgebiet durch kurzzeitige Exkursionen in Brunftgebiete oder Brunfthirsch-Einstände verlassen. Die-

ses Verhalten ist individuell unterschiedlich stark ausgeprägt und legt die Vermutung nahe, dass zur Rothirschbrunft, genau wie beim Damhirsch, eigentlich „Damenwahl“ herrscht.

Die Männchen leben außerhalb der Brunft in Trupps aus mittelalten und alten Tieren, zu denen sich Jährlinge und junge Männchen vorübergehend gesellen. Bei den jungen Männchen befindet sich die eigenständige Ausprägung eines tradierten Raumnutzungsmusters gerade noch im Aufbau. Innerhalb dieser männlichen Rothirschrudel gilt eine alters- und konditionsabhängige Hierarchie. Während das Raumnutzungsmuster der jungen Männchen in den ersten Jahren bis zur aktiven Brunftteilnahme durch eine ständige Ausweitung des Aktionsraums und Exkursionen geprägt ist, wechseln mittelalte und alte Männchen meist nur noch zwischen ihren seit Jahren tradierten, saisonalen Aktionsräumen. Auch hier findet man bei Größe und Lage individuell ausgeprägte Tradierungen. In der Regel kann man zwischen Sommer-, Brunft- und Wintereinstand unterscheiden. Die Männchen können größere Distanzen zwischen diesen saisonalen Bereichen zurücklegen. Aufgrund der Standortstreue finden sich über Jahre immer wieder dieselben Gemeinschaften in den jeweiligen saisonalen Aktionsräumen ein. Das Raumnutzungsmuster, welches bereits in früher Jugend festgelegt wird, verändert sich im Laufe der Jahre meist nur dahingehend, dass es immer mehr zu einer Konzentration auf die auserwählten Habitate kommt. Nur wenn sich die Ausprägung der entscheidenden Faktoren Futter, Sicherheit und Sexualpartner deutlich verändert, werden die tradierten Nutzungsmuster aufgegeben oder abgewandelt.

## 6.2 Reh

*Autor: Dr. Marco Heurich*

Das Reh (*Capreolus capreolus*) ist die am häufigsten vorkommende Schalenwildart in Deutschland und flächendeckend verbreitet. Die Bestände sind in den letzten Jahrzehnten immer weiter angestiegen. Parallel ist auch die Jagdstrecke immer weiter angestiegen und liegt bei über 1,2 Mio. Stück. Mit einem Körpergewicht von 11 bis 34 kg zählen sie zu den kleinen Schalenwildarten. Der Geschlechtsdimorphismus ist nur gering ausgeprägt. Die männlichen Tiere sind nur wenig größer und tragen ein Geweih.

Während des Sommerhalbjahres leben Männchen und Weibchen getrennt voneinander, im Winter bilden sie auch gemischtgeschlechtliche Gruppen. Die Männchen etablieren im Frühling Territorien, die sie markieren und gegen Artgenossen verteidigen. Die Weibchen leben mit ihren Jungen zusammen in Muttersippen, die aus nah verwandten Tieren bestehen. Echte Territorien wie bei den Männchen gibt es bei den Weibchen jedoch nicht. Die Paarungszeit ist im August und die Böcke versuchen sich mit den Weibchen in ihren Territorien zu paaren. Neuere Untersuchungen haben jedoch gezeigt, dass die Weibchen während der Paarungszeit Ausflüge machen, bei denen sie mehrere Männchenterritorien durchwandern und sich demzufolge ihren Paarungspartner selbst aussuchen. Die Größe der monatlichen Streifgebietsgrößen liegt zwischen 50 und 110 ha. In ungünstigen Lebensräumen mit hoher Schneelage führen Rehe saisonale Wanderungen aus, die mehr als 30 km weit sein können. Auch subadulte Tiere, die das Streifgebiet ihrer Mutter verlassen, können mehr als 100 km abwandern.

Rehe zählen zu den Konzentratselektierern, das heißt sie nutzen bevorzugt leicht verdauliche Pflanzen. Das sind besonders Kräuter und Knospen von holzigen Pflanzen. Sie können über ihren Verbiss einen sehr großen Einfluss auf die Waldentwicklung ausüben und sind demzufolge eine Schlüsselart, wenn der Verbiss reduziert werden soll. Deshalb müssen sie bei Maßnahmen zur Bestandeskontrolle entsprechend berücksichtigt werden. Dies gilt insbesondere für Landschaften mit einem geringen Waldanteil, in dem die Rehe im Sommer oft in der Feldflur leben und sich im Winter nach dem Abernten der Felder in den Wäldern konzentrieren und dort einen hohen Verbiss verursachen.

Schwierig ist die Kontrolle von Rehpopulationen, weil die Tiere bei günstigen Lebensbedingungen, wie sie fast überall in Deutschland vorherrschen, eine sehr hohe Vermehrungsrate erreichen können. Weibchen mit guter Kondition setzen in der Regel zwei Kitze, selten werden drei oder nur ein Kitz geboren. Der jährliche Zuwachs einer Rehpopulation liegt zwischen 35 und 80 %. Eine Verringerung der Abschüsse führt unter diesen Bedingungen rasch zu einem Anstieg der Population bis an die Lebensraumkapazität.

Die natürliche Regulation von Rehpopulationen erfolgt durch Raubtiere und Wintermortalität, da die Tiere kaum in der Lage sind Fettdeposits aufzubauen. Insbesondere, wo strenge Winter und Raubtiere zusammentreffen, liegt die Dichte von Rehpopulationen weit unter der Lebensraumkapazität.

### **6.3 Europäischer Mufflon**

*Autor: Mark Nitze*

Der Europäische Mufflon (*Ovis orientalis musimon*, im Folgenden „Mufflon“) lebt in Rudeln, bei denen man zwischen Widderclans und Mutterschafverbänden unterscheidet. Ein Mutterschafverband besteht aus miteinander verwandten Tieren (Schafe, Lämmer und ein- bis dreijährige Widder). Das älteste Schaf übt unabhängig vom Reproduktionsstatus eine Leitfunktion für ihre Verwandten aus. Dadurch prägt es mit seinen Erfahrungen das Verhalten des gesamten Mutterschafrudels. Ein über Generationen gewachsenes Rudel kann beim Verlust des Leitschafes in neue Rudel gesplittet werden, in denen nun die jeweils ältesten Schafe die Führung übernehmen. Dabei wird das bisher tradierte Verhalten beibehalten. Mehrere verwandte Rudel leben dann also parallel im gleichen Gebiet, treffen sich zufällig, ziehen gemeinsam und trennen sich wieder. Diese Wechsel können sich kurzfristig innerhalb eines Tages vollziehen und erschweren somit z. B. die Zuordnung oder Wiedererkennung eines Rudelverbandes beim Monitoring. In den Widderclans herrscht eine Altershierarchie, wobei ältere Widder häufig nur in kleinen Trupps von wenigen Tieren zusammenstehen. Die Formation großer Rudelverbände basiert in der Regel auf zufälligen Äsungs-, Sicherheits- oder Notgemeinschaften. Solche Rudel können auch eine typisch saisonale Erscheinung sein, z. B. auf Winterrapsflächen.

Der Mufflon wird oft als „vagabundierende“ Schalenwildart beschrieben. Dies beruht auf der Beobachtung einer weiträumigen Raumnutzung der Rudel. Tatsächlich ist der Mufflon dabei aber sehr standortstreu und bewegt sich über Generationen nur in fest abgegrenzten Lebensräumen und nutzt immer wieder die gleichen Wechsel und Habitate. Mufflons orientieren sich bei der Raumnutzung oft an bestimmten Elementen in der Landschaftsstruktur. Straßen, Gräben, Höhenzüge oder andere Leitelemente werden als geografische Grenzlinien akzeptiert und können sogar als „innergebietliche Grenze“ fungieren, die nicht von allen Tieren einer Population regelmäßig überquert wird. Das Überschreiten solcher Grenzlinien erfolgt meist immer an derselben Stelle. Aus diesem Grund können bauliche Maßnahmen (Forstzäune, Straßenleitplanken) zur räumlichen Aufteilung und Trennung des Bestandes über mehrere Generationen führen. Kennt eine Mufflonpopulation nur ein kleines Gebiet, bewegt sie sich also nur relativ kleinräumig. Werden dann neue Lebensräume „entdeckt“, kann sich der bisher genutzte Bereich bis zur nächsten akzeptierten Grenzlinie deutlich vergrößern. Diesen wird eine Mufflonpopulation zukünftig ganzjährig nutzen. In der Regel treten Widder als „Entdecker“ in Erscheinung. Die Mutterschafverbände folgen jedoch erst deutlich später in die neuen Lebensräume. Bei falschen Bejagungsstrategien und hohem Jagddruck (z. B. dem Einsatz hochläufiger Hunde) können Rudel bisherige Streifgebiete aber plötzlich dauerhaft verlassen und ohne Rückkehr in völlig neue Lebensräume umsiedeln.

Wie bei anderen Arten spielen bei der Wahl der Einstände die Faktoren Sicherheit und Äsungsangebot eine grundlegende Rolle. Mufflons nutzen lichte Althölzer genauso wie dichte

te Kulturen und Jungwüchse als Ruheeinstände. Bei der Nutzung der saisonalen Aktionsräume kommt es zu jährlichen Verschiebungen, in Abhängigkeit von den aktuellen Einflussfaktoren (Witterung, Äsung, soziale Kontakte, Störungen). Hat der an sich waldgebundene Mufflon die Möglichkeit zur Offenlandnutzung, werden diese Flächen oft in die regelmäßige Raumnutzung einbezogen. Allerdings fungieren landwirtschaftliche Kulturen in der Regel nicht als „Dauereinstand“ wie bei anderen wilden Schalenwildarten. Forstliche und großflächige landwirtschaftliche Maßnahmen führen beim Mufflon zu deutlichen Veränderungen des Aktionsraummusters. Die eigentlichen Arbeitsmaßnahmen sind dabei aber nur selten die Ursache. Vielmehr bewirkt die großflächige Bewirtschaftung von Agrarflächen unter intensivem Technikeinsatz eine kurzfristige, weiträumige Veränderung der Äsungsbedingungen und somit auch des Raumnutzungsmusters. Auch die Beweidung mit Rindern kann Mufflons zur Meidung von Äsungseinständen im Offenland veranlassen.

Bei einer geschlossenen Schneedecke von über 20 cm Dicke im Winter schränken Mufflons ihren Aktionsraum deutlich ein. Eine Meidung bestimmter Äsungs- oder Ruheeinstände erfolgt generell recht schnell, wenn die Störungen häufiger auftreten. Der Mufflon reagiert auf starken Jagddruck ebenfalls mit Nachtaktivität und erhöhter Fluchtbereitschaft, besonders in Offenlandhabitaten. Einer Gefahr können sich Mufflons durch weiträumige Flucht über große Distanzen entziehen. Dies ist mit einem „Sprungstein-Schema“ vergleichbar, denn die Rudel flüchten kilometerweit unter Umständen über mehrere, als sicher eingestufte Habitate, quer durch das gesamte Jahresstreifgebiet. Mangelnder Sichtschutz auf Offenlandflächen begünstigt dieses Verhalten. Somit kann eine einzige Störung das aktuelle „räumliche Gefüge“ großflächig durcheinander bringen.

#### **6.4 Wildschwein**

*Autoren: Dr. Ulf Hohmann, Dr. Norman Stier*

Das Wildschwein (*Sus scrofa*) ist ein hochsoziales Säugetier und lebt mit Ausnahme älterer Männchen (Keiler) ganzjährig in Gruppen. In der Regel bestehen diese Gruppen, auch Rotten genannt, aus adulten Weibchen (Bachen) und ihrem Nachwuchs (Diesjährigen bzw. Frischlinge und Einjährigen bzw. Überläufer). Männlicher Nachwuchs wird in der Regel nur bis zur Geschlechtsreife (als Überläufer) in den matriarchalen Gruppen dauerhaft geduldet. Die Zusammensetzung der Rotten ist dabei weniger stabil als bisher angenommen. Selbst Frischlinge können tageweise mit unterschiedlichen Bachen zusammen sein, teils leben nicht verwandte Weibchen in einer Gruppe, teils haben selbst Wurfgeschwister mehrere Väter.

Die matriarchalen Gruppenverbände sind hierarchisch organisiert. Befinden sich mehrere adulte Weibchen in einer Rotte, werden diese zumeist von einem dominanten Weibchen, der sogenannten Leitbache, angeführt. Durch die Weitergabe von Erfahrungen und Verhaltensweisen an die nächste Generation verfügen Wildschweine über ein besonders schnelles und differenziertes Lernvermögen. Diese Gruppenintelligenz erlaubt Wildschweinen unter anderem, unterschiedliche Gefahren effektiv zu erkennen bzw. zu meiden und neue oder wechselnde Nahrungsgründe schnell zu erschließen.

Das Wildschwein wiegt ausgewachsen je nach Umweltbedingungen im Mittel zwischen 50 und 100 kg (Maximalgewichte können 150 kg überschreiten). Trotz dieser Körpermasse verfügt es über ein außergewöhnlich hohes Reproduktionspotential. Mit Wurfgrößen von je nach Altersklasse im Mittel von vier bis neun Jungen und der Fähigkeit, die Geschlechtsreife in die Pubertät vorzuverlegen, gleicht es im Fortpflanzungsverhalten eher Nagern oder Kaninchen. Die Frühjahrsbestände können sich im Laufe des Sommers demnach verdoppeln bis verdreifachen.

Das Wildschwein ist keine streng territoriale Tierart. Die Streifgebiete benachbarter Rotten, die je nach Saison einige hundert Hektar umfassen, können weiträumig überlappen. Exklusive Raumnutzungsmuster dürften eher zwischen nicht verwandten Gruppen bestehen. Ansonsten folgt die Raumnutzung des Wildschweins dem jeweiligen Nahrungs- und Deckungsangebot und kann daher beträchtlich variieren. Sind Nahrungs- und Deckungshabitate getrennt, können auch weite Entfernungen überwunden werden. Teilweise kommt es bei den Sommeraktionsräumen zu Verschiebungen bis zu 10 km vom sonstigen Streifgebiet (KEULING et al. 2009).

Als meist nachtaktiver Allesfresser kann der Speisezettel des Wildschweins sehr vielfältig sein. Es verschmährt Aas genauso wenig wie frisches Gras. Mit Hilfe seines ausgesprochen guten Geruchssinns und einer rüsselartigen kräftigen Nase kann es sich auch unterirdische Nahrungsressourcen wie Wurzeln, Würmer oder Pilze durch Wühlen erschließen. Als Nicht-Wiederkäuer bevorzugt es jedoch faserarme, energiereiche Kost wie Samen, Früchte oder Nüsse.

Insofern können in den natürlichen, zumeist walddreichen Lebensräumen Baumfrüchte wie Eicheln oder Bucheckern insbesondere in Mastjahren die Ernährung dominieren. Bieten landwirtschaftliche Kulturen eine Alternative, kann das Wildschwein dort massive Schäden verursachen. Die mit der Wühltätigkeit verbundene Bodenverwundung und Bioturbation kann jedoch auch zu einer höheren Biodiversität führen.

Als Rückzugs-, Ruhe- und Wurfräume bevorzugen Wildschweine als Reaktion auf Störungen (z. B. Jagd) oft blickdichte, unzugängliche und kleinklimatisch günstige Bereiche in dichter Vegetation. In Gebieten mit wenig Störung werden als Ruheplätze gern trockene und sonnige Stellen (z. B. einzelne tiefbeastete Fichten in Altholzbeständen) aufgesucht.

Besonders die verhaltens- und reproduktionsbiologischen Besonderheiten erfordern auch im Management dieser Tierart ein hohes Maß an Flexibilität, List und Einsatz, zumal die Bejagung dieser Wildart aufgrund ihrer Masse und Wehrhaftigkeit stets mit Gefahren für Mensch und Hund verbunden ist.

Aufgrund der hohen Attraktivität der Wildschweinjagd kann die jagdliche Mortalität die natürlichen Todesursachen in bejagten Populationen bei weitem übersteigen. Trotzdem ist eine Regulation von Wildschweinbeständen durch Bejagung schwer zu erreichen. Dies gilt besonders in schwer zugänglichen Habitaten wie Sukzessionsflächen, Schilfgürteln, Mooren oder Sümpfen. Für die weltweit stark steigenden Wildschweinbestände werden verschiedene Ursachen wie der Klimawandel oder die Häufung von Mastereignissen genannt. Vermutlich ist jedoch vorrangig der Strukturwandel in der Landwirtschaft hauptverantwortlich, da reine Waldpopulationen nicht stetig ansteigen.

## **6.5 Damhirsch**

*Autor: Dr. Norman Stier*

In den Lebensräumen des Damhirschs (*Dama dama*) beeinflussen diverse Faktoren die örtlichen Besonderheiten. Wesentliche Einflussfaktoren sind hierbei Populationsdichte, Landschaftsstruktur, Landnutzung, räumliche Verteilung der Geschlechter und Bejagung. Allen Lebensräumen gemein ist jedoch vermutlich folgendes Grundmuster.

Damhirsche beider Geschlechter scheinen ab dem ersten Lebensjahr in festen Winter-, Sommer- und Brunftaktionsräumen ein Leben lang standortstreu zu sein (MAHNKE 2000, NITZE et al. 2006, STIER et al. 2010, GLEICH 2012). Bei den Weibchen befinden sich die drei Einstände im gleichen Gebiet. Weibchen unternehmen teilweise während der Brunft Eintagesexkursionen zu Brunftplätzen, halten sich aber den Rest ihres Lebens in ihren traditionellen Lebensräumen auf. Einzelne Weibchen suchen für die Geburt andere, etwas entfernte

Gebiete auf und kehren, wie markierte Kälber zeigten, später in ihren normalen Aktionsraum zurück. Es wandern auch nur wenige einjährige Weibchen wirklich weit ab. Die meisten bleiben vermutlich in ihren Geburtsgebieten. Selbst auf größeren Drückjagden mit umfangreichem Hundeeinsatz verließen telemetrierte Tiere ihren Aktionsraum nie.

Die drei Einstandsgebiete der Männchen können (müssen aber nicht) teilweise weit auseinander liegen. Die maximalen Entfernungen, die zwischen Sommer- und Brunftaktionsräumen festgestellt wurden, lagen bei 10 km. In Kerngebieten mit hohen Weibchendichten befinden sich oft nur Brunfteinstände der Männchen. Die Sommer- und Winterstände liegen fast immer weiter entfernt. Ein Teil der Hirsche wandert im Sommer in entfernte Sommeraktionsräume, während es bei anderen keine räumliche Verlagerung im Sommer gibt.

Die Gesamtaktionsräume der Weibchen sind mit 200 bis 600 ha kleiner als die der Hirsche mit 500 bis 4.000 ha. Die Größe der Aktionsräume wird vor allem durch die Entfernung zwischen den saisonalen Einständen beeinflusst. Saisonale Gebiete sind 100 bis 300 ha groß und lassen keinen Unterschied zwischen den Geschlechtern und den Jahreszeiten erkennen. Die hohe Raumtreue in den sehr kleinen Aktionsräumen muss bei einer kleinräumig auszurichtenden Bejagung unbedingt berücksichtigt werden. In Gebieten größer als 500 ha ohne jegliche menschliche Regulation können sich in kurzer Zeit sehr hohe Dichten entwickeln, obwohl normalerweise nur ein Kalb pro Jahr geboren wird.

Der Wechsel der meisten Damhirsche zwischen den oft räumlich getrennten saisonalen Streifgebieten erfolgt meist in einem engen Zeitfenster um den 15. April vom Winter- in den Sommereinstand. Der Wechsel aus den Sommereinständen erfolgt unterschiedlich. Sind in den Sommeraktionsräumen kaum Wälder enthalten, dann ziehen die Damhirsche im Juli und August nach dem Abernten der Felder und fehlender Deckung sowie Äsung erst einmal in ihre Winterstände zurück. Andere Damhirsche wandern direkt aus ihren Sommereinständen in das Brunftgebiet. Die Ankunft im Brunftgebiet ist für beide Gruppen meist Mitte September. Der Rückzug aus dem Brunftgebiet hängt stark von der Attraktivität des genutzten Brunftplatzes und von der Verfassung des Damhirsches am Ende der Hochbrunft ab. Aber auch individuelle Vorlieben scheinen eine Rolle zu spielen. Ein Großteil aller Tiere verlässt sofort nach Ende der Brunft um den 30. Oktober das Brunftgebiet. Einzelne Individuen halten hingegen Brunftplätze bis Ende Dezember aufrecht.

Weibliche Damhirsche wählen ganzjährig Aktionsräume mit einem hohen Waldanteil von circa 80 %. Die Brunftaktionsräume der Männchen haben einen ähnlich hohen Waldanteil. Im Winter beinhalten die Aktionsräume einen geringeren Anteil an Wald, dafür ist der Anteil an Acker höher. Die Sommeraktionsräume sind mit etwa einem Drittel am waldärmsten, umfassen aber etwa zu 60 % Felder, die in dieser Zeit viel Nahrung und Deckung bieten. Wenn möglich, nutzen Damhirsche Grünland als Hauptnahrungshabitat, so dass die Verbissbelastung im Wald dann deutlich sinkt. Auf völlige Jagdruhe reagiert die Art sehr schnell mit Tagaktivität in offenen Bereichen, wodurch eine gute Sichtbarkeit erreicht wird.

Die Selektion in der Reproduktion erfolgt durch die Weibchen, da sie den Hirsch auswählen, mit dem sie sich paaren. Sie ziehen dazu auf traditionelle Brunftplätze, die teilweise auch außerhalb ihres angestammten Aktionsraumes liegen und in einigen Fällen ohne ihre Kälber aufgesucht werden. Die paarungsbereiten Weibchen halten sich dort etwa einen Tag lang auf und verlassen sofort nach erfolgreicher Paarung den Platz. Junge und sehr alte Damhirsche ziehen in ihrem Brunftaktionsraum zwischen den Brunftplätzen umher. Die Jungen lernen sie so kennen. Im Alter von fünf bis neun Jahren schaffen es die Männchen, eigene Brunftplätze zu besetzen. Das Brunftgebiet ist zwar langfristig stabil, aber die Brunftplatzwahl ist von Jahr zu Jahr variabel, was teilweise mit dem Alter sowie der Konstitution des Männchens und den damit verknüpften Chancen auf lukrative Plätze zusammenhängt.

Neben der Bejagung spielt als nennenswerte Mortalitätsursache nur die Verkehrs- und die Brunftmortalität eine Rolle. Mit der Ausbreitung von Wolf und Luchs kommt eine weitere wesentliche Regulationsgröße hinzu.

Der Kern kleinflächiger Damhirschpopulationen ist oft ein Weibchengebiet, das bei hoher Weibchendichte exklusiv genutzt wird. Diese sind meist umgeben von Mischgebieten mit Vorkommen beider Geschlechter. Die waldärmeren, oft vom Kern entfernten Regionen sind reine Einstände der Männchen, die teilweise nur als Sommeraktionsraum genutzt werden. Die Rudelzusammensetzung verändert sich stetig, wobei sich oft die gleichen, vermutlich verwandten, Tiere wieder zusammenfinden.

Die erhöhte natürliche Mortalität der Männchen muss bei der Abschussplanung beachtet werden und die Abschüsse sollten deshalb in einem Verhältnis von 40:60 oder besser 30:70 (männlich zu weiblich) erfolgen.

## 6.6 Gämse

*Autor: Ulrich Wotschikowsky*

Die Gämse (*Rupicapra rupicapra*), kommt in Deutschland nur im Alpengebiet, in der Sächsischen Schweiz sowie nach Einbürgerung im Feldberggebiet (Schwarzwald) vor. Gämsen sind besonders gut an die Lebensbedingungen um und oberhalb der Waldgrenze angepasst. Sie klettern hervorragend in steilem Gelände und sind robust gegen tiefe Temperaturen und hohe Schneelagen. Ihre Geländegängigkeit verdanken sie starken Gelenken und besonders geformten Hufen. Mit einem Körpergewicht von 30 bis 55 kg zählen sie zu den kleineren Schalenwildarten. Der Geschlechtsdimorphismus ist nur gering ausgeprägt. Beide Geschlechter sind etwa gleich groß, beide tragen Hörner.

Männliche und weibliche Gämsen leben während des gesamten Jahres getrennt. Muttertiere schließen sich mit ihrem diesjährigen und vorjährigen Nachwuchs beiderlei Geschlechts gerne zu größeren Rudeln zusammen und nutzen die alpinen Rasen und Matten oberhalb der Waldgrenze bis etwa 3.000 m NN. Die Böcke leben sowohl einzeln als auch in Gruppen, räumlich getrennt von den Mutterfamilien. Manche Böcke beziehen im Sommer auch Gebiete im Waldgürtel, wobei sie sich territorial verhalten und andere Böcke in ihrer Nähe nicht dulden.

Gämsen nutzen konsequent die saisonal variierenden Standort- und Nahrungsbedingungen, die sich durch die Gebirgslage ihres Lebensraums ergeben: Im Winter versuchen sie, hohe Schneelagen zu vermeiden und im Sommer der saisonalen Vegetationsentwicklung nachzugehen. Deshalb bevorzugen sie im Winter die südseitigen Expositionen, wandern im Sommer dagegen zunehmend in schattige Nordexpositionen, wo gut verdauliche Nahrung erst später austreibt. Gämsen verbringen ihr Leben überwiegend an ein und demselben Bergstock oder Gebirgsmassiv. Täler hindern junge Tiere aber nicht, andere Lebensräume zu erkunden und zu besiedeln. Gämsen sind zu einer raschen Kolonisierung leerer Lebensräume fähig, einschließlich der Mittelgebirge und sogar des Flachlandes.

Zur Brunft im November finden sich die Geschlechter im Bereich der oberen Waldgrenze oder höher, je nach Schneelage. Adulte Böcke versuchen dann, einen Harem weiblicher Tiere gegen Konkurrenten zu verteidigen. Dabei können die Dominanzverhältnisse innerhalb Minuten wechseln. Böcke jagen sich in halsbrecherischen Attacken, doch kann der Verfolgte im Handumdrehen zum Verfolger werden. Die Auseinandersetzungen adulter Böcke werden überwiegend durch ritualisierte Verhaltensweisen bestimmt, darunter Aufstellen des Rückenhaars („Gamsbart“) zur Umrissvergrößerung, steifbeiniges breitseitiges Umherstolzieren und Ähnliches. In den seltenen Fällen, da ein überlegener Kontrahent seinen verfolgten Gegner stellen kann, kommt es zum Beschädigungskampf mit den Hörnern (Krucken).

Gut konditionierte Gämsen setzen im Alter von zwei Jahren ihr erstes Kitz, stets nur eines, und bleiben bis in ein hohes Alter von etwa 15 Jahren fruchtbar. Die Nettozuwachsrate einer naturnah gegliederten Population liegt bei etwa 20 %, mit starken Schwankungen in Abhängigkeit von der Winterhärte.

Die natürliche Regulation der Bestände erfolgt vor allem durch Winterverluste. Diese treffen besonders die Kitze, aber auch Böcke, die nach der zehrenden Brunft nicht mehr genügend Fettreserven aufbauen konnten. Vor großen Beutegreifern sind Gämsen in den höheren Gebirgslagen weitgehend sicher. Wo Gämsen im Wald bei wenig verfügbarem Fluchtterrain (Felsen) überwintern, sind sie dagegen eine eher leichte Beute für Luchs und Wolf.

Gämsenpopulationen in den Zentralalpen scheinen von den winterlichen Bedingungen kontrolliert zu werden, wenn auch unter starken Schwankungen. Die Entwicklung der Gämsen in den bayerischen Alpen hat dagegen gezeigt, dass die Populationen trotz Bejagung anwachsen und die fast felsfreien Voralpengebiete in bemerkenswerter Dichte besiedeln können.

Gämsen zählen zu den Mischäsern, das heißt sie nutzen Gräser, Kräuter, Zwergsträucher und Knospen aller Baumarten. Im Bergmischwald und besonders an der Waldgrenze können sie erheblichen Einfluss auf die Waldvegetation nehmen.

## **6.7 Alpensteinbock**

*Autor: Ulrich Wotschikowsky*

Der Alpensteinbock (*Capra ibex*, im Folgenden „Steinbock“) kommt in Deutschland in vier kleinen Kolonien vor (darunter auch im NLP Berchtesgaden), die alle durch Einbürgerung entstanden sind. Ob der Steinbock ursprünglich überhaupt im Nordalpenraum vorkam, ist bis heute umstritten. Alle Wildziegen, zu denen auch der Steinbock gehört, sind in ariden oder semiariden Gebieten zu Hause und offenbar nicht gut an niederschlagsreiche Bedingungen bzw. hohe Schneelagen angepasst. Deshalb scheint der Nordalpenbereich – und somit ganz Deutschland – zumindest in der Nacheiszeit nicht von Wildschafen und -ziegen besiedelt gewesen zu sein.

Steinböcke kommen sehr gut mit den Klimabedingungen in großen Höhen zurecht. Sie leben über der Waldgrenze bis in 3.000 bis 4.000 m NN, klettern hervorragend in steilstem Gelände und sind durch ihre kompakte, massige Figur gut an tiefe Temperaturen angepasst. Steinböcke sind ausgeprägte Grasfresser. Deshalb finden sie günstige Winterbedingungen in steilen, südexponierten und daher schneefreien Hängen in großer Höhe. Täler werden gemieden, weshalb eine Kolonisierung freier, durch Talzüge getrennter Regionen lange dauern kann.

Die Geschlechter leben während des gesamten Jahres getrennt. Muttertiere schließen sich mit ihrem diesjährigen und vorjährigen Nachwuchs beiderlei Geschlechts gerne zu größeren Rudeln zusammen und nutzen hoch gelegene Rasen und Matten. Die Böcke leben sowohl einzeln als auch in Gruppen, räumlich getrennt von den Mutterfamilien.

Zur Brunft im Dezember wandern die männlichen Tiere manchmal über sehr weite Strecken entlang von Höhenzügen zu den Familienverbänden. Die Rangordnung unter den adulten Böcken wird durch Stoßkämpfe bestimmt, bei denen Verletzungen kaum vorkommen.

Gut konditionierte Steingeißen setzen im Alter von zwei Jahren ihr erstes Kitz, stets nur eines, und bleiben bis in ein hohes Alter von etwa 15 Jahren fruchtbar. Steinböcke werden vor allem durch Winterverluste reguliert. Große Beutegreifer spielen keine nennenswerte Rolle.

Das Management der einzigen Kolonie im NLP Berchtesgaden obliegt einer österreichischen Hegegemeinschaft, weil sich der größte Teil der kleinen Population dort aufhält. Für das

Schalenwildmanagement im NLP Berchtesgaden spielen Steinböcke keine Rolle und unterliegen keiner Regulierung.

## **6.8 Effekte von Spitzenprädatoren auf Ökosysteme**

*Autor: Dr. Marco Heurich*

Bereits 1960 gab es erste theoretische Arbeiten, die den Raubtieren eine besondere Rolle in den Ökosystemen zuwiesen. In ihrer richtungweisenden Veröffentlichung „Community structure, population control and competition“ formulierten HAIRSTON et al. (1960) die Hypothese, dass die Welt grün ist, weil sie nicht von Pflanzenfressern überweidet wird (Green World Hypothesis). Als ein Argument für diese Annahme führten die Autoren Kohlelagerstätten auf, die klar beweisen, dass sich totes Pflanzenmaterial in geologischen Zeiträumen akkumuliert und eben nicht von Pflanzenfressern genutzt wurde und wird. Wenn nun die Pflanzenfresser nicht vor allem durch Nahrung, also durch dichteabhängige Prozesse reguliert werden, muss hier ein anderer Mechanismus wirken. Daraus schlossen sie, dass nur die grünen Pflanzen an der Basis der Nahrungspyramide und Raubtiere an deren Spitze durch dichteabhängige Prozesse, also durch die Ressourcenverfügbarkeit reguliert werden. Die Regulierung der Pflanzenfresser hingegen sei dichteunabhängig. Damit vertraten HAIRSTON et al. (1960) eine „Top-Down-Sicht“ ökosystemarer Prozesse: Raubtiere bestimmen die Verteilung und Dichte ihrer Beutetiere.

Die Interaktionen von Räubern und deren Beute haben eine Vielzahl von Effekten auf Ökosystemebene zur Folge. Dabei unterscheidet man zwischen letalen und nicht-letalen Effekten, die Spitzenprädatoren auf ihre Beutetiere ausüben.

Das Schlüsselcharakteristikum von Spitzenprädatoren ist ihr letaler Einfluss durch das Töten der Beutetiere. Darüber können Raubtiere regulierend auf ihre Beutetierpopulationen wirken oder auch die Populationen kleiner Raubtiere, sog. Mesoprädatoren, kontrollieren. So konnten RIPPLE und BESCHTA (2012a) für die nördliche Hemisphäre zeigen, dass Wölfe und Bären, wenn sie gemeinsam vorkommen, die Dichte von großen Pflanzenfressern limitieren können. Zuvor hatten beide Autoren ähnliche Effekte für den Westen der USA zusammengestellt (BESCHTA und RIPPLE 2009). Darüber hinaus können Spitzenprädatoren auch einen starken Einfluss auf Mesoprädatoren ausüben, der bis zu deren lokalen Aussterben führen kann (SMITH et al. 2003, PRUGH et al. 2009).

Zusätzlich üben Prädatoren nicht-letale Effekte auf ihre Beutetiere aus, indem diese durch Verhaltensänderungen das Risiko, erbeutet zu werden, senken wollen. Man spricht in diesem Zusammenhang von einer Ökologie der Angst („ecology of fear“, vgl. BROWN et al. 1999) und, auf die Landschaft übertragen, von einer „landscape of fear“, in der Gebiete mit hohem Prädationsrisiko und solche mit geringem einander abwechseln (LAUNDRÉ et al. 2001). Die Lebensraumnutzung der Beutetiere orientiert sich nun nicht mehr allein am Vorkommen von Nahrung und intraspezifischer Konkurrenz, sondern vor allem am Prädationsrisiko, das in verschiedenen Lebensräumen mehr oder minder stark ausgeprägt ist. Innerhalb ihrer Homeranges halten sich die Beutetiere beispielsweise bevorzugt in Habitaten auf, in denen Räuber sie nicht so gut verfolgen können (LAUNDRÉ et al. 2001, KUIJPER et al. 2013). Das kann je nach Jagdtechnik des Prädators unterschiedlich sein. Während Pirschjäger wie der Luchs genügend Deckung zum Anschleichen benötigen, brauchen Hetzjäger wie der Wolf eher freie Flächen, um ihre Beutetiere verfolgen zu können. Darüber hinaus können die Beutetiere große Gruppen bilden, um gemeinsam Feinde früher zu erkennen oder abzuwehren (CREEL und WINNIE 2005, BELLOTI et al. 2014) oder mehr Zeit mit Sicherungsverhalten verbringen (PÉRIQUET et al. 2010, CREEL et al. 2014, ECCARD et al. 2015). Diese nicht-tödlichen Effekte können stärker sein als die durch das direkte Töten der Beutetiere (CREEL und CHRISTIANSON 2008).

Letale und nicht-letale Effekte durch Spitzenprädatoren können sich über den Einfluss auf die Herbivoren und Mesoprädatoren, mittelgroße Raubtiere, im Ökosystem fortsetzen. Trophische Kaskaden entstehen also durch den von oben gerichteten Einfluss von Raubtieren auf Ökosysteme. Sind diese Effekte stark, können sie sich über die Herbivoren bis zu den Pflanzen fortsetzen. Erstrecken sich diese Effekte über mehr als eine trophische Ebene, spricht man von einer trophischen Kaskade. Bislang wurden für sieben von 31 Arten von Spitzenprädatoren (mit einem Körpergewicht über 15 kg) trophische Kaskaden nachgewiesen. Dazu gehören in terrestrischen Ökosystemen Löwe (*Panthera leo*), Leopard (*Panthera pardus*), Dingo (*Canis lupus dingo*), Eurasischer Luchs (*Lynx lynx*), Wolf (*Canis lupus*) und Puma (*Puma concolor*) (RIPPLE et al. 2014).

In Europa gibt es nur zwei Spitzenprädatoren, die sich vor allem von Schalenwild ernähren, der Wolf und der Eurasische Luchs. Daneben fressen auch Braunbär (*Ursus arctos*), Vielfraß (*Gulo gulo*), Goldschakal (*Canis aureus*) und Rotfuchs (*Vulpes vulpes*) Schalenwild. Braunbär und Rotfuchs spielen nur als Prädatoren von Jungtieren eine Rolle, Vielfraß und Goldschakal haben nur eine beschränkte Verbreitung.

Wölfe sind aufgrund ihrer weiten Verbreitung, dem Jagen in Rudeln und ihrer ganzjährigen Aktivität die bedeutendsten Jäger von Schalenwild in der nördlichen Hemisphäre (PETERSON et al. 2003). Sie sind in der Lage, alle in Europa wild vorkommenden Schalenwildarten zu erbeuten, vom Reh bis zum Wisent. Allerdings bevorzugen sie Rothirsche, auch wenn andere Beutetiere vorkommen (JĘDRZEJEWSKI et al. 2000, GAZZOLA et al. 2005, JĘDRZEJEWSKI et al. 2010). Hier selektieren sie vor allem Kälber, alte oder verletzte Tiere (WRIGHT et al. 2006). Beim Wildschwein ergibt sich ein differenziertes Bild zwischen Mittel- und Südeuropa. Während Wildschweine in Mitteleuropa eher als Beute gemieden werden, werden sie in Südeuropa bevorzugt (JĘDRZEJEWSKI et al. 2000, MATTIOLI et al. 2004). Dies hängt vermutlich damit zusammen, dass den Wölfen in Mitteleuropa mehr Alternativbeute zur Verfügung steht, insbesondere der bevorzugte Rothirsch. In den Untersuchungsgebieten in Südeuropa kommen neben Wildschweinen nur noch Rehe als Beute vor. Rehe scheinen für Wölfe als Beute eher indifferent zu sein, sie werden von Wölfen weder gegenüber anderen Arten bevorzugt noch werden sie gemieden.

Die Prädationsrate von Wölfen wurde bislang in Skandinavien, in Polen und Italien bestimmt. Dabei fraß ein Wolf in Skandinavien im Durchschnitt 29 Elche und 1,5 Rehe im Jahr. In Polen waren es 27 Rothirsche, 12 Wildschweine und zwei Rehe (JĘDRZEJEWSKI et al. 2002, SAND et al. 2005). Auf die Fläche umgerechnet sind das 0,6 bis 1,1 Rothirsche, 0,04 bis 0,3 Rehe und 0,2 bis 0,4 Wildschweine je 100 ha (JĘDRZEJEWSKI et al. 2002). In Italien wurden 0,2 bis 0,7 Rothirsche, 0,2 bis 1,2 Rehe und 0,07 bis 0,3 Gämsen je 100 ha und je Wolf erbeutet (GAZZOLA et al. 2005). Der Anteil der jährlichen Mortalität der Beutetiere lag dabei zwischen sieben und 69 %.

In einer Studie über die gesamte nördliche Hemisphäre kommen RIPPLE und BESCHTA (2012a) zu dem Ergebnis, dass Wolfsprädation Schalenwild limitieren kann. In Nordamerika und Eurasien waren die Schalenwildpopulationen in Gebieten ohne Wolfsvorkommen im Durchschnitt sechsmal höher als in Gebieten mit Wölfen. Auch nordamerikanische Studien haben gezeigt, dass der kombinierte Prädationsdruck von Wolf und Bär Schalenwildpopulationen limitieren kann (GASAWAY et al. 1992, MESSIER 1994, ORIANI et al. 1997, MECH und PETERSON 2003).

Durch ihren Einfluss auf ihre Beutetiere und die mittelgroßen Raubtiere können Wölfe auch einen weitreichenden Einfluss im Ökosystem ausüben. Eine Veränderung in den Pflanzengemeinschaften nach Ausrottung der Tiere, oder nach der Erholung ihrer Bestände, konnte in verschiedenen Gebieten Nordamerikas festgestellt werden (BESCHTA und RIPPLE 2009).

Diese Effekte berührten mehrere Aspekte der Ökosystemfunktionen wie Waldverjüngung, Entwicklung gefährdeter Arten, Bestandesstruktur und Nährstoffdynamik.

Wesentliche Forschungsergebnisse zu dieser Thematik kommen aus dem NLP Yellowstone, wo zwischen 1995 und 1996 Wölfe wiederangesiedelt wurden. Die Rückkehr der Wölfe hat zahlreiche direkte und indirekte Effekte auf die Ökosysteme über Schalenwild und Mesoprädatoren ausgelöst, die in zahlreichen Forschungsprojekten dokumentiert wurden. So führte die Wolfsprädation zu einer Veränderung der Verteilung der Wapitis im Gebiet hin zu den schneeärmeren Tallagen außerhalb des NLPs (WHITE et al. 2012). Darüber hinaus kam es auch zu einer Halbierung des Wapitibestandes, der auf die Kombination von Wolfsprädation, Abschüssen außerhalb des NLPs und dem Rückgang der Niederschläge in der Vegetationsperiode zurückgeführt werden kann (HEBBLEWHITE et al. 2005, VUCETICH et al. 2005, WHITE und GARROTT 2005, HAMLIN et al. 2008). Gleichzeitig konnte ein Rückgang der Population von Kojoten um 39 % nach der Wiederansiedlung der Wölfe nachgewiesen werden (BERGER und GESE 2007). Am auffälligsten ist der Rückgang des Verbisses an Aspen von 100 % 1998 auf 20 % 2010 (RIPPLE und BESCHTA 2012b). Darüber hinaus kam es, ausgelöst durch das verstärkte Wachstum der Weiden und Aspen, zu einem Anstieg der aktiven Biberkolonien zwischen 1996 und 2009 um mehr als 50 % (SMITH und TYERS 2012). Hier konnte gezeigt werden, dass Wölfe zu einer dauerhaften Verfügbarkeit von Aas beitragen und die Verfügbarkeit nicht auf einen Ressourcenimpuls im Spätwinter beschränkt ist. Es wird angenommen, dass sich dadurch ein erheblicher Einfluss auf die Biodiversität ergibt, da 30 Säugetier- und Vogelarten und mehr als 57 Käferarten an Wolfsrissen beobachtet werden konnten (WILMERS et al. 2003).

Der Eurasische Luchs hat ein riesiges Verbreitungsgebiet, das sich von den Pyrenäen über die gesamte Taiga bis nach Kamtschatka erstreckt. In weiten Teilen Westeuropas wurde er in den letzten Jahrhunderten ausgerottet. Aufgrund ihrer einzelgängerischen Lebensweise und ihres geringen Gewichtes jagen Luchse vor allem kleine Schalenwildarten, nur in Nordosteuropa, wo diese nicht vorkommen, ernähren sie sich vor allem von Schneehasen (JĘDRZEJEWSKI et al. 1993). Das bevorzugte Beutetier ist dabei das Reh, aber auch Rentiere und Gämsen werden dort, wo sie vorkommen, erbeutet. Insbesondere in Waldgebieten können Gämsen leicht vom Luchs erbeutet werden, da sie bei ihrer Feindvermeidungsstrategie auf Lebensräume oberhalb der Waldgrenze angepasst sind. Bei Rothirschen erbeuten Luchse vor allem Kälber und einjährige Weibchen, während sie Wildschweine meiden (PODOLSKI et al. 2013, MATTISSON et al. 2014).

Im Durchschnitt reißen Luchse 62 bis 66 Stück Schalenwild pro Jahr (OKARMA et al. 1997, MOLINARI-JOBIN et al. 2002). Dabei unterscheiden sich die Werte stark zwischen den Geschlechtern und verschiedenen Altersklassen. Während Weibchen mit Jungen etwa 80 Stück Schalenwild pro Jahr erbeuten, liegt der Wert für Subadulte bei etwa 45 Beutetieren. Die Prädation je Flächeneinheit lag in Polen bei 1,1 bis 1,8 Rehen und 0,4 bis 0,7 Rothirschen je km<sup>2</sup> und je Luchs (OKARMA et al. 1997) und bei 0,5 Rehen und 0,9 Gämsen je km<sup>2</sup> und je Luchs in der Schweiz. Der Anteil der Luchsprädation an der jährlichen Mortalität der Beutetiere lag dabei zwischen 17 und 56 %.

Dass Luchse lokal einen sehr starken Einfluss auf ihre Beutetiere haben können, zeigt die Entwicklung der Beutetierpopulationen in einem schneereichen Hochtal im Schweizer Wallis. Dort hatte der Luchs direkt nach seiner Wiederansiedlung den Gämsenbestand von 800 Tieren auf 300 bis 400 Tiere reduziert und den geringen Rehbestand von 70 Tieren vorübergehend ganz zum Verschwinden gebracht (BREITENMOSER und HALLER 1993).

Aufschlüsse über den Einfluss des Luchses auf seine Beutetiere erlauben auch die über einen Zeitraum von 140 Jahren vorliegenden Zeitreihen aus dem Wald des NLPs Białowieża. Diese Datenreihen zeigen deutlich, dass Luchse in der Lage sind, ihre Beutetierbestände zu

limitieren: In dem Zeitraum, als die Luchse ausgerottet waren, lag die Rehdichte bei etwa vier Tieren je 100 ha. In den Jahren, in denen Luchse im Gebiet lebten, nur bei zwei Rehen je 100 ha. Diese Ergebnisse konnten auch in einer weiteren Studie im gleichen Untersuchungsgebiet zwischen 1984 und 1993 bestätigt werden. Damals wurden 74 % aller tot aufgefundenen Rehe vom Luchs erbeutet (JĘDRZEJEWSKI et al. 1993, JĘDRZEJEWSKA und JĘDRZEJEWSKI 1998).

Luchse sind auch in der Lage, Mesoprädatoren zu limitieren (ELMHAGEN et al., 2010, PASANEN-MORTENSEN et al. 2013). Als Konsequenz können Veränderungen in der Luchspopulation weitreichende Auswirkungen im Ökosystem haben. So wurde für Finnland nachgewiesen, dass die Erholung der Luchsbestände von einem Rückgang der Rotfuchsbestände begleitet wurde, was wiederum eine Erholung der Bestände von Birkhuhn (*Tetrao tetrix*) und Auerhuhn (*Tetrao urogallus*) sowie des Schneehasen (*Lepus timidus*) zur Folge hatte (ELMHAGEN et al. 2010).

Es ist noch nicht klar, unter welchen Rahmenbedingungen Spitzenprädatoren ähnlich große von oben gerichtete Effekte ausüben können, wie dies bislang vor allem für relativ naturnahe Gebiete dokumentiert wurde. Insbesondere für die Ökosysteme Mitteleuropas, die stark durch menschliche Nutzungen überprägt sind, ist nicht bekannt, in welchem Ausmaß Spitzenprädatoren die Dichte und Verteilung ihrer Beutetiere beeinflussen können und wie groß die daraus folgenden Effekte auf die Ökosysteme sind (KUIJPER 2011).

Studien auf biogeographischer Ebene liegen für Europa bislang für Rehe und Wildschweine vor. Für die Variation der Rehdichte in Europa sind demzufolge die Produktivität des Ökosystems, die Anwesenheit von Prädatoren, die Waldbedeckung und die Winterstrenge die wichtigsten Faktoren. Interessanterweise variieren die Effekte der Räuber mit der Produktivität des Lebensraumes. Sie sind am stärksten in den weniger produktiven borealen Bereichen und geringer in produktiven, temperaten Bereichen. Der gleiche Effekt auf die Rehdichte konnte in Bezug auf die Winterstrenge beobachtet werden – je strenger die Winter, desto stärker der Einfluss der Spitzenprädatoren (MELIS et al. 2009). Eine ähnliche Studie über Wildschweine kam zum Ergebnis, dass Winterstrenge und Lebensraumproduktivität die Hauptfaktoren sind, die die Variation der Populationsdichten bestimmen. Das Vorhandensein von Räubern hatte beim Wildschwein nur einen geringen, nicht signifikanten Einfluss (MELIS et al. 2006).

Spitzenprädatoren haben das Potenzial, die Bestände von Schalenwild und Mesoprädatoren zu limitieren und deren Verhalten zu verändern, so dass sie einen großen Einfluss auf Ökosysteme ausüben können. Damit sind Spitzenprädatoren Schlüsselarten, die einen großen Effekt auf Lebensgemeinschaften haben, obwohl ihr Anteil an der Biomasse eher gering ist (RIPPLE et al. 2014). Neben der Klimaveränderung wird die Ausrottung der großen Beutegreifer von manchen Autoren als einer der bedeutendsten menschlichen Eingriffe in die Natur angesehen. Als Konsequenz stellt ihr Vorkommen einen wichtigen Beitrag zum Erhalt naturnaher Ökosysteme dar (TERBORGH und ESTES 2010, ESTES et al. 2011). Umgekehrt führt ihr Fehlen in den deutschen NLPs dazu, dass wesentliche Prozesse in ihren Ökosystemen nicht ablaufen können.

Dabei ist es wichtig festzustellen, dass die Effekte, die Spitzenprädatoren auf ihre Beutetiere und Mesoprädatoren ausüben, nicht von Menschen nachgeahmt werden können, da menschliche Jägerinnen und Jäger eine andere Jagdtechnik anwenden und sich an Jagd- und Tierschutzgesetze halten müssen, die für Spitzenprädatoren nicht gelten. Selbst wenn es gelingt, Schalenwildbestände durch Managementmaßnahmen zu kontrollieren, können unerwünschte Effekte die Folge sein, die den Zielen eines NLPs entgegenlaufen (MÖST et al. 2015). Inwieweit neue Vorschläge für eine raubtierähnliche Jagd aufgrund gesetzlicher Rahmenbedingungen in die Praxis umgesetzt werden können, bleibt fraglich (CROMSIGT et

al. 2013). Deshalb stellt die natürliche Rückkehr und die aktive Wiederansiedlung von Spitzenprädatoren einen effektiven Ansatz zur Renaturierung von Ökosystemen dar. Aktuell gibt es reproduzierende Luchspopulationen in den NLPs Bayerischer Wald und Harz, reproduzierende Wolfspopulationen in keinem NLP. Für NLPs stellt die natürliche Einwanderung der ursprünglich heimischen Prädatoren einen wesentlichen Beitrag zur Erreichung des NLPs-Ziels dar, nämlich der Gewährleistung eines Naturdynamikschutzes. Darüber hinaus wird für ein gezieltes Schalenwildmanagement ein fundiertes Wissen darüber benötigt, ob und wenn ja unter welchen Bedingungen Spitzenprädatoren überhaupt trophische Kaskaden in den stark anthropogen geprägten Ökosystemen Mitteleuropas auslösen können.

## **7 Rechtliche Grundlagen des Schalenwildmanagements in Nationalparks**

*Autor: Ulrich Wotschikowsky*

### **7.1 Einführung**

Die Schutzkategorie NLP ist in Deutschland noch keine 50 Jahre alt, also vergleichsweise jung. Von vielen wird sie als die anspruchsvollste Schutzform, als die Krönung des Schutzedankens angesehen. Das in NLPs für den überwiegenden Teil seiner Fläche postulierte Konzept „Natur Natur sein lassen“ bzw. Naturdynamikschutz bildet das Gegenstück zu dem, was in Deutschland so gut wie überall sonst mit der Natur geschieht.

Vor diesem Hintergrund würde man, wenn man einen NLP einrichtet, gerne einen rechtlichen Rahmen mit freien Gestaltungsmöglichkeiten vorfinden, sozusagen einen im positiven Sinne „rechtsfreien Raum“. Man würde sich wünschen, von anderen konkurrierenden Gesetzesvorgaben nicht oder möglichst wenig eingeengt zu sein und vermutlich folgendes Vorgehen wählen:

1. Entwicklung eines Leitbildes für den NLP
2. Konzipierung des Vorgehens, um das Leitbild zu verwirklichen
3. Errichtung des erforderlichen rechtlichen Rahmens

Die Gründung von NLPs in Deutschland stieß aber in der Mehrzahl der Fälle auf die umgekehrte Situation. Es bestanden bereits Rechtsvorschriften, die den Vorstellungen von einem NLP entgegenstehen, darunter u. a. von Seiten des Naturschutzes selbst, der Forstwirtschaft, des Jagdwesens und der Tierseuchenhygiene. Auch verfassungsrechtliche Vorgaben, wie das freie Betretungsrecht der Natur, engen die Gestaltungsmöglichkeiten in einem NLP ein. Der „rechtsfreie“ Raum für eine anspruchsvolle Gestaltung war und ist nicht gegeben.

### **7.2 Synopse der Nationalparkverordnungen und -pläne**

#### **Zielsetzung für Nationalparke**

Weitgehend übereinstimmende Zielvorstellungen für die deutschen NLPs finden sich in Veröffentlichungen von EUROPARC DEUTSCHLAND sowie in Leitbildern bzw. Plänen für die einzelnen NLPs. Durchweg gilt das Prinzip „Natur Natur sein lassen“ bzw. Naturdynamikschutz. Auf dem überwiegenden Teil der Fläche soll der Mensch nicht mehr Gestalter, sondern nur mehr Beobachter des Naturgeschehens ein.

Zwei Orientierungsmarken für die NLPs in Deutschland sind also EUROPARC DEUTSCHLAND als fachliche Referenz und „Natur Natur sein lassen“ als Prinzip (die Begriffe Prozessschutz bzw. Naturdynamikschutz sind erst später eingeführt worden). EUROPARC DEUTSCHLAND setzt sich im Wesentlichen aus den Leitungsebenen der NLPs zusammen. Die Frage muss erlaubt sein, ob diese Institution über die Unabhängigkeit und wissenschaftliche Kompetenz verfügt, die für die Formulierung von Grundsätzen auf nationaler Ebene erwartet wird.

Für das Prinzip „Natur Natur sein lassen“ finden sich in der Fachliteratur keine wissenschaftlichen Begründungen oder Erklärungen. Strittig ist beispielsweise, ob unter den Eingriffen, die diesem Prinzip zuwiderlaufen, nur nutzungsorientierte (z. B. Land- und Forstwirtschaft, Jagd, Fischerei) oder auch lenkende Maßnahmen (insbesondere solche zur Steuerung der Schalenwildbestände oder von Beutegreifern, aber auch zur Initiierung einer „natürlichen“

Entwicklung der Waldvegetation in naturfernen Waldbeständen) zu verstehen sind. Auch hat der Satz eher den Charakter einer Parole als den eines Grundsatzes.

Alle NLPs nennen den Naturdynamikschutz als Ziel. Die NLPs Hainich und Müritz nennen außerdem die (natürliche) Waldentwicklung, die NLPs Berchtesgaden und Sächsische Schweiz den „Schutz der gesamten Natur“ als Ziel. Der NLP Vorpommersche Boddenlandschaft nennt zusätzlich den „Schutz der Wasservögel“ als Ziel bzw. Schutzzweck, was seiner besonderen Lage an der Ostseeküste geschuldet ist.

In den gesetzlichen Vorgaben findet sich der Leitgedanke des Naturdynamikschutzes wieder, ohne allerdings explizit genannt zu werden. Nach § 24 (2) BNatSchG haben NLPs „zum Ziel, in einem überwiegenden Teil ihres Gebiets den möglichst ungestörten Ablauf der Naturvorgänge in ihrer natürlichen Dynamik zu gewährleisten“.

Die Naturschutzgesetze der Länder greifen diese Zielsetzung mit unwesentlichen semantischen Abweichungen auf. Zusätzlich wird in einigen Ländern eine Fläche von 10.000 ha (z. B. Bayern) als Mindestsollgröße genannt.

Es bleibt allerdings offen, was konkret unter Naturdynamikschutz zu verstehen ist (vgl. auch HEUTE 2014). Naturdynamikschutz ist an sich kein Ziel. Im Sinne von Management sollte – wenn überhaupt – ein Ziel so formuliert sein, dass objektiv festgestellt werden kann, ob es erreicht ist. Folgt man LANG und NITZE (s. Kapitel 9.1), so müsste ein Ziel spezifisch (eindeutig formuliert), messbar, akzeptiert, realistisch und terminiert (abgekürzt: smart) sein.

Über das konkrete Ziel herrscht erhebliche Unsicherheit bei und zwischen den NLPs in Deutschland. So wird von der NLPV Hainich festgestellt, eine Orientierung der Waldentwicklung an vermuteten „natürlichen“ Verhältnissen in der Vergangenheit führe „in die falsche Richtung“ – doch wird nicht erklärt, welche Richtung denn die richtige sei. Die NLPV Eifel dagegen scheint dem eine positive Seite abzugewinnen, weil der Verzicht auf die Festlegung konkreter Zielzustände für die Wälder und auf steuernde Eingriffe eigendynamische Prozesse ermögliche.

### **Definition Schalenwildmanagement**

Für die Disziplin Management gibt es zahlreiche Definitionen. Eine griffige davon lautet: Management ist die Summe aller Maßnahmen, um ein bestimmtes Ziel zu erreichen. Gutes Management setzt also voraus, dass ein solches Ziel definiert ist. Diese Maxime gilt sowohl für das Management eines NLPs als auch für die Disziplin des Schalenwildmanagements, dem eine dienende Funktion beim Management des jeweiligen NLPs zukommt.

Dabei ist es vorstellbar, dass man sich auf nationaler Ebene auf ein einheitliches Ziel für NLPs einigt. Das Schalenwildmanagement muss sich dagegen stark an den örtlichen ökologischen Gegebenheiten und am Artenspektrum ausrichten, was sich zwangsläufig in einer differenzierteren Zielsetzung äußern muss. Die folgenden Ausführungen werden zeigen, dass dieser Ansatz in der Praxis beträchtliche Lücken und Defizite aufweist.

### **Zielsetzung Schalenwildmanagement**

Schalenwildmanagement ist als unterstützende Disziplin aufzufassen, mit deren Hilfe das übergeordnete Ziel des NLPs erreicht werden soll. Sowohl die NLP-Pläne bzw. -Leitlinien, als auch die einschlägigen Rechtsvorschriften (Verordnungen) erschöpfen sich jedoch in der unverbindlichen Formel, das Schalenwildmanagement habe das Ziel des NLPs zu unterstützen. Auf den Grundkonflikt, dass nämlich Schalenwildmanagement in aller Regel ein Eingreifen in Schalenwildpopulationen bedeutet und damit im Gegensatz zum Prinzip „Natur Natur sein lassen“ steht, wird kaum eingegangen (vgl. NLP Hainich: Die NLPV reguliert den Bestand des Schalenwildes gemäß der Zielsetzung des NLPs).

Deshalb hängt letzten Endes das Management von Tierarten in NLPs „entscheidend davon ab, welches NLP-Verständnis [...] der jeweilige Entscheider hat“ (SCHERFOSE 2011:8). Auch PFANNENSTIEL und STUBBE (2012) kommen zu der Einschätzung, dass „die subjektive Einstellung der jeweiligen NLP-Leitung [...] hier bislang Maßstab zu sein“ scheint.

### **7.2.1 Gesetzliche Rahmenbedingungen des Schalenwildmanagements in Nationalparks**

Den rechtlichen Rahmen für NLPs und für das Schalenwildmanagement in diesen geben das Bundes- bzw. die einzelnen Landesnaturschutzgesetze und die einschlägigen Verordnungen vor. Fachliche Grundlage für jeden NLP sind die Verordnungen, auf die sich die NLP-Pläne regelmäßig beziehen. Der NLP-Plan ist für die NLPV verbindlich.

Nach § 24 (1) BUNDESNATURSCHUTZGESETZ (2009) sind NLPs „rechtsverbindlich festgesetzte einheitlich zu schützende Gebiete, die [...] großräumig, weitgehend unzerschnitten und von besonderer Eigenart“ sind und [...] „sich in einem überwiegenden Teil ihres Gebiets in einem vom Menschen nicht oder wenig beeinflussten Zustand befinden oder geeignet sind, sich in einen Zustand zu entwickeln oder in einen Zustand entwickelt zu werden, der einen möglichst ungestörten Ablauf der Naturvorgänge in ihrer natürlichen Dynamik gewährleistet.“

Die Bundesländer haben diese Formulierung in ihren Landesnaturschutzgesetzen im Wesentlichen übernommen. In Bayern sollen NLPs mindestens 10.000 ha Fläche umfassen.

EUROPARC DEUTSCHLAND (2005:13) formuliert als „Dachleitbild“ für NLPs: „Nationalparks sind Landschaften, in denen Natur Natur bleiben darf.“ In einem Positionspapier zur Schalenwildregulation in NLPs von EUROPARC DEUTSCHLAND (2012:1) wird hierzu ausgeführt:

„Wildtierregulierung in Nationalparks ist gerechtfertigt

- zur Erreichung eines definierten Schutzzwecks bzw. eines Nationalparkziels, z. B. zur Reduktion bzw. Kontrolle überhöhter Schalenwildbestände, zur Erhaltung und Wiederherstellung natürlicher oder naturnaher Waldbestände sowie in Einzelfällen auch zum Schutz gefährdeter Tierarten;
- zur unmittelbaren Gefahrenabwehr (z. B. Deich-, Lawinen- und Erosionsschutz, Tierseuchen);
- zur Vermeidung nicht vertretbarer negativer Auswirkungen auf die angrenzende Kulturlandschaft.“

Allen Vorschriften bis hinab auf Länderebene und den diversen (nicht rechtsverbindlichen) Leitbildern ist also die Forderung nach einem strikten Verzicht auf Eingriffe auf der überwiegenden Fläche eines NLPs gemeinsam. „Überwiegend“ – das wären mindestens 51 %. Die IUCN-Richtlinien sehen einen solchen Verzicht sogar auf mindestens drei Vierteln der NLP-Fläche vor. In Leitbildern – sowohl für deutsche NLPs allgemein (EUROPARC DEUTSCHLAND 2005) als auch für einzelne NLPs – werden ebenfalls meist 75 % der Fläche genannt, die als eingriffsfreie Zonen (Kernzonen, Ruhezone und dergleichen) ausgeschieden werden sollen.

### **7.2.2 Verordnungen, Leitbilder und Pläne**

Die Landesnaturschutzgesetze sehen für jeden NLP eine eigene Verordnung oder ein Gesetz vor. Diese(s) bildet das spezifische, rechtlich verbindliche Regelwerk für das Management des NLPs. Alle NLPs außer Berchtesgaden, Harz und Kellerwald-Edersee haben darüber hinaus eigene Jagdverordnungen.

Für die NLPs in Mecklenburg-Vorpommern (Jasmund, Müritz und Vorpommersche Boddenlandschaft) wurde darüber hinaus eine interne (nicht veröffentlichte) „Wildmanagementanweisung (WMA) 2010“ erlassen. Die WMA bezweckt nach Abschnitt 1.2 Grundsätze „eine[r]

Bestandsregulierung derjenigen jagdbaren Tierarten, deren Bestände das Schutzziel oder Flächen außerhalb der Nationalparke erheblich beeinträchtigen.“ Der Abschuss erfolgt „ausschließlich [...] mit dem Ziel, ein natürliches Geschlechter- und Altersklassenverhältnis zu erhalten. [...] Ein Selektionsabschuss nach trophäen- oder gewichtsbezogenen Merkmalen [ist] unzulässig.“ Ferner müssen jagdliche Maßnahmen „in Bezug auf das verfolgte Schutzziel das störungsärmste und effektivste Mittel darstellen“.

Verordnungen haben restriktiven Charakter, enthalten jedoch nur selten Anregungen, wie ein NLP kreativ geführt werden soll. Anregungen dazu finden sich in den NLP-Plänen, auf die in den Verordnungen regelmäßig verwiesen wird. In den meisten NLPs sind die NLP-Pläne allerdings erst mehrere Jahre nach Erlass der einschlägigen Verordnung entstanden.

Die Jagdverordnungen haben die Verfassenden vor eine besonders schwierige Aufgabe gestellt. Sie mussten gleichzeitig den jagdgesetzlichen (und anderen) Vorgaben und den Ansprüchen einer NLP-Zielsetzung gerecht werden. Das ist eine Gratwanderung zwischen striktem Nutzungsverzicht einerseits und nachhaltiger Nutzung andererseits. Diese Probleme werden sichtbar in überaus detailreichen Formulierungen (NLP Bayerischer Wald) oder bürokratisch überfrachteten Regeln (NLP Eifel). Das Wesentliche wird dabei teilweise aus den Augen verloren. Trotz dieser Einwände ist zu beachten, dass Verordnungen, Gesetze und Pläne einander ergänzen. Es bietet sich daher an, beide gemeinsam zu betrachten.

NLP-Verordnungen bzw. -Gesetze und NLP-Pläne folgen in ihrer Struktur keinem einheitlichen Muster. Das ist angesichts der unterschiedlichen Bedingungen von NLP zu NLP verständlich, erschwert aber den Vergleich. Verordnungen und Plänen gemeinsam ist die Vorgabe, dass sich das Schalenwildmanagement an dem (übergeordneten oder Haupt-)Ziel des jeweiligen NLPs zu orientieren hat. Diese Zielsetzung aber ist häufig unkonkret und vage, für das Schalenwildmanagement in einigen Fällen sogar widersprüchlich: Es verlangt eine Minimierung, ja sogar den Verzicht auf Eingriffe, obwohl in allen einschlägigen Texten davon ausgegangen wird, dass auf eine Regulierung, Reduzierung, Kontrolle oder dergleichen des Schalenwildes nicht verzichtet werden kann.

Möglicherweise auch aus dem Bewusstsein dieses Dilemmas heraus ist der Begriff des „Entwicklungsnationalparks“ entstanden: Es wird eine Frist von bis zu 30 Jahren gesetzt, in der die Weichen für konsequentes Nichteingreifen auf dem Großteil der NLP-Fläche gestellt werden sollen. Eine fachliche Begründung für den Zeitrahmen von 30 Jahren wird selten gegeben. Es wird auch nicht erörtert, warum man nach Ablauf dieses Zeitraums die Natur Natur sein lassen kann. Es ist nicht ersichtlich, welche ökologischen Faktoren sich innerhalb eines Zeitrahmens von 30 Jahren so ändern sollten, dass die Schalenwildbestände sich selbst überlassen werden können, ohne das Ziel des NLPs zu gefährden.

Voraussetzung dafür wäre u. a. die Rückkehr der großen Beutegreifer (Wolf und Luchs) in ausreichender Populationsdichte, die Eröffnung von Wandermöglichkeiten, die Zurücknahme von Hegemaßnahmen (Winterfütterung) in den und in der Umgebung der NLPs. Aber diese Perspektiven sind realitätsfern. Es sei erwähnt, dass einige NLPs diese Zeitspanne bereits erreicht oder überschritten haben.

Von diesen grundsätzlichen Problemen abgesehen, fehlen allen Verordnungen und Gesetzen, wie auch den meisten NLP-Plänen und den Empfehlungen von EUROPARC DEUTSCHLAND, einige wesentliche Elemente bzw. sind nur ansatzweise aufgenommen, die für das Schalenwildmanagement bzw. für das Management eines NLPs an sich von konkreter Bedeutung sind.

### **Schalenwild wird kein Eigenwert zuerkannt**

In der Sprachregelung der NLP-Pläne, -Leitbilder, -Verordnungen usw. ist das Schalenwild – sei es als einzelne Arten oder als Gilde der Pflanzenfresser – eindeutig der Pflanzenwelt, in einigen Fällen sogar allein der Waldvegetation, untergeordnet. Dies entspricht der Kategorie b) nach REIMOSER et al. (2003) (s. Kapitel 5.1) und ist das Gegenstück z. B. der Betrachtungsweise im ältesten NLP der Welt, Yellowstone, oder in den meisten afrikanischen NLPs, wo die Wildtiere im Vordergrund stehen (vgl. Kategorie a) nach REIMOSER et al. (2003). Für das Schalenwild gibt es deshalb in den deutschen NLPs keine oder allenfalls vage Zielvorstellungen. Es soll z. B. „naturnah“ zusammengesetzt sein bzw. erforderliche Eingriffe sollen „möglichst naturnah“ erfolgen, jedoch ohne nähere Erläuterung.

### **Schalenwild wird als Störfaktor betrachtet**

Das Beziehungsgefüge zwischen Schalenwild und der Pflanzenwelt ist im Prinzip ein Räuber-Beute-Verhältnis. So wie tierische Räuber ihre Beutefauna entscheidend – bis zur lokalen Eliminierung – prägen können, so kann Schalenwild die Pflanzenwelt entscheidend überformen, ebenfalls bis zur lokalen Eliminierung einzelner Arten. In dieser Top-Down-Hierarchie gibt es Gewinner und Verlierer: Beutegreifer ebenso wie Schalenwild verändern die Konkurrenzverhältnisse und damit die Abundanz und die räumliche Verbreitung der ihnen trophisch untergeordneten Arten.

In den Verordnungen, Gesetzen und Plänen finden sich diese Befunde nicht wieder. Es herrscht eine einseitige Betrachtung vor, bei der das Schalenwild so gut wie ausschließlich „negativ“, als störend für die Pflanzenwelt, wahrgenommen wird. Dies verweist auf ein nutzungsorientiertes (forstwirtschaftliches) Gedankenelement, das in einem Konzept „Natur Natur sein lassen“ nicht vorkommen sollte.

### **Dynamik ist nicht vorgesehen**

Die Beziehung des Schalenwildes zur Vegetation bildet ein dynamisches System in räumlicher und zeitlicher Dimension. „Stabilität“ im Sinne von quantitativer „Ausgewogenheit“ zwischen Pflanzen und ihren Antagonisten ist diesem System ebenso fremd wie dem zwischen Beutegreifern und Beutetieren.

Dieses Phänomen der Dynamik findet sich weder in den Verordnungen noch in den Plänen der NLPs wieder. Stattdessen insinuieren sie ein mehr oder weniger statisches System und unterstellen implizit, dass ein solches anzustreben sei.

### **Zonierung**

In den NLP-Plänen werden räumliche Vorgaben (Ruhezonen, Kernzonen, usw.) gemacht, die auf Dauer angelegt sind. Die Bedürfnisse von Raufußhühnern oder von Wasservögeln werden dabei durchaus berücksichtigt, jene des Schalenwildes trotz ihres großen gestalterischen Potentials kaum oder gar nicht. Prädatoren kennen keine Kernzonen. Auf das Angebot störungsfreier Zonen reagiert Schalenwild in der Regel mit einer deutlichen Veränderung seines Raumverhaltens, das heißt es können hohe saisonale Dichten entstehen (z. B. im Schweizer Nationalpark (FILLI 2014 mündlich) oder im italienischen Nationalpark Stifserjoch in Südtirol (PEDROTTI 2014 mündlich). Das kann die NLP-Zielsetzung ernsthaft gefährden. Die Konsequenzen, die sich daraus für ein sinnvolles bzw. dynamisches Schalenwildmanagement ergeben, finden in den NLP-Plänen nur in wenigen Ausnahmen Berücksichtigung. In Tab. 2 sind die derzeit gültigen Verordnungen, Pläne und ggf. Jagdverordnungen der NLPs aufgeführt.

Tab. 2: Quellenverzeichnis der Verordnungen, Pläne und ggf. Jagdverordnungen für die einzelnen Nationalparke.

NLP	Quellen
BYW	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Verordnung über den Nationalpark Bayerischer Wald vom 12. September 1997.</li> <li>• Nationalparkplan Bayerischer Wald 2010 (<a href="http://www.nationalpark-bayerischer-wald.de">www.nationalpark-bayerischer-wald.de</a>).</li> <li>• Jagdverordnung</li> </ul>
BTG	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Verordnung über den Alpen- und den Nationalpark Berchtesgaden vom 16. Februar 1987, zuletzt geändert am 10.7.2006.</li> <li>• Nationalparkplan Berchtesgaden 30.03.2001</li> <li>• Keine Jagdverordnung.</li> </ul>
EIF	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Verordnung über den Nationalpark Eifel (NP-VO Eifel) vom 17.12.2003</li> <li>• Nationalparkplan Eifel Band 1 Leitbild und Ziele 2008</li> <li>• Ordnungsbehördliche Verordnung zur Regelung der Ausübung der Jagd im Nationalpark Eifel im Regierungsbezirk Köln vom 12. August 2007</li> </ul>
HAI	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Thüringer Gesetz über den Nationalpark Hainich (ThürNPHG) vom 19. Dezember 1997</li> <li>• Nationalparkplan für den Nationalpark Hainich – Leitbild und Ziele – Februar 2010</li> <li>• Thüringer Verordnung über die Ausübung der Jagd im Nationalpark Hainich (Thür-JagdNPHVO) vom 18. Juli 2014</li> </ul>
HRZ	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Inkrafttreten der beiden weitestgehend gleichlautenden Nationalparkgesetze in Niedersachsen und Sachsen-Anhalt 01.01.2006</li> <li>• Nationalparkplan für den Nationalpark Harz 2011-2020, Februar 2011</li> <li>• Keine Jagdverordnung</li> </ul>
JSM	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Verordnung über die Festsetzung des Nationalparks Jasmund vom 12.09.1990, geändert durch § 10 Satz 2 V vom 24.6.1997</li> <li>• Nationalparkplan 1998</li> <li>• Wildmanagementanweisung 2010</li> <li>• Jagdverordnung 2010</li> </ul>
KWE	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Verordnung über den Nationalpark Kellerwald-Edersee, 17.12.2003</li> <li>• Nationalparkplan für den Nationalpark Kellerwald-Edersee, 2008</li> <li>• Keine Jagdverordnung</li> </ul>
MRZ	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Verordnung über die Festsetzung des Nationalparkes „Müritz-Nationalpark“ 12.09.1990</li> <li>• Nationalparkplan 2004</li> <li>• Wildmanagementanweisung 2010</li> <li>• Jagdverordnung 2010</li> </ul>
SÄS	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Verordnung über die Festsetzung des Nationalparkes Sächsische Schweiz 12.09.1990</li> <li>• Pflege- und Entwicklungsplanung für den Nationalpark Sächsische Schweiz 2014</li> <li>• Jagdverordnung 1998</li> </ul>
UOD	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Gesetz über den Nationalpark Unteres Odertal 09.11.2006</li> <li>• Nationalparkplan 19.08.2014</li> <li>• Jagdverordnung 21.02.2007</li> </ul>
VBL	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Verordnung über die Festsetzung des Nationalparkes Vorpommersche Boddenlandschaft vom 12.09.1990</li> <li>• Nationalparkplan 2002 (Bd. 1 Leitbild und Ziele)</li> <li>• Wildmanagementanweisung 2010</li> <li>• Jagdverordnung 2010</li> </ul>

### 7.2.3 Konflikte mit anderen Rechtsvorschriften

#### Jagdgesetz

Wie bereits dargestellt, gelten in den deutschen NLPs weitere Rechtsvorschriften, die teilweise im Widerspruch zur Zielsetzung des NLPs bzw. zu denen des Schalenwildmanagements stehen. Dies gilt besonders für das Jagdgesetz. In einer Auflistung von Leitsätzen hat EUROPARC DEUTSCHLAND (2003; vergriffen) ausdrücklich ausgeführt, dass sich eine Kontrolle von Schalenwild im Rahmen der geltenden Jagdgesetzgebung abspielen muss. Im Positionspapier der Arbeitsgemeinschaft der deutschen NLPs zum Thema Wildtierregulierung (EUROPARC DEUTSCHLAND 2012) fehlt dieser Hinweis. Die einschlägigen jagdrechtlichen Vorschriften haben jedoch mit wenigen Einschränkungen in allen NLPs Gültigkeit. Damit wird nicht nur eine Erschwerung des Schalenwildmanagements in NLPs als gegeben hingenommen. Die gegenwärtige Rechtssituation ist auch aus grundsätzlichen Erwägungen fragwürdig.

Der Kern der deutschen Jagdgesetze besteht *im Wesentlichen* zum einen im Schutz der Land- und Forstwirtschaft vor Schäden durch Schalenwild, zum anderen in der Gewährleistung einer nachhaltigen Nutzung und sogar Förderung von eben diesen Schalenwildbeständen. Vergangenheit und Gegenwart liefern üppige Belege dafür, dass diese angestrebte Balance zwischen land- und forstwirtschaftlichen Anliegen einerseits und jagdlichen andererseits nicht gelungen ist (z. B. AMMER et al. 2010). Die Jagdgesetzgebung hatte in der Vergangenheit darüber hinaus auch Naturschutzziele, z. B. in der Form von Schonzeiten, Abschussbeschränkungen, Verbot bestimmter Jagdmethoden u. v. m., doch galten solche Einschränkungen einer uneingeschränkten Jagd vor allem den jagdlich interessanten Arten.

Bis heute behandelt das Jagdgesetz die vorkommenden Arten nicht gleichwertig bzw. wertfrei, sondern favorisiert Arten von besonderem jagdwirtschaftlichem Wert. Damit ist es dem NLP-Gedanken wesensfremd und steht in klarem Widerspruch zu diesem. „Möglichst naturnahe“ Eingriffe in die Schalenwildbestände, wie sie in NLP-Leitbildern und -Plänen gefordert werden (offenbar orientiert an natürlicher Prädation und Witterungseinflüssen) werden von den Jagdgesetzen eher verhindert. Prädation und Witterungseinflüsse kennen keine terminierten Jagdzeiten und keinen Mutterschutz und selbstverständlich sind ihnen traditionelle Vorstellungen von Jagd und Hege fremd. Besonders ins Auge fällt die „Verpflichtung zur Hege“ einschließlich der Winterfütterung, ein Kernelement der Jagdgesetzgebung, aber diametral entgegengesetzt zum Konzept „Natur Natur sein lassen“.

Es ist schwer verständlich, warum EUROPARC Deutschland den Widerspruch zwischen Jagdgesetz und NLP-Zielsetzung nicht mit Nachdruck aufgegriffen und eine Änderung bzw. eine Konzentration jagdrechtlicher Vorschriften auf Tierschutzaspekte gefordert hat. Dass dies mit anderen Gesetzesvorgaben möglich ist, beweist der Umstand, dass im NLP Bayerischer Wald wesentliche Vorgaben des Waldgesetzes aufgehoben sind.

#### Naturnähe der Eingriffe

Was unter „Naturnähe“ bei Eingriffen in Schalenwildbestände verstanden wird, ist nicht näher ausgeführt. Es kann aber unterstellt werden, dass dabei an eine Simulation von Prädation und Witterungseinflüsse gedacht wird. Beide lassen sich aber nicht simulieren. Je ambitionierter das NLP-Management, desto differenzierter erscheint das Schalenwildmanagement. Dies äußert sich u. a. in Schonzeiten, Jagdzeiten, jagdlichen Ruhezeiten und der Tötung von Rothirschen (gesamten Familien) in Wintergattern. Damit wird jedoch eher das Gegenteil von Naturnähe bewirkt.

Auch Rechtsvorschriften des Tierschutzes und der Hygiene stehen einer naturnahen Kontrolle entgegen. Nach menschlichen Maßstäben existieren in der Natur weder Mutterschutz

noch Rücksicht, doch sollte unstrittig sein, dass tierschutzrechtliche Vorgaben immer und ausnahmslos zu gelten haben, wo der Mensch Hand an Tiere anlegt.

Dies ist buchstäblich zu verstehen; denn so lässt es sich aus dem geltenden Tierschutzgesetz begründen. Nicht relevant ist das Tierschutzgesetz bei vom Menschen nicht herbei geführten natürlichen Vorgängen. Das Tierschutzrecht bietet keine Begründung, etwa beim natürlichen Verenden von Schalenwild während eines strengen Winters, mit Hilfsmaßnahmen eingreifen zu müssen.

Auch hygienische Vorschriften können im Widerspruch zur Naturnähe von Eingriffen stehen. Bei der Kontrolle von Schalenwildbeständen wird generell (z. B. EUROPARC DEUTSCHLAND 2003, vergriffen) davon ausgegangen, dass die Wildkörper (abgesehen von den Innereien, die in der Regel im Gelände verbleiben) dem natürlichen Kreislauf entzogen werden. Aus hygienischen Gründen sollen darüber hinaus auch Tiere, die auf natürliche Weise zu Tode gekommen sind, „unschädlich beseitigt“, das heißt dem Kreislauf entzogen werden. Das ist sogar aus hygienischen Gründen schwer begründbar.

### **Störungsarme Eingriffe**

Die Begründung für störungsarme Eingriffe ist häufig an den Interessen der Besucher (Erlebbarkeit von Schalenwild) ausgerichtet, nicht an den Bedürfnissen des Schalenwildes. Beispielsweise verträgt Schalenwild gerade während der Paarungszeit Störungen besonders gut, da sie durch das Brunftgeschehen abgelenkt und durch die starke Hormonausschüttung mehr auf Partnersuche und weniger auf Feindvermeidung ausgerichtet sind – doch aus Rücksicht auf die Erlebbarkeit wird in der Paarungszeit in der Regel auf eine Bejagung verzichtet. Auch Prädatoren stören, aber anders. Damit formen sie das Verhalten ihrer Beutetiere.

### **7.2.4 Resümee**

Das rechtliche Regelwerk für die deutschen NLPs und für das Schalenwildmanagement ist uneinheitlich und wenig konkret.

- Die Zielsetzung für NLPs ist vage. Sie beschreibt eher einen Prozess (Natur Natur sein lassen) als ein klares messbares Ziel.
- Das Schalenwildmanagement als der NLP-Zielsetzung dienende, untergeordnete Disziplin ist durch bestehende Rechtsvorschriften, insbesondere durch die Jagdgesetzgebung, stark eingeeignet. So fehlen Spielräume für eine kreative Umsetzung der Zielvorgaben.
- Einige Schalenwildmanagementkonzepte sind überfrachtet mit bürokratischen Details. Andere wiederum scheinen eher an traditioneller Jagdausübung als an der Verwirklichung des Konzepts „Natur Natur sein lassen“ orientiert zu sein.
- Als Folge dieser konzeptionellen Mängel wird das Schalenwildmanagement in den deutschen NLPs uneinheitlich und widersprüchlich umgesetzt. Eine klare Linie fehlt.

## **8 Erfassung und Monitoring von Schalenwild**

*Autoren: Dr. Ulf Hohmann, Dr. Norman Stier*

### **8.1 Einführung**

Der Beobachtung und Erforschung unseres Schalenwildes kommt in waldgeprägten NLPs in zweierlei Hinsicht eine besondere Bedeutung zu. Die Interaktion von Pflanzen und Pflanzenfressern gehört zu den komplexesten und faszinierendsten ökosystemaren Forschungsfeldern (s. Kapitel 10). Dazu sind umfassende und langfristige Studienprogramme erforderlich. Das Monitoring von Schalenwild ist damit genuiner Bestandteil des obligatorischen Forschungsauftrags eines jeden Wald-NLPs. In der Tat existieren breit angelegte Studien, wie zu Raumnutzung und Sozialverhalten, beispielsweise unter Einsatz der Telemetrie in den NLPs Bayerischer Wald, Kellerwald-Edersee und Vorpommersche Boddenlandschaft oder auf Beobachtungsprotokollen basierende ethologische Arbeiten in den NLPs Eifel bzw. Harz.

Doch auch in praktischer Hinsicht kann ein Schalenwildmonitoring relevant werden, nämlich als Basis eines Konzepts zur Schalenwildregulierung und deren Erfolgskontrolle (s. Kapitel 9). Bloße Schalenwildwirkungsmessungen (Verbisserhebungen, Weisergatter, usw.) können hier oftmals nur Handlungsbedarf aufzeigen (s. Kapitel 10). So werden beispielsweise aus der negativen Entwicklung eines Weisers Änderungen in der Bejagungspraxis oder der Lebensraumgestaltung abgeleitet, z. B. aus dem zu hohen Verbiss geschützter Gehölzpflanzen. Aber in welchem Maß sind Änderungen erforderlich? Spätestens in den oftmals emotional geführten Debatten, wie sie z. B. im Umgang mit notwendigen Reduktionsabschüssen zu beobachten sind, können solche relativen Indikatoren nur bedingt weiterhelfen. Um die erforderlichen tiefgreifenden Reformen, wie die Festlegung der jagdlichen Eingriffsstärke, zu rechtfertigen und durchzusetzen, kann eine absolute und solide hergeleitete Kalibrierung des Abschussplans hilfreich sein.

Doch kann die Wissenschaft überhaupt belastbare Aussagen zur Populationsgröße oder räumlichen Verteilung auf Populationsniveau der verschiedenen Schalenwildarten liefern? Klar ist, dass Schalenwildbestände nur in Ausnahmefällen und mit sehr hohem Aufwand vollständig gezählt werden können (Yoccoz et al. 2001). Bestandserhebungen liefern deshalb in den meisten Fällen nur eine annähernde Schätzung des Bestandes.

Bedingt durch die Bedeutung, den Status der großen Pflanzenfresser umfassender und verlässlicher zu erfassen, wurde die Forschung zu genaueren und praktikableren Methoden in den letzten Jahren auch in Deutschland intensiv vorangetrieben (FICKEL und HOHMANN 2006, EBERT et al. 2012a, EBERT et al. 2012b, FRANKE und GOLL 2012, STIER et al. 2014b).

Die Fachliteratur zu Erfassungs- und Monitoring-Methoden für Schalenwild ist weltweit kaum noch überschaubar. Die folgende Übersicht beschränkt sich daher beispielhaft auf Literatur, die eine gute Übersicht über die möglichen Methoden und deren Vor- und Nachteile liefert und konzentriert sich vor allem auf Beispiele aus Europa, die für eine Anwendung in Deutschland relevant sind. Für eine intensivere Beschäftigung mit der Erfassung von Schalenwild werden besonders die Publikationen von KIE (1988), O'CONNELL et al. (1999), MORELLET et al. (2007), EYHOLZER und BAUMANN (2010) sowie speziell zum Wildschwein von ENGEMAN et al. (2013) empfohlen.

### **8.2 Methodenüberblick**

Im Folgenden werden relevante, in Deutschland angewandte Verfahren zur Ermittlung von Schalenwildpopulationsdichten inklusive ihrer Vor- und Nachteile kurz vorgestellt.

### 8.2.1 Jagdstreckenerfassung und -rückrechnung

Bei der Berechnung der Bestandsgröße mittels Jagdstreckenrückrechnung wird davon ausgegangen, dass die Sterbefälle eines jeden Jahrgangs, seien es anthropogen bedingte (z. B. durch Jagd oder Verkehr) oder natürliche Abgänge, weitgehend bekannt sind. Von allen diesen bekannten Abgängen (Sterbefälle) muss über einen Zeitraum, der sich am Höchstalter (teils bis zu 20 Jahre) orientiert, das Alter möglichst jahrgenau bestimmt werden (z. B. mittels Zahnschnitt). Über diesen Weg können dann alle gestorbenen Individuen eines Jahrgangs rückwirkend ermittelt werden. Deren Summe sollte dann weitgehend dem Zuwachs des Geburtsjahres entsprechen (z. B. LANG et al. im Druck).

#### Vorteile:

Abgangsdaten für große Flächen und lange Zeiträume sind oft ohnehin vorhanden, so dass nur geringe Zusatzkosten entstehen. Insbesondere bei Cerviden wird jedoch das Alter selten genau ermittelt.

#### Nachteile:

Eine vollständige Rückrechnung ist erst über längere Zeitreihen zu erreichen, dadurch sind aktuelle Daten oft nicht verfügbar. Da nicht alle Sterbefälle inklusive Fallwild erfasst werden, verstehen sich die mit der Rückrechnungsmethode erzielten Ergebnisse als Mindestbestandswerte, die vom realen Bestand abweichen können, da die nicht erfasste natürliche Sterblichkeit hoch sein kann (STUBBE et al. 1999). Wenn Zu- und Abwanderung nicht auszuschließen sind, muss das Untersuchungsgebiet entsprechend groß gewählt werden (Mindestflächen von 10.000 ha sind empfehlenswert). Geschlecht und jahrgenaueres Alter müssen für derart große Flächen und lange Zeiträume präzise und einheitlich erfasst werden, was aufwendig ist. Normale Jagdstreckendaten können fehlerbehaftet sein. So zeigen Streckenanalysen aus Rotwildgebieten in Eifel, Hunsrück und Westerwald, dass die an die Behörden gemeldeten Jagdstrecken nicht immer mit den tatsächlichen Gegebenheiten übereinstimmen (SIMON und KUGELSCHAFTER 1998, SIMON und LIESER 2004). Hinweise auf solche Unstimmigkeiten sind z. B. beim Rotwild langjährig verschobene Geschlechterverhältnisse beim Kälberabschuss, nachhaltig höhere Kahlwildabschüsse im Vergleich zum Hirschabschuss und hohe Kälber-Altter-Verhältnisse (SIMON und LANG 2010).

#### Eignung:

Für die Ermittlung absoluter Populationsdichten oder -höhen sind Streckenrückrechnungen nur bedingt geeignet, vor allem weil meist Informationen zur Höhe der natürlichen Abgänge fehlen. Diese können einen erheblichen Umfang ausmachen (STUBBE et al. 1999).

### 8.2.2 Kotzählung

Bei der Kotzählung wird das Prinzip genutzt, dass sich die räumliche Verteilung des abgesetzten Kots grundsätzlich an der raumzeitlichen Verteilung der Population orientiert (TOTTEWITZ et al. 1995, TOTTEWITZ et al. 1996, TOTTEWITZ 1997, MAYLE et al. 1999). Ist der Kot okular einer Wildart zuzuordnen und ist diese über längere Zeiträume dort aufzufinden (Wochen bis Monate), sind möglicherweise bevorzugte Aufenthaltsorte der Wildart zu ermitteln. Insbesondere im Winterhalbjahr ist aufgrund niedriger Umgebungstemperaturen und geringer Insektenaktivität (v. a. von Arten der Familie der Mistkäfer (Geotrupidae)) die Zersetzungszeit von Kot reduziert. Im Spätwinter/Vorfrühling lässt sich so die in den zurückliegenden Wochen oder gar Monaten abgesetzte Losung dazu nutzen, Schwerpunkte der raumzeitlichen Verteilung des Wildes über den Winterzeitraum zu ermitteln (TOTTEWITZ 1997).

Auf den Fundraten basierende Hochrechnungen des Bestandes unterstellen bestimmte Defäkations- und Verschwinderaten. Dabei wirken zahlreiche Umweltfaktoren, insbesondere auf

die Verschwinderate (TOTTEWITZ 1997, MAYLE et al. 1999, LEHMANN 2008, PETERS et al. 2011). LEHMANN (2008) konnte belegen, dass die Liegedauer bei milder und niederschlagsreicher Witterung auf teilweise zwei bis drei Monate oder noch weniger sinkt, was eventuell die teilweise extremen Schwankungen von Jahr zu Jahr erklärt. In Mecklenburg-Vorpommern wurde das landesweit angewandte Lösungszählverfahren im Landeswald daher nach wenigen Jahren wieder eingestellt, da teilweise extreme Schwankungen der Ergebnisse auch in anscheinend langfristig stabilen Populationen auftraten.

Für ein 10.000 ha großes Rothirschgebiet mit geringen bis mittleren Dichten ist eine Kotkartierung in wenigen Tagen bei geringen Kosten durchführbar (ca. 0,50 €/ha; PETERS et al. 2011).

#### Vorteile:

Im Vergleich zu anderen Verfahren entstehen relativ geringe Kosten. Das Verfahren ist auch ohne Spezialkenntnisse anwendbar, wenn die Bearbeitenden qualifiziert eingearbeitet wurden.

#### Nachteile:

Beim zeitgleichen Vorkommen von Schalenwildarten mit ähnlichem Kot (z. B. Rothirsch und Damhirsch) kann es zu Verwechslungen kommen. Die Defäkationsraten unterliegen deutlichen Schwankungen (MAYLE et al. 1999, LEHMANN 2008) und weitere Forschung zu deren Einflussfaktoren ist nötig. In Gebieten mit teilweise kurzen, milden und feuchten Wintern kommt es durch intensive Zersetzungsprozesse des Kots zu deutlichen Unterschätzungen. Dadurch ist dann die Aussagekraft auf Verteilungsschwerpunkte beschränkt. Für die Bestimmung absoluter Populationsdichten scheint die Methode jedenfalls zu unsicher. Das Verfahren ist vermutlich ausschließlich für Regionen mit langen und kalten Wintern geeignet.

#### Eignung:

Unter den Rahmenbedingungen langer und kalter Winter, Ausschluss von Verwechslungen bei der Kotbestimmung und präzisen Informationen zur art-, saison- und gebietsspezifischen Defäkationsrate kann die Methode brauchbare Daten zur räumlichen Verteilung von Vorkommensschwerpunkten einzelner Schalenwildarten (z. B. Rothirsch, Damhirsch, Mufflon) liefern.

### **8.2.3 Zähltreiben**

Beim Zähltreiben wird das Schalenwild, analog zu Drückjagden, durch Treiberinnen und Treiber in Bewegung gebracht und von im Gebiet verteilten Zählerinnen und Zählern erfasst. Zähltreiben wurden beispielsweise in Frankreich in den 1970er und 1980er Jahren intensiv zur Erfassung von Schalenwildbeständen genutzt. Die Methode wird seitdem immer weniger angewandt, um absolute Dichten zu erfassen, nachdem festgestellt wurde, dass es vor allem bei steigenden Populationsdichten zu einer zunehmenden Unterschätzung kommt (MAILLARD et al. 2010). In anderen europäischen Ländern (Italien, Polen, Portugal, Schweiz, baltische Staaten) wird die Methode aber weiterhin verwendet. In Italien wurde die Übersehrate anhand von markierten Tieren (Fang-Wiederaufnahme) überprüft und im Mittel mit 20 bis 25 % eingeschätzt (MORELLET et al. 2011). Die Fehlergröße hängt aber bei dieser Methode eng mit der Anzahl und Qualität der Treiberinnen und Treiber zusammen. Wird, wie üblich, nur ein Teil der Population erfasst und das Zählergebnis auf die Gesamtpopulation hochgerechnet, nimmt der Fehler weiter zu. Im NLP Jasmund wird seit mehreren Jahren ein Zähltreiben vor allem für den Damhirsch durchgeführt und für Trendaussagen genutzt (STIER et al. 2014b).

#### Vorteile:

Die Methode kann von lokal ansässigen Jagenden vor Ort durchgeführt werden.

### Nachteile:

Es besteht ein hoher personeller Aufwand. Absolute Bestandeszahlen können durch fehlende Informationen zur Erfassungswahrscheinlichkeit nicht ermittelt werden.

### Eignung:

Bei vollkommen identischer Anwendung und gleichbleibenden Rahmenbedingungen kann sie brauchbare Trendaussagen liefern.

## **8.2.4 Fütterungs- und Wintergatterzählung**

In höheren Gebirgslagen ergeben sich durch kalte und schneereiche Winter Nahrungsengpässe, die dazu führen, dass sich Schalenwild an Futterstellen konzentriert (s. Abb. 2).



Abb. 2: Rothirsche im Wintergatter im NLP Bayerischer Wald (Foto: K. Weingarth, NLP Bayerischer Wald).

Dies können Wintergatter sein, in denen die Tiere über längere Zeit eingezäunt bleiben und damit gut erfasst werden können. An nicht eingezäunten Winterfütterungen variiert die Anzahl der Individuen von Tag zu Tag und variieren die Anwesenheitszeiten im Verlauf der Nacht, so dass präzise Daten nur selten ermittelt werden können. Fotofallen können durch die dauerhafte Überwachung und die damit erzielten großen Datenmengen helfen, die Datenqualität zu verbessern. Nutzt der überwiegende Teil der Population solche Futterstellen, können recht genaue Bestandeszahlen bereitgestellt werden.

Andererseits berichteten VÖLK et al. (2013) von Dunkelziffern bei der Erhebung des Winterfütterungsbestandes an österreichischen Winterfütterungen. Die von Fütterungsbeständen abgeleiteten Abschusshöhen und in Folgewintern überprüften Fütterungsbestände ließen darauf schließen, dass 30 bis 45 % der örtlichen Population die Fütterung gar nicht aufsuchten (VÖLK et al. 2013 und VÖLK 2014 mündlich).

### Vorteile:

Wenn entsprechende Futterplätze ohnehin im Schalenwildmanagement vorhanden sind und der größte Teil der Population zu diesen zeitgleich kommt, können so mit wenig Aufwand präzise Bestandesdaten erhoben werden. Aktuell scheint dies nur für Rothirsche in höheren Gebirgslagen sinnvoll.

### Nachteile:

Oft sind keine verlässlichen Angaben verfügbar, welcher Anteil der Population die Futterstellen aufsucht, so dass dann mit ggf. unbekanntem Fehlerraten zu rechnen ist. Entsprechende Fütterungen extra für ein Monitoring einzurichten, wäre zu aufwendig und würde auch den NLP-Zielen entgegenstehen (Konzept „Natur Natur sein lassen“).

### Eignung:

Das Verfahren ist nur zu empfehlen, wenn Wintergatter bzw. Fütterungen ohnehin betrieben werden, was in NLPs entsprechend der Zielstellung eher die Ausnahme sein dürfte.

## **8.2.5 Scheinwerferzählung**

Die Notwendigkeit bestandsrealistischer Abschussplanungen führte in Belgien bereits in den 1980er Jahren zur Methodenerprobung und Anwendung von Nachtzählungen von Rothirschen (CENTRE NATIONAL DU MACHINISME AGRICOLE, DU GÉNIE RURAL, DES EAUX ET DES FÔRETS 1984, LICOPPE und DE CROMBRUGGHE 2003). In der Durchführung orientierte sich Belgien an den in Frankreich angewandten Verfahren (OFFICE NATIONAL DE LA CHASSE 1982). Auch aus der Schweiz (BUCHLI 1979, VOSER 1987) und Dänemark (JEPPESEN 1987) waren erfolgreiche Anwendungen entsprechender Verfahren bereits bekannt. In Deutschland wurde diese Technik für die Erfassung von Schalenwildarten erst ab Ende der 1990er Jahre vermehrt angewandt. Die Anwendung der Scheinwerferzählung zur Bestandsermittlung von Rothirschen wurde von PETRAK (1998) erstmals für Deutschland publiziert und beschrieben. Scheinwerferzählungen werden außerhalb von NLPs mittlerweile regelmäßig angewendet (u. a. SIMON 2002, HUPE et al. 2010, HOHMANN et al. 2011, HUPE und SIMON 2013). Mehrjährige Erfahrungen mit dieser Methode liegen aus den NLPs Kellerwald-Edersee und Eifel vor.

Bei der Scheinwerferzählung, die sich insbesondere für Rothirsche eignet, wird zu Beginn des Vegetationsaustriebes im Frühjahr (ideal ist die Phase der Buschwindröschenblüte, in der Regel im März/April) in einem Zählgebiet das Gelände von festgelegten Fahrtrouten von einem Fahrzeug aus nachts mit Scheinwerfern abgeleuchtet (s. Abb. 3).



Abb. 3: Bei der Scheinwerferzählung erfasste Rothirsche (Foto: Service Public de Wallonie).

Bei der vorherigen Routenplanung werden Äsungsflächen am Waldrand und Freiflächen innerhalb des Waldes vorrangig einbezogen. Erfahrungsgemäß ist bei einem Freiflächenanteil von ca. 25 % eine Fahrstrecke von 1,5 bis 2 km je 100 ha Gesamtzählgebiet erforderlich.

Für jedes (möglichst geländegängige) Fahrzeug wird ein Team von vier Personen benötigt (Fahrzeugführung, Protokoll, zweimal Scheinwerferbeleuchtung). Ein Team kann somit während einer sechsstündigen Nachtfahrt auf einer Strecke von 60 bis 70 km den Schalenwildbestand für eine Fläche von circa 3.500 bis 4.000 ha erfassen. Bei der Methode wird die im Frühjahr besonders stark ausgeprägte Anziehungskraft frischer Wiesenäsung auf Schalenwild genutzt, um einen möglichst hohen Anteil des vorhandenen Bestandes erfassen zu können.

Die Methode ist vorrangig dazu geeignet, sog. Kahlwildrudel (weibliche Rothirsche, Kälber, ggf. auch zugehörige Spießler und männliche Tiere der Jugendklasse) zu erfassen. Ausgewachsene Männchen, in kleineren Rudeln oder einzeln, werden hingegen häufig nicht erfasst. Bei Kahlwildrudeln wird derzeit von einer Erfassungsrate von mindestens 60 % in waldgeprägten Zählgebieten ausgegangen, wenngleich Schwankungen von ca. plus 10 % oder gar 20 % je nach Zählbedingungen möglich sind. Für die männlichen Tiere liegt der Wert in der Regel deutlich niedriger (ca. 40 %). Insofern sind Hochrechnungen nur für das Kahlwild sinnvoll. Die Aussagekraft der Ergebnisse steigt in jedem Fall bei konstanter, jährlicher Anwendung. Die Befunde einmaliger Erfassungen sind hingegen schwerer zu interpretieren.

Um valide Ergebnisse zu erhalten, sind mindestens zwei, besser drei Zähldurchgänge je Frühjahr erforderlich. Die Kostenkalkulation ist unabhängig von der Populationsdichte leicht möglich. Lokale Jägerinnen und Jäger können sehr gut eingebunden werden, was die Akzeptanz deutlich steigert. Durch die Einbindung vieler Freiwilliger und die Bearbeitung großer Flächen können die Kosten gering gehalten werden (0,50 €/ha). Stehen weniger Freiwillige zur Verfügung, entstehen Kosten von bis zu 1,00 €/ha.

#### Vorteile:

Es handelt sich um eine verlässliche und leicht nachvollziehbare Ermittlung der vorhandenen, unbestreitbaren Mindestpopulation und des Mindestzuwachses. Die Daten können schnell ausgewertet werden, bereits am Folgetag stehen die Ergebnisse fest. Es ist eine grobe Einschätzung der Altersstruktur (Kälberklasse und älter) und damit auch der zu erwartenden Zuwachsrate möglich. Es erfolgt in der Regel keine Überschätzung der Populationsgröße.

#### Nachteile:

Eine mehrjährige Anwendung des Verfahrens scheint aufgrund schwankender Erfassungsgrade unbedingt geboten. Die oft subjektive Einschätzung von Alter und Geschlecht ist selten überprüfbar. Schwankungen in den Annahmen zum Erfassungsgrad zwischen 60 und 80 % beim Kahlwild sind von Nachteil. Bei nächtlichen Wärmebildbefahrungen im NLP Jasmund befanden sich zur Optimalzeit der Scheinwerferzählung nur etwa 20 % der erfassten Damhirsche auf Offenlandflächen (STIER et al. 2014b), was darauf hindeutet, dass diese Methode vorrangig für Rothirsche geeignet erscheint. Auch zur Erfassung der Reh- und Wildschweinbestände eignet sich die Methode kaum, da beide Arten weniger gut einsehbare Habitate im Frühjahr bevorzugt nutzen und aufgrund ihrer geringeren Körpergröße auf größere Distanzen nachts deutlich schlechter erkannt werden. Zudem fehlt dem Wildschwein das Tapetum lucidum (der Netzhaut naheliegende reflektierende Schicht im Auge), sodass die Augen nachts nicht „leuchten“.

#### Eignung:

Als Methode des Monitorings im Schalenwildmanagement ist die Scheinwerfertaxation zur Erfassung der Bestandssituation und -entwicklung beim Rothirsch geeignet. Die Methode der Scheinwerferzählung ist grundsätzlich in allen Rothirschgebieten mit geeignetem Wegenetz

anwendbar. Dieses wird allerdings in den NLPs bei der üblichen Entwicklung vermutlich nicht dauerhaft zur Verfügung stehen, zudem wird in den NLPs in der Regel der langfristige Verzicht bzw. der Rückbau befahrbarer Wege angestrebt. Bei richtiger Anwendung lassen sich mit der Methode Populationstrends und Mindestbestände ermitteln. Durch mehrfachen, parallelen Einsatz einer genauen Referenzmethode (z. B. Kotgenotypisierung) lassen sich gebietsspezifische Erfassungswahrscheinlichkeiten ermitteln, so dass dann in diesen Gebieten auf absolute Bestandeszahlen hochgerechnet werden kann. Unabdingbar für eine Bewertung der Ergebnisse im mehrjährigen Vergleich ist jedoch in jedem Fall eine standardisierte Methoden-anwendung.

### 8.2.6 Distance sampling

Beim distance sampling von Schalenwild in der Nacht scannen eine oder zwei Wärmebildkameras vom Auto aus die Umgebung nach Objekten ab (BUCKLAND et al. 2001, MEIßNER-HYLANOVÁ 2011) (s. Abb. 4).



Abb. 4: Wärmebildaufnahmen von Rothirschen bei terrestrischen Wärmebildbefahrungen (Foto: V. Meißner-Hylanová).

Um Objekte erkennen zu können, müssen diese eine gegenüber der Umgebung höhere Temperatur aufweisen. Bei ausreichend kühler Umgebungstemperatur können selektiv Warmblüter erfasst werden. Im Gegensatz zur Befliegung liegt die maximale Detektionsentfernung im Wald selten über 100 m und im Offenland nur gelegentlich über 300 m. Aufgrund der geringen Fahrgeschwindigkeit besteht die Möglichkeit zu stoppen, eine günstige Fahrzeugposition aufzusuchen und die Abbildung des Objektes durch Zoomen zu vergrößern. In schwierigen Fällen kann unterstützend ein leistungsstarker Handscheinwerfer benutzt werden. Somit ist eine artgenaue Differenzierung von Tierarten fast immer möglich. Die Fahrrou-te wird als GPS-Signal gespeichert. Die Wärmebild-Kameraaufnahmen können aufgezeichnet werden.

Das distance sampling ist ein Verfahren, bei dem Distanzwerte der Objekte zum Beobachter aufgenommen werden. Es wird angenommen, dass sich die Verteilung der Tiere entlang der Fahrrou-ten von der Verteilung im Gesamtgebiet nicht unterscheidet und jedes Objekt, das sich auf der Fahrrou-te befindet, entdeckt wird. Da mit zunehmender rechtwinkliger Distanz eines Objektes von der Fahrrou-te die Wahrscheinlichkeit seiner Detektion sinkt, korrigiert man den Anteil übersehener Individuen und kann daraus Dichteschätzungen hochrechnen. Umfangreichere Details zur dieser mittlerweile recht oft angewandten und weiter entwickelten Methode finden sich bei BUCKLAND et al. (2001).

Im NLP Jasmund wurde von 2011 bis 2013 erstmals in einem NLP das distance sampling mit Wärmebildbefahrung für die Ermittlung von Damhirsch- und Rehichten erfolgreich angewandt (STIER et al. 2014b). Die ermittelten Ergebnisse für Damhirsche deckten sich mit den Ergebnissen des Fang-Wiederfang-Ansatzes (s. Kapitel 8.2.8). Die relativ gleichmäßige räumliche Verteilung der Damhirschgruppen sowie eine geringe Variation der Gruppengrößen waren grundlegend für ein realitätsnahes Abbild der Populationsdichte.

Für eine beidseitige Anwendung werden drei Personen benötigt (Fahrzeugführung, zweimal Wärmebildkameraführung). Unter günstigen Bedingungen (mittlere bis hohe Dichten, gleichmäßige räumliche Gruppenverteilung sowie geringe Variation der Gruppengrößen) ist eine zweimalige Beprobung mit beidseitiger Wärmebilddetektion von etwa 20 bis 30 km Transekten pro 1.000 ha zu empfehlen. Hierbei entstehen Kosten in Höhe von etwa 2,00 €/ha.

Unter ungünstigen Bedingungen (geringe Dichten, ungleichmäßige räumliche Gruppenverteilung oder hohe Variation der Gruppengrößen) sollten vier Beprobungen pro Jahr angesetzt werden, wodurch sich die Kosten verdoppeln und mit etwa 4,00 €/ha zu rechnen ist. Die Kosten lassen sich minimieren, wenn Fahrerin bzw. Fahrer und/oder Fahrzeug vor Ort gestellt werden.

#### Vorteile:

Es liegt ein hoher Erfassungsgrad aller Warmblüter in unmittelbarer Kameranähe vor, auch in dichter Vegetation. Direkt nach der Zählfahrt liegen artgenaue Detektionsergebnisse vor und aufgrund der Aufzeichnungsmöglichkeit ist die Reproduzierbarkeit hoch. Die Teilerfassung der Population reicht bei ausreichender Repräsentanz für eine Hochrechnung aus, diese liegt je nach Wegenetz und Sichttiefe bei einer Größenordnung von 10 % bis 30 %. Die Entdeckungswahrscheinlichkeiten werden aus den Rohdaten abgeleitet und zur Dichtebeurteilung genutzt. Das distance sampling ist ein transparentes, quantitatives und anerkanntes wissenschaftliches Verfahren für alle Schalenwildarten. Die Nutzung von Wärmebildtechnik sorgt für höchstmögliche Störungsarmut (NITZE et al. 2012). Bei der Anwendung werden zeitgleich Daten zu allen Schalenwildarten erhoben, so dass die Kosten pro Art geringer werden, je mehr Arten vorkommen.

#### Nachteile:

Das Verfahren ist in der Regel wegeabhängig, was gegebenenfalls die Repräsentativität der Zählung verletzt (Wege als Sonderlebensraum). Bei einer geringen Wegedichte mit trotzdem gegebener Repräsentativität kann dieser Nachteil durch eine höhere Anzahl an Wiederholung der Zählfahrten minimiert werden. Die Anwendung des statistischen Programms ist meist nur durch Fachleute möglich. Optimistische Annahmen zum richtigen Studiendesign und bestimmte Modellannahmen werden meist ohne transparente Standardisierung verwendet. Eine starke Variation der Gruppengrößen (Wildschweine, Rothirsche, Mufflons) und eine ungleichmäßige räumliche Verteilung senken die Effizienz der Methode, so dass höhere Stichproben erforderlich sind. Es können Ausweichbewegungen zum Zähler (responsive movement) vor allem bei störungssensiblen Arten auftreten, so dass die Genauigkeit des Verfahrens sinken kann.

#### Eignung:

Das distance sampling ist eines der wenigen Verfahren, bei dem nicht Mindestzahlen erhoben werden, sondern Ergebnisse vorliegen, die mit einer gewissen Fehlerwahrscheinlichkeit um den Realwert streuen. Es kann für alle Schalenwildarten genutzt werden, wenn die Grundvoraussetzungen erfüllt sind. Unter günstigen Rahmenbedingungen (s. oben) ist die Anwendung trotz der nicht unerheblichen Kosten im Abstand von drei bis fünf Jahren zu

empfehlen. Allerdings muss wie bei der Scheinwerferzählung auch beim distance sampling beachtet werden, dass Entwicklung und Zielsetzung der NLPs einen Rückgang bzw. Rückbau befahrbarer Wege bedeuten.

### 8.2.7 Wärmebildbefliegung

Bei der Wärmebildbefliegung (FRANKE und GOLL 2012), welche oft in der laubfreien Zeit (Dezember bis April) durchgeführt wird, werden ca. 400 m über Grund mit Hilfe eines Ultraleichtflugzeuges tagsüber je 2,5 Stunden ca. 250 km Transekte abgeflogen. Aufgrund der Kameraoptik bzw. des Öffnungswinkels resultiert ein Sichtfeld am Boden von ca. 80 m Breite. Daraus ergibt sich eine konkret abgesuchte Fläche von ca. 2.000 ha. Diese kann als repräsentative Teilerfassung auf Gesamtflächen von 10.000 ha durchgeführt werden. Es befinden sich zwei Kameras an Bord. Eine Wärmebildkamera scannt den Boden nach Objekten ab, die gegenüber der Umgebung wärmer sind. Bei ausreichend kühler Umgebungstemperatur können so vorrangig Warmblüter selektiv erfasst werden. Im Falle einer Detektion wird eine hochauflösende Echtfarbenkamera ausgelöst (s. Abb. 5).

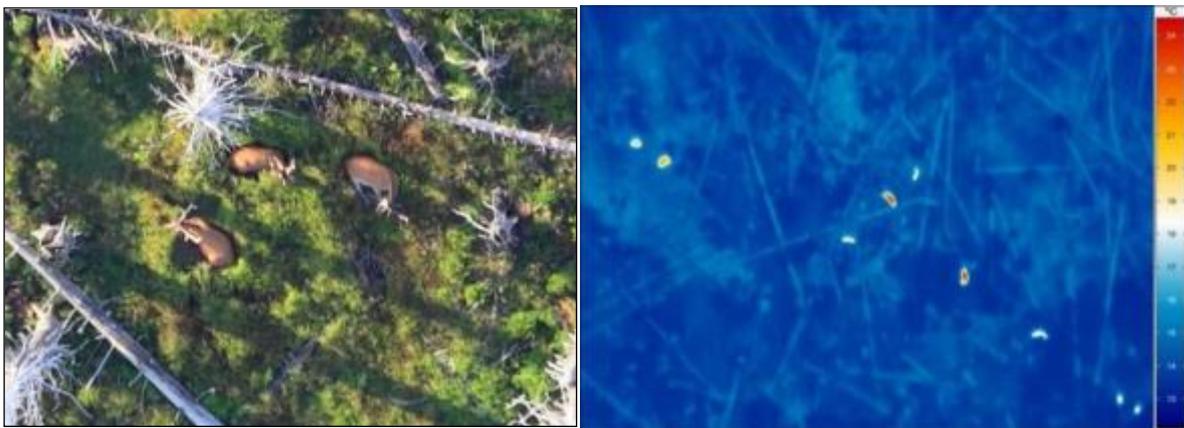


Abb. 5: Echtfarben- und Wärmebilddaufnahme von Rothirschen bei einer Wärmebildbefliegung (Foto: aerosense).

Durch das gezielte Vergrößern des hochauflösten Echtfarbenbildes im Detektionsbereich der Wärmebilddaufnahme können eine realistische Betrachtung des Wärmeobjektes und gegebenenfalls eine artgenaue Differenzierung erfolgen. Die Befliegungsrouten werden als GPS-Signale, die Wärmebilddkameraaufnahmen werden als Film und die Echtfarben-Aufnahmen als Standbilder aufgezeichnet. Es ist mit Kosten von etwa 1 €/ha Gesamtfläche zu rechnen, wenn z. B. von 10.000 ha Gesamtfläche 2.000 ha Teilfläche (20 %) befliegen werden. Bei einer vollflächigen Befliegung fallen Kosten von 4-5 €/ha an.

#### Vorteile:

Es handelt sich um eine störungsarme Monitoringmethode in schwierigem Gelände oder anderweitig vom Boden aus unzugänglichem Gelände. In kurzer Zeit können relativ große Waldbereiche abgesucht werden. Es liegt eine gute Reproduzierbarkeit der Befunde aufgrund der Aufzeichnungen vor. Die Methode liefert neben Dichtehinweisen auch Verteilungsinformationen, zumindest für die Tagesphase, jedoch in Abhängigkeit von der Abschirmung der Vegetation. Es ist eine zufällige oder stratifizierte Transektlegung möglich.

#### Nachteile:

Es besteht eine hohe Abhängigkeit von Wetter und Tageszeit. Örtliche Akteure können nur wenig eingebunden werden. Die Auswertung ist sehr aufwendig und kann nur von Expertinnen und Experten durchgeführt werden. Bisherige Schätzungen zur Übersehrate können

insbesondere bei Vorkommen von Nadelholz, aber auch in Laubwaldgebieten, bei 50 % und mehr liegen. Genaue Werte sind aus dem Freiland kaum bekannt, da die Methode bisher fast nie in wildlebenden Populationen mit Referenzwerten zur Anwendung kam.

Im NLP Jasmund wurde im Rahmen eines Forschungsprojektes zur Evaluierung von Huf-tiermonitoringmethoden (STIER et al. 2014b) neben distance sampling und Fang-Wiederfang-Rechnungen 2013 auch eine Wärmebildbefliegung (FRANKE 2013) durchgeführt. Der von FRANKE (2013) angegebene Damhirschbestand lag trotz etwa 90 % Laubwaldanteil nur bei etwas mehr als einem Drittel der Werte der anderen Verfahren, deren Ergebnisse eine hohe Übereinstimmung aufwiesen (STIER et al. 2014b). Auch im NLP Kellerwald-Edersee wurde ein Methodenabgleich von Wärmebildbefliegung und Scheinwerfertextation über drei Jahre durchgeführt, gleichzeitig war ein Anteil an Rothirschen mit GPS-Sendern bestückt, so dass für einzelne Tiere exakte Ortslagen bekannt waren. Der Methodenvergleich wurde jedoch nicht ausgewertet. Die Methode ist nur am Tag einsetzbar, wenn sich viele Tiere in dichter Vegetation aufhalten können und damit ohnehin schwerer erfassbar und bestimmbar sind.

#### Eignung:

Aktuell scheint die Methode in Waldgebieten nur für die Ermittlung von Mindestbestandeszahlen großer Schalenwildarten (Rot- und Damhirsche) geeignet zu sein. Im Offenland und in Schilfgebieten ist für die oben genannten Arten mit realitätsnahen Zählergebnissen zu rechnen. In Waldgebieten ist die Bewertung der Ergebnisse noch mit großen Unsicherheiten behaftet. Mit der Weiterentwicklung der eingesetzten Technik sowie der Forschung zur Variabilität der Entdeckungswahrscheinlichkeit und ihrer Einflussfaktoren sind zukünftig genauere Ergebnisse denkbar.

#### **8.2.8 Fang-Markierung-Wiederfang-Verfahren**

Das Fang-Markierung-Wiederfang-Verfahren ist sehr präzise zur Schätzung von Populationsgrößen, wenn wesentliche Grundvoraussetzungen erfüllt werden (AMSTRUP et al. 2005). Die zu schätzende Population weist einen Anteil markierter Individuen auf. Nacheinander und zufällig werden nun Teile der Population gefangen und die Anzahl markierter und nicht markierter Tiere ausgezählt. Entscheidend ist die gleiche Fang- und Wiederfangwahrscheinlichkeit aller Individuen unabhängig von Alter, Geschlecht und Fangort. Für dieses Verfahren werden mehrere Modelle zur Populationsdichteberechnung unterschieden:

In einem Fang-Wiederfang-Ansatz müssen alle Individuen der Population individuell voneinander unterscheidbar sein. In vergleichbaren Untersuchungen wurde dieser Verfahrensansatz vor allem für die Familie der Katzen (Felidae) angewandt. Schätzungen der Populationsgröße mittels Fang-Wiederfang fanden unter anderem für die Tierarten Tiger (*Panthera tigris*) (KARANTH und NICHOLS 1998), Jaguar (*Panthera onca*) (ROVERO und MARSHALL 2009), Ozelot (*Leopardus pardalis*) (TROLLE und KÉRY 2003, ROVERO und MARSHALL 2009) sowie Luchs (*Lynx lynx*) (LAASS 2002, ZIMMERMANN et al. 2008) statt. Viele Arten der Felidae können anhand ihrer individuellen Fellzeichnung voneinander unterschieden werden. Dieser Ansatz wurde über individuelle Geweihmerkmale an Rothirschen und Damhirschen im NLP Jasmund (KLAWITTER 2014, LUNZE 2014, STIER et al. 2014b) und in einem aktuellen Forschungsprojekt im Wildforschungsgebiet Pfälzerwald an Rehböcken erfolgreich mittels Fotofallen getestet. Die Fotofallendichte muss sich an der Raumnutzung der Arten orientieren. Beispielsweise wird zur Erfassung der Rehdichte eines waldgeprägten Lebensraums, bei einer eher geringen von Dichte <15 Tieren pro 100 ha, eine Falle auf 30 ha benötigt (Anlage in einen Raster von ca. 500 m). Ausgehend von einer Mindestfläche 1.000 ha ergibt sich ein Bedarf von 33 Fotofallen. Die Betreuung der Geräte (Akku-/Batteriewechsel, Datenauslesen, störenden Bewuchs entfernen) sollte mindestens einmal im Monat erfolgen. Neben dem

klassischen Fang-Wiederfang-Ansatz ist auch der einfache Weg der Ermittlung einer Mindestindividuenzahl möglich. Für Mufflonwidder ist dieser Ansatz nicht geeignet (LUNZE 2014).

In einem anderen Fang-Wiederfang-Ansatz wird ohne individuelle Unterscheidung der Anteil von markierten und unmarkierten Tieren ermittelt. Hierfür werden künstliche Markierungen genutzt (z. B. Ohrmarken). Im NLP Jasmund wurden von 2011 bis 2013 innerhalb weniger Tage insgesamt 65 frischgesetzte Damhirschkalber mit Ohrmarken markiert (STIER et al. 2014b) (s. Abb. 6).



Abb. 6: Mit Ohrmarken markiertes Damhirschkalb im NLP Jasmund (Foto: N. Stier).

Dies entsprach jährlich etwa 10 % der insgesamt geborenen Kälber. Der Wiederfang erfolgte einerseits über Fotofallen (s. Abb. 7) und andererseits über Beobachtungsdaten. Die daraus im NLP Jasmund mittels Fang-Markierung-Wiederfang errechneten Damhirschkalber stimmten mit den Ergebnissen des distance sampling weitgehend überein. Für Rothirschkalber (NITZE 2012) und Rehkitzel (PEGEL und THOR 2000) ist diese Methode zur Markierung einer größeren Anzahl an Jungtieren erprobt und geeignet.

Die theoretische Grundlage von Fang-Wiederfang-Berechnungen bildet eine simple Anteilsrechnung (BAILEY 1951, POLLOCK und OTTO 1983, SEBER 1986). Ein Teil der Population wird bei einer ursprünglichen Fang-Wiederfang-Anwendung gefangen und markiert (M). Der Wiederfang erfolgt nach einer definierten Zeit ( $\Delta t$ ). Der Anteil markierter Tiere ( $W_{\text{mark}}$ ) zur Gesamtzahl an Individuen beim Wiederfang (W) ist gleich dem Anteil der anfangs gefangenen und markierten Individuen (M) zur geschätzten Gesamtpopulation (NENTWIG et al. 2007).

Die einmaligen Anschaffungskosten der Fotofallen (ca. 300 €/Stück) sind je nach verwendetem Modell relativ hoch. Demgegenüber fallen für die Fotofallenbetreuung und Datenauswertung geringere laufende Projektkosten (ca. 1,00-2,00 €/ha) an. Erfolgt der Wiederfang bei ohrmarkenmarkierten Tieren über Beobachtungsdaten, die nebenbei bei anderen Tätigkeiten erhoben werden, so fallen nur Kosten für die Datenauswertung in Höhe von ca. 1,00 €/ha an.

Die Kosten für die Markierung von Kälbern und Kitzen sind art- und gebietspezifisch teilweise sehr unterschiedlich und dadurch schwer pauschal zu kalkulieren. Im NLP Jasmund z. B. wurden pro Jahr für die Markierung von ca. 10 % der geborenen Damhirschkalber auf ca. 2.000 ha Waldfläche etwa 4,00 €/ha ermittelt. Nach drei Jahren waren dort für eine Fang-Wiederfang-Berechnung genügend Damhirsche markiert. Da markierte Tiere nicht bejagt

werden sollten, bleibt der Pool an markierten Tieren über zehn Jahre oder länger erhalten. Natürliche Abgänge können durch das Markieren von Zufallsfunden aufgefüllt werden.



Abb. 7: Mittels Fotofalle erfasstes, markiertes Damhirschkalb im NLP Jasmund (Foto: NLP Jasmund).

#### Vorteile:

Unabhängig davon, ob natürliche, individuelle Merkmale bei Rothirschen, Damhirschen und Rehböcken oder künstliche Markierungen verwendet werden, ermöglicht das Fang-Markierung-Wiederfang-Verfahren transparente, belastbare Bestandesschätzungen. Es ist eine störungsarme, tages- und wetterunabhängige Monitoringmethode. Beim Fotofalleneinsatz ist ein artübergreifendes Monitoring möglich, z. B. die gleichzeitige Untersuchung mehrerer Schalenwildarten sowie geschützter bzw. gefährdeter Arten wie z. B. Wildkatze, Luchs und Wolf. Zusätzlich können viele weitere Informationen erhoben werden (z. B. zu Krankheiten, Verhalten und Aktivitätszyklen oder zur Nutzung von Ruhezeiten).

Akteure vor Ort können intensiv eingebunden werden (z. B. zur Fotofallenbetreuung, Wildmarkierung oder Erhebung von Beobachtungsdaten) und bei guter fachlicher Anleitung ist die praktische Umsetzung und Auswertung vollständig ohne Expertinnen und Experten durchführbar. Teilweise entstehen attraktive, medienwirksame Fotos.

#### Nachteile:

Es fallen teilweise große Datenmengen an, was zu zeitintensiver Auswertung führen kann. Datenschutzvorgaben und die öffentliche Wahrnehmung von Videoüberwachung können eine optimale Positionierung im Gelände erschweren. Bei einigen Modellen ist eine nachhaltige Stromversorgung nur mit kostenintensiven Spezial-Akkus oder ansonsten Einwegbatterien möglich. Es sollten Geräte verwendet werden, die sehr stabil mit NiMH-Akkus arbeiten, die bei sehr tiefen Temperaturen auch deutlich länger halten.

Bei Geräten mit Weiß-Blitz ist die Bildfrequenz vorrangig nachts durch Ladezeiten limitiert, wodurch bei Rudeltieren höhere Übersehrraten auftreten können. Neben hohen Erstanschaffungskosten ist die Technik anfällig für Diebstahl und Vandalismus. Gegebenenfalls ist die Anwendbarkeit je nach datenschutzrechtlichen Vorgaben auf wissenschaftliche Zwecke begrenzt.

#### Eignung:

Wenn die wesentlichen Grundvoraussetzungen (gleiche Fang- und Wiederfangwahrscheinlichkeit über alle Altersklassen und Geschlechter) für die Anwendung des Fang-Markierung-Wiederfang-Verfahrens gegeben sind und eine repräsentative Stichprobe erhoben wird, werden relativ genaue Populationsgrößen bzw. -dichten errechnet. Bei mittleren bis höheren Dichten (über 5 Stück/100 ha) ist über die Markierung von Rothirschen, Damhirschen und Rehen mit guten Ergebnissen über Fotofallen oder Beobachtungsdaten und vertretbaren Kosten zu rechnen. Für die gleichen Arten sind über die Individualunterscheidung anhand von Geweihmerkmalen auf Fotofallenbildern und den Fang-Wiederfang-Ansatz ebenfalls gute Daten zu erwarten. Über Frischlingsfänge, die sich relativ einfach gestalten, ist auch bei Wildschweinen eine Methode zur Markierung mit Ohrmarken verfügbar.

#### **8.2.9 Random encounter model**

Die Dichtermittlung mit random encounter model (REM) nach ROWCLIFFE et al. (2008) setzt – im Gegensatz zu den Fang-Wiederfang-Verfahren – keine Individualerkennung oder Markierung der Tiere voraus. Dies lässt das Verfahren für die praktische Anwendung als besonders geeignet erscheinen. Bei dieser Methode werden in einem definierten Gebiet Fotofallen unbekütert und zufällig verteilt montiert und die Fotofallenkontakte ( $y$ ) der Zielart über einen bestimmten Zeitraum gezählt. In die Dichteberechnungen fließen außerdem die durchschnittliche Tageslaufstrecke ( $v$ ) der Tiere, die Anzahl der Fotofallentage ( $t$ ) sowie die Fotofallenparameter Erfassungswinkel ( $\theta$ ) und Erfassungsweite ( $r$ ) ein. Die Dichteberechnung erfolgt mit der Formel nach ROWCLIFFE et al. (2008).

Die Fotofallentage berechnen sich aus der Anzahl verwendeter Fotofallen multipliziert mit der Anzahl der Untersuchungstage. Eventuelle Fehltag, welche durch technische Defekte einzelner Fotofallen entstehen können, werden herausgerechnet.

Im Rahmen eines Forschungsprojektes zur Entwicklung und Evaluierung von Monitoringmethoden für Baumarder (*Martes martes*) und Iltis (*Mustela putorius*) wurde diese Methode auch umfangreich an Schalenwild erprobt (STIER et al. 2014a). Da Daten zu Laufstrecken pro 24 Stunden aus den untersuchten Regionen fehlten, mussten entsprechende Informationen aus der Literatur, teilweise aus weit entfernten Gebieten, entnommen werden.

Da bisher zu wenige Erfahrungen zur Anwendung der Methode vorliegen, kann bisher keine Kostenschätzung vorgenommen werden.

#### Vorteile:

Bei einmaligem Fotofallenaufbau können unterschiedliche Arten bearbeitet werden. Der Aufbau- und Betreuungsaufwand für die Fotofallen ist relativ gering. Die Anwendung der Methode ist sehr störungsarm.

#### Nachteile:

Für das umfangreichere Fotofallennetz (Raster mit 300 oder 500 m), das zwingend repräsentativ über das Untersuchungsgebiet verteilt sein muss, fallen hohe Erstanschaffungskosten an. Die Geräte können danach allerdings langfristig und durchgehend eingesetzt werden. Für die Methode werden saisonale und geschlechtsspezifische Laufstrecken pro 24 Stunden benötigt, die für die Region repräsentativ sind. Diese müssen für die verschiedenen Teile von

Deutschland mittels kurz getakteter GPS-Sender aber noch erhoben werden. Eine weitere sehr wichtige Grundvoraussetzung für realitätsnahe Ergebnisse ist die Kenntnis und Beachtung der artspezifischen Erfassungswahrscheinlichkeiten durch die jeweils angewandten Fotofallen. Hierbei ist zu beachten, dass die Bewegungsmelder der Geräte mit der Zeit ermüden und unterschiedliche Herstellungschargen der gleichen Modelle unterschiedlich empfindlich reagieren können.

#### Eignung:

Diese relativ neue Methode wurde bisher selten für Schalenwild angewandt, scheint allerdings sehr vielversprechend zu sein, da Populationsdichten von Schalenwild und Raubsäugetieren parallel erhoben werden können. In Zukunft sollte deshalb unbedingt der Forschungsbedarf zu Laufstrecken pro 24 Stunden abgedeckt werden, um die Methode vollumfänglich einsetzen zu können. Der hohe Materialeinsatz steigert allerdings die Kosten.

#### **8.2.10 Fang-Markierung-Wiederfang-Verfahren mittels Kotgenotypisierung**

Beim Fang-Markierung-Wiederfang-Verfahren mittels Kotgenotypisierung erfolgt anhand kleinster körpereigener Gewebemengen (z. B. Darmschleimhaut auf Kot) eine genetische Identifikation (EBERT et al. 2012a). Die Kotsuche erfolgt entlang vorher festgelegter Transekte über mehrere Tage mit mehreren Personen. Mit 15 Personen an fünf Einsatztagen können ca. 500 km Transekte abgelaufen werden. Aus einem Probenfundus, der innerhalb eines ausreichend großen Gebiets gesammelt wird (bei Rothirschen ca. 10.000 ha, bei Wildschweinen und Rehen 3.000 bis 5.000 ha), wird jene Population erfasst, welche sich im Untersuchungsgebiet in den Tagen vor der Beprobung aufhält und dort Losung hinterlässt. Die Wahrscheinlichkeit einer Mehrfachbeprobung einzelner Individuen sinkt mit steigender Populationsgröße. Das Verhältnis von Einfach- zu Mehrfachbeprobungen kann somit statistisch als direktes Maß der Populationsgröße genutzt werden. Dabei sinkt der Schätzfehler mit der zunehmenden Höhe des erzielten Erfassungsgrades bzw. der Beprobungswahrscheinlichkeit. Als Faustregel wird angenommen, dass gute (Konfidenzintervall  $<20\%$  zum Mittelwert) bis sehr gute (Konfidenzintervall  $<10\%$  zum Mittelwert) Schätzgenauigkeiten erreicht werden, wenn die Wahrscheinlichkeit des Kotfundes eines einzelnen Individuums und damit dessen genetische Identifizierung bei mindestens ca. 30 bis 50 % liegt. In Deutschland wurde diese Technik erstmals 2007 angewandt (EBERT et al. 2012a, KOŁODZIEJ et al. 2013), mittlerweile wurden auch erfolgreiche Versuche mit Rothirschen und Rehen durchgeführt (EBERT et al. 2012b, PETERS 2010).

Aufgrund der aufwendigen Laboranalysen ist das Verfahren relativ kostenintensiv (z. B. ca. 4,50 €/ha für ein 10.000 ha großes Rothirschvorkommen mit einer mittleren Populationsdichte von zwei bis fünf Tieren/100 ha). Mit höheren Populationsdichten und mehreren Arten steigen die Kosten.

#### Vorteile:

Das Ergebnis der Erhebung bleibt von der durch die Sammlung verursachten Störung unbeeinträchtigt, da die Kotproben aus der Zeit vor der Störung stammen. Die Methode ist für alle Schalenwildarten anwendbar. In Abhängigkeit vom Beprobungsaufwand (bei Arten mit geringer Defäkationsrate wie Wildschweinen muss dieser höher sein als bei Rothirschen oder Rehen) und der dadurch erreichten Beprobungswahrscheinlichkeit, können hohe Schätzgenauigkeiten erreicht werden. Die Beprobung kann in kurzer Zeit erledigt werden. Es sind keine großen Vorerfahrungen der Sucherinnen und Sucher notwendig und Modellberechnungen sind schnell durchführbar. Die Methode liefert auch Hinweise zur räumlichen Tag- und Nachtverteilung. Das Geschlechterverhältnis der Gesamtpopulation ist nahezu fehlerfrei ermittelbar. Das Verfahren kann auch Verwandtschaftsanalysen liefern.

### Nachteile:

Die Kosten steigen mit der Populationsdichte. Die gesamten Labor- und Auswertungsarbeiten können nur von Fachinstituten durchgeführt werden. Die Methode erfordert eine gleiche Beprobungswahrscheinlichkeit für jedes Individuum innerhalb der beprobten Population, die bei diesem Verfahren vermutlich gegeben sein dürfte. Das Verfahren wird nur für jeweils eine Art angewandt. Für die parallele Bearbeitung mehrerer Schalenwildarten fallen höhere Kosten an. Bei geringer Stichprobe und/oder heterogenen Daten ist mit einer hohen Modellabhängigkeit der Dichteberechnungen zu rechnen.

### Eignung:

Die Methode der Kotgenotypisierung ist zwar relativ teuer, sie ist jedoch in der Lage, Schalenwildpopulationsdichten mit einer relativ hohen Genauigkeit zu ermitteln. Ähnlich wie das distance sampling ist es ein Schätzverfahren, bei dem nicht Mindestzahlen erhoben werden, sondern Ergebnisse zu erwarten sind, die mit einer gewissen Fehlerwahrscheinlichkeit um den Realwert streuen können. Eine besondere Bedeutung kommt daher dieser Methode als Referenz für die Evaluierung anderer Verfahren zu.

## **8.2.11 Überblick über die vorgestellten Methoden**

In Tab. 3 sind die vorgestellten Methoden mit Angaben zu Eignung, Anwendungsturnus und Aufwand aufgeführt.

Tab. 3: Bewertung von Erfassungsmethoden für die Ermittlung von Populationsdichten und -höhen bei Schalenwild.

<b>Methode</b>	<b>Eignung</b>	<b>Turnus (alle n Jahre)</b>	<b>Auf- wand</b>
Jagdstreckenrückrechnung	Für die Ermittlung absoluter Populationsdichten oder -höhen wenig geeignet, es können jedoch Mindestbestände ermittelt werden.	1	gering
Kotzählung	Selbst bei langen und kalten Wintern und verwechslungsfreier Kotbestimmung und präzisen art-, saison- und gebietsspezifischen Defäkationsraten für absolute Dichten/Bestände bei Rothirsch, Damhirsch und Mufflon nur bedingt geeignet. Insbesondere Dichtebestimmungen aufgrund vieler kaum kalkulierbarer Umwelteinflüsse auf die Verschwinderaten zweifelhaft.	1	gering
Zähltreiben	Bei identischer Anwendung und gleichbleibenden Rahmenbedingungen für Trendaussagen begingt geeignet. Insbesondere sinkt die Aussagekraft bei ansteigenden Populationsdichten.	1	mittel
Fütterungs-/ Wintergatterzählung	Für Rothirsche in höheren Gebirgslagen geeignet, wenn Fütterungen/Wintergatter ohnehin betrieben werden und die meisten Individuen diese zeitgleich aufsuchen.	1	gering
Scheinwerferzählung	Bei langfristig gleicher Zählmethode werden für Rothirsche Mindestbestände und der Trend der Bestandsentwicklung ermittelt. Bei Vorliegen und Berücksichtigung mittels Referenz ermittelter Übersehraten für absolute Dichten/Bestände bei Rothirschen geeignet.	1	gering bis mittel
distance sampling mit terrestrischer Wärme- bildzählung	Bei mittleren bis höheren Dichten und nicht geklumptem Vorkommen für absolute Dichten/Bestände für alle Arten geeignet. Bei sehr geringen Dichten und geklumptem Vorkommen ist höherer Aufwand einzukalkulieren.	1-3 (-max.5)	mittel

Tab. 3 (Fortsetzung): Bewertung von Erfassungsmethoden für die Ermittlung von Populationsdichten und -höhen bei Schalenwild.

Methode	Eignung	Turnus (alle n Jahre)	Aufwand
Wärmebildbefliegung	Aktuell für Rothirsche, Damhirsche (evtl. Mufflons) in Waldgebieten für Mindestbestände geeignet Für Rothirsche, Damhirsche (evtl. Mufflons) in Offenland/Schilfgebieten für absolute Dichten/Bestände geeignet.	1-3 (-max.5)	mittel bis hoch
Fang-Markierung-Wiederfang-Verfahren mit Beobachtungsdaten oder Fotofallenmonitoring	Beim Vorliegen individueller natürlicher Merkmale wie Geweih (Rothirsche, Damhirsche, Rehe) und Fellmuster oder künstlicher Markierungen (z. B. Ohrmarken bei sehr jungen Rothirschen, Damhirschen und Rehen) zum Ermitteln absoluter Dichten geeignet.	1	gering (Beob.) mittel (Fotofallen)
random encounter model (REM) – Rowcliffe-Methode	Nach Vorliegen von geschlechts- und gebietsspezifischen Laufstrecken pro 24 Stunden für absolute Dichten/Bestände bei allen Arten geeignet.	1-3 (-max.5)	mittel
Fang-Markierung-Wiederfang-Verfahren mit Frischkot-Genotypisierung	Für absolute Dichten/Bestände bei allen Arten geeignet. Aufgrund relativer hoher Kosten vorrangig als Referenz für Evaluierung anderer Verfahren bedeutsam.	1-3 (-max.5)	hoch

Es zeigt sich, dass zum jetzigen Zeitpunkt einige Methoden zur Verfügung stehen, mit denen absolute Dichten bzw. Bestandesgrößen hinreichend genau ermittelt werden können. Für den aktuellen Stand der Methodenentwicklung gilt dies vor allem für Fang-Markierung-Wiederfang-Verfahren mit Kot-Genotypisierung, distance sampling mittels terrestrischer Wärmebildzählung und Fang-Markierung-Wiederfang-Verfahren mit Beobachtungsdaten oder Fotofallenmonitoring. Mit der Weiterentwicklung, Anpassung und umfangreichem Einsatz ist damit zu rechnen, dass deren Kosten pro Hektar in der Zukunft weiter sinken dürften.

### 8.3 Ergebnisse

In den meisten Wald-NLPs werden die vorkommenden großen Pflanzenfresser als besondere Artengruppe betrachtet und oftmals auch für die Außendarstellung offensiv genutzt. Andererseits wird die Beeinflussung der Vegetation durch Schalenwild kritisch verfolgt und in vielen Fällen befürchtet man, dass wesentliche NLP-Ziele, wie beispielsweise eine Verjüngung der einheimischen Laubbaumarten, durch diese Faunengruppe gefährdet sein könnten. Angesichts dieser Ambivalenz und Relevanz, die Schalenwild in der Regel in einem waldgeprägten NLP beigemessen wird, sollte geklärt werden, welche Rolle im Rahmen der jeweiligen NLP-Pläne bzw. Monitoringverfahren die Erfassung von Schalenwild spielt. Ein eigener Fragenkomplex diene den dabei verfolgten Zielen, dem Artenfokus, den eingesetzten Methoden, dem Zeitrahmen/Umfang und dem Abgleich mit anderen Datenerhebungen.

#### 8.3.1 Verfolgte Zielsetzung

Nach den Angaben der befragten elf NLPVs soll das Schalenwildmonitoring überwiegend Hinweise zum Bestandestrend der dort vorkommenden Schalenwildarten liefern. Sieben NLPs interessieren sich für absolute Werte zu Bestandeshöhe und -dichte. Darüber hinaus zeigt sich bei vier von elf NLPs eher ein Interesse an Erkenntnissen zur Schalenwildwirkung und ihrer Kontrolle. Der NLP Harz fokussiert sich im Rahmen seines Schalenwildmonitorings explizit nur auf Schalenwildwirkungen. Zwei NLPs verfügen über keinerlei Schalenwildmonitoring (s. Abb. 8).

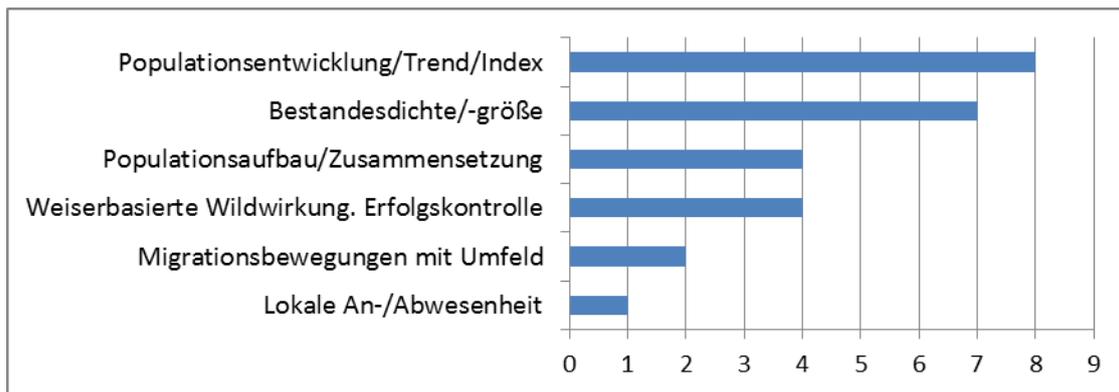


Abb. 8: Ziele des Schalenwildmonitorings in den elf untersuchten NLPs (Mehrfachnennungen möglich).

In den PAGs verstärkte sich der Eindruck, dass meist ein Monitoring der Schalenwildwirkung als Maßnahme zur Kontrolle von Schalenwildregulierungen im Vordergrund steht. Ein über die Umweltwirkung hinaus gehendes Interesse an der Erfassung bzw. Beobachtung der Populationen ist nach Aussage der NLP-Vertreterinnen und -Vertreter weniger vorhanden.

### 8.3.2 Artenauswahl

In zehn von elf NLPs fokussieren sich Erfassung und/oder Monitoring der Schalenwildarten auf den als waldökologisch besonders relevant angesehenen Rothirsch, der in allen NLPs vorkommt. Daten zum ebenfalls omnipräsenten Reh (Vorkommen in allen elf NLPs) und Wildschwein (Vorkommen in zehn NLPs) werden hingegen nur in sechs bzw. sieben NLPs erhoben (s. Abb. 9). Allerdings zeichnete sich in den PAGs ab, dass weitere NLPs Reh und Wildschwein genannt hätten, hätte man die bloße Dokumentation von Streckendaten bereits als Schalenwildmonitoring deklarieren können.

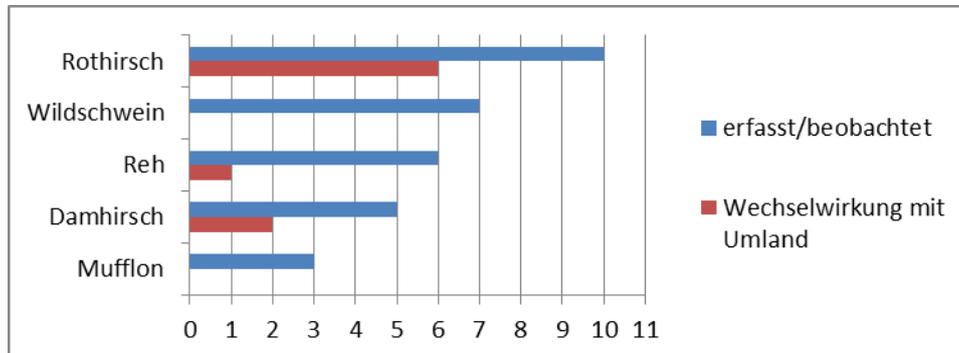


Abb. 9: Der Erfassung und dem Monitoring unterliegende Schalenwildarten und Erfassung bzw. Berücksichtigung von Wechselbeziehungen dieser mit außerhalb des NLPs liegenden Flächen.

### 8.3.3 Methodenspektrum

Insgesamt kommt ein breites Spektrum an Verfahren mit teils größeren Unterschieden zwischen den NLPs zur Anwendung. Eine zahlenmäßige Erfassung der erlegten Tiere (sog. Streckendokumentation) erfolgt in allen NLPs. In den meisten NLPs werden keine weiteren Erhebungen durchgeführt. Es werden aber auch mehrere Verfahren parallel eingesetzt. Verfahrensanwendungen, die zu einer tatsächlichen verlässlichen Einschätzung der Schalenwildichten führen, kommen meist nur kurzfristig, z. B. im Rahmen von Testverfahren oder Pilotstudien zum Einsatz, wie im NLP Kellerwald-Edersee oder NLP Jasmund (s. Abb. 10).

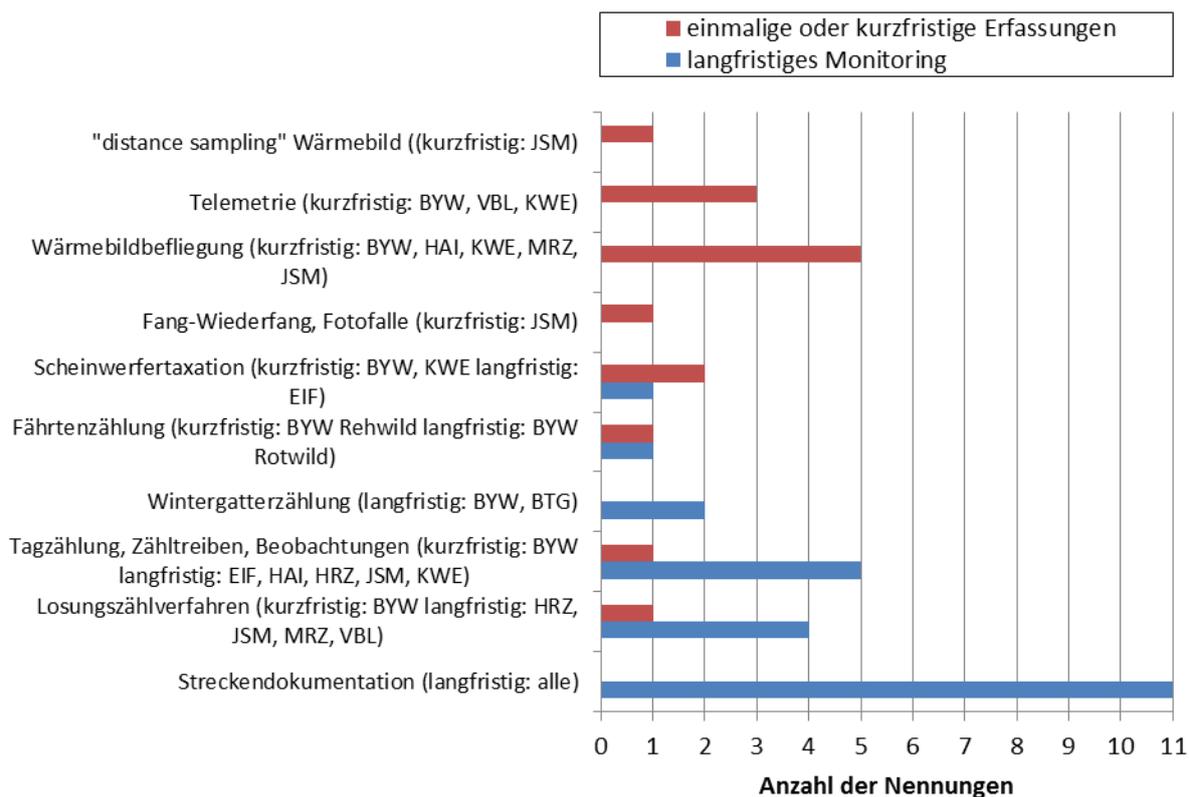


Abb. 10: Übersicht der für Erfassung oder Monitoring der Schalenwildarten eingesetzten Methoden inkl. Nennung der Kürzel der NLPs, in denen diese nach Angabe der NLPVs eingesetzt werden.

Es ist zudem bemerkenswert, dass, wie bei den Streckenerfassungen, weniger aussagekräftige Verfahren wie Kotzählungen, Zähltreiben und Beobachtungen über längere Zeiträume zum Einsatz kommen. Solche Verfahren sind in jedem Fall für die Dokumentation eines häufig genannten Ziels des Monitorings, nämlich der Erfassung von Bestandesdichten bzw. Bestandesgrößen, ungeeignet (SIMARD et al. 2013). Dies gilt insbesondere für die immerhin in vier NLPs (Bayerischer Wald, Harz, Jasmund und Vorpommersche Boddenlandschaft) als Monitoringtool angewandte Kotzählung. Sie gilt mittlerweile selbst als indirekter Populationsweiser (Trendaussage) für unzuverlässig, da die Kotfundraten von verschiedenen Umweltfaktoren (z. B. Winterwetter) zu stark beeinflusst werden können (VOTH und MEYER in Vorbereitung).

Abgesehen von den beiden bayerischen NLPVs, die über die Möglichkeit, Rothirsche in den Wintergattern zu erfassen, verfügen, ist einzig die NLPV Eifel an einer dauerhaften Zählung der Rothirsche durch Scheinwerfertextationen zusammen mit dem Umfeld beteiligt. Die Zählfläche im NLP Eifel umfasst nur einen Teil des NLPs. Zählbeginn und Zählflächenabgrenzung erfolgten bereits Jahre vor Gründung des NLPs Eifel. Eine erweiterte ganzflächige Erfassung im NLP scheitert zurzeit an den NLPV-internen Aufwendungen und am Personal. Dennoch sind die derzeitigen Taxationsergebnisse für den NLP Eifel hilfreich. Die im Süden des NLPs Eifel und vor allem in dessen Umfeld auf ca. 8.000 ha dokumentierte, steigende Populationsentwicklung wäre in der Streckenentwicklung nur bedingt ablesbar gewesen (SIMON et al. 2008, MAUERHOF 2014). Diese Zahlen werden nach Aussage der NLPV konstruktiv in Abstimmung mit der umliegenden Hegegemeinschaft und anderen staatlichen Stellen zur Abschlussplanerstellung eingesetzt. Allerdings waren im Rahmen der im F+E-Vorhaben

erfolgten Datenauswertungen insbesondere die Methodik, Hochrechnung bzw. Interpretation der Zählwerte (s. MAUERHOF 2014) nur bedingt nachvollziehbar. Diese bezogen sich zudem größtenteils auf Umfeldflächen und nicht auf den NLP Eifel. Hier wäre eine fachlich verbesserte Dokumentation und Herleitung der Wildbestandsdichten im NLP Eifel in Zukunft wünschenswert.

### 8.3.4 Bezugsfläche und Wechselwirkung mit dem Umland

Hinsichtlich der erfragten Bezugsfläche, in der die genannten Erfassungs- bzw. Monitoringmethoden zum Einsatz kommen, wurde fast immer die gesamte NLP-Fläche als Bezugsfläche genannt. Teilweise erfolgt nach Aussage der NLPVs ein Einsatz nur auf Teilflächen. Interessant ist, dass selten das Umland mit in die Erhebungen eingebunden wird (Ausnahme NLP Eifel). In der Regel erfolgt keine explizite Abgrenzung von Teilflächen der im NLP lebenden Schalenwildpopulationen, da man hier eine Abgrenzung für nicht sinnvoll bzw. nicht machbar erachtet. Lediglich bei den NLPs Sächsische Schweiz und Vorpommersche Bodendlandschaft erfolgt aufgrund begrenzter, teils inselartiger, Vorkommen des Mufflons eine Abgrenzung von Teilflächen.

Bezüglich der Fragen, über welche Zeiträume bzw. wann im Jahresverlauf die einzelnen Methoden angewandt werden, zeigt sich eine hohe Gebietspezifität. Eine zusammenfassende Auswertung erschien hier wenig sinnvoll. Die Berücksichtigung von Wechselwirkungen mit dem Umland im Rahmen des Monitorings könnte von besonderer Bedeutung sein, da in vielen Fällen das Schalenwildmanagement im NLP die Minderung von Schäden durch Schalenwild im Umland (mit)verfolgt (s. auch Kapitel 11). In der Tat bekunden zehn von elf NLPVs Wechselwirkungen mit dem Umland bei der Fokusart Rothirsch aufgrund der großräumigeren Lebensweise zu berücksichtigen (s. Tab. 4).

Tab. 4: Im Rahmen des Monitorings berücksichtigte Wechselbeziehungen nach Tierarten mit den außerhalb der NLPs liegenden Flächen.

NLP	Rothirsch	Damhirsch	Wildschwein	Mufflon	Reh
BYW	x				
BTG	x				
EIF	x		x	x	
HAI	x				
HRZ	x		x		x
JSM	x	x			
KWE	x	x	x	x	x
MRZ	x	x	x	x	x
SÄS	x		x		x
UOD	x	x	x		x
VBL	(x)	x	x		x

Dass die ebenfalls großräumig lebenden Wildschweine hier nur in sieben Fällen genannt wurden, dürfte teils am vorliegenden „Rothirschfokus“ in vielen NLPs liegen. Ansonsten wird nach Aussage vieler NLPVs in den PAGs beim Wildschwein auch ohne systematisches Monitoring die vom Umfeld empfundene bzw. beklagte Schadenslage für den internen Umgang mit dieser Tierart berücksichtigt. Ein systematisches bzw. standardisiertes Verfahren existiert hier jedoch nicht.

### 8.3.5 Zuständigkeiten, Aufwand und Finanzierung des Schalenwildmonitorings

Zehn NLPVs gaben an, für die Erfassung und/oder das Monitoring von Schalenwild eigenes Personal einzusetzen, fallweise ergänzt durch Forschungsarbeiten, z. B. durch Studierende, seltener wurden externe Expertinnen und Experten hinzugezogen. Lediglich im NLP Keller-

wald-Edersee sind nach Aussage der NLPV hiermit ausschließlich die Landesforschungseinrichtung oder externe Expertinnen und Experten betraut worden. Die Auswahl beteiligter Personen erfolge nahezu ausschließlich nach Kompetenz, oft auch nach Ortskenntnis.

Die Angaben zur Höhe des Aufwands hinsichtlich Zeit, Personal, Kosten für die Schalenwildfassung und das -monitoring pro Jahr waren sehr inhomogen, so dass eine gemeinsame Auswertung nicht sinnvoll erschien. Betrachtet man nur die NLPVs, die als Monitoringtool ein zielführendes Verfahren dauerhaft anwenden, das heißt die NLPVs Bayerischer Wald, Berchtesgaden und Eifel, ergeben sich moderate Werte von 24 bis 25 Stunden für Wintergatterzählungen in den NLPs Bayerischer Wald und Berchtesgaden und von 80 Stunden für Scheinwerferzählung im NLP Eifel. Einzig die Fährtenzählungen bzw. Losungszählverfahren im NLP Bayerischer Wald bzw. NLP Jasmund schlagen mit 700 bzw. 240 Stunden deutlicher zu Buche. Unter Berücksichtigung der Bezugsflächen steigen unter Annahme eines pauschalen Bruttostundensatzes von 30,00 € die Kosten für kein Zählverfahren über 1,00 €/ha. Die Kosten für Gatterzählungen liegen sogar unter 0,10 €/ha.

Für eine Sicherstellung einer langfristigen Durchführung des Monitorings wurde ausschließlich eine Finanzierung aus Landesmitteln genannt.

### **8.3.6 Weitergehende Nutzung der Monitoringdaten**

In Kapitel 8.3.1 wurde erwähnt, dass sich die Mehrheit der NLPVs von einem Schalenwildmonitoring vorrangig Einblicke in die Wirkmechanismen der vorkommenden Schalenwildarten auf die Vegetation erhoffen. Insofern ist es bemerkenswert, dass die Frage, ob ein Abgleich der Ergebnisse der Schalenwildfassungen mit dem Vegetationsmonitoring erfolgen würde, nur für drei von elf NLPs bejaht wurde (Harz, Jasmund und Sächsische Schweiz). Einige NLPVs, die hier mit „Nein“ antworteten, nannten immerhin „weiserbasierte Wildwirkungskontrollen“ als Ziel ihres Schalenwildmonitorings (s. auch Kapitel 10).

In allen elf NLPs wird auf eine jagdliche Beeinflussung der Schalenwildpopulationen nicht verzichtet (s. auch Kapitel 9). Trotzdem nutzen nur drei von elf NLPVs die damit verbundene Chance, die erlegten Tiere für weitere Fragestellungen (Körpermaße des erlegten Wildes, Reproduktionsstatus, Kondition) zu vermessen bzw. zu beproben oder Beobachtungen der Jagenden zu nutzen (NLPs Eifel, Hainich und Harz). Die NLPVs, die ein Schalenwildmonitoring durchführen, dokumentieren es bis auf eine Ausnahme auch. Diese Dokumentationen werden dann in der Regel mit den örtlichen Behörden oder Nachbarhegegemeinschaften kommuniziert.

## **8.4 Fazit und Empfehlungen**

Das Schalenwildmonitoring in den elf NLPs konzentriert sich in den meisten Fällen auf eine Dokumentation des Einflusses von Schalenwild auf die Vegetation. Hier steht besonders der Rothirsch im Fokus. Weniger Aufmerksamkeit wird in den meisten NLPs dem quasi omnipräsenten und ebenfalls verbissrelevanten Reh und dem Wildschwein geschenkt. Von Letzterem kann ein hohes Schadpotential für das teils landwirtschaftlich geprägte Umfeld der NLPs ausgehen. Eine intensivere, über die bloße Umweltwirkung hinausgehende Befassung mit der Ökologie der Großsäuger erscheint nach Aussagen der NLPVs angesichts knapper personeller und finanzieller Ressourcen kaum realisierbar zu sein.

Obwohl eine große Vielfalt an eingesetzten Methoden festgestellt werden konnte, kommen zielführende Verfahren zumeist nur kurzfristig, z. B. im Rahmen von Forschungsprojekten, zum Einsatz, wie im NLP Jasmund oder NLP Kellerwald-Edersee. Von diesen Schwerpunktuntersuchungen abgesehen, werden in der Regel vorrangig einfachere Erfassungen wie die numerische Dokumentation der erlegten Tiere oder Wintergatterzählungen angewandt. Al-

lerdings sind die dabei anfallenden Daten selbst zur bloßen Messung von Bestandstrends von Schalenwild nur eingeschränkt nutzbar.

Am Beispiel des NLPs Eifel konnte in Kapitel 8.3.3 gezeigt werden, dass man mit Schalenwilderfassungen hilfreiche Ergebnisse ermitteln kann, die für die oft emotionalen Diskussionen zum Management oder die Einbindung des Umfelds konstruktiv eingesetzt werden können. Wir empfehlen, insbesondere auch in den NLPs Harz, Hainich, Müritz, Unteres Odertal und Sächsische Schweiz, die langfristige Implementierung solcher Erfassungsverfahren anzugehen.

Im NLP Jasmund wird derzeit die Diskussion geführt, welche Konsequenzen aus den Schwerpunktuntersuchungen der letzten Jahre zu ziehen sind bzw. welche Standardmethode nun in ein langfristiges Monitoring übernommen wird (STIER et al. 2014b). Eine ähnliche Diskussion wäre im NLP Kellerwald-Edersee nach den dort durchgeführten umfangreichen Methodentests zu führen. Bei den von uns durchgeführten Befragungen konnten im NLP Kellerwald-Edersee dazu keine weiterführenden Angaben gemacht werden.

Festzustellen bleibt, dass ein oft genanntes Ziel eines Schalenwildmonitorings, nämlich Hinweise zur Bestandeshöhe und -verteilung des Schalenwildes zu liefern, in den wenigsten Fällen mit den bisher eingesetzten Methoden sinnvoll realisierbar ist. Trotz der in allen NLPs gesehenen Notwendigkeit der Tötung von Schalenwild werden die Beobachtungen der eingebundenen Jägerinnen und Jäger oder die erlegten Tiere selbst selten als weitere Informationsressource für ein Schalenwildmonitoring genutzt wie dies beispielsweise im NLP Harz erfolgt (s. auch Kapitel 9.2.8).

Der waldökologischen Bedeutung, die den Schalenwildarten in den NLPs im Allgemeinen beigemessen wird, steht somit durchweg ein geringer und/oder einseitiger Erhebungsaufwand gegenüber. Querverbindungen zum Vegetationsmonitoring sind eher die Ausnahme. Viele NLPs stehen damit im Widerspruch zum selbst gesetzten Anspruch, wonach die Effektivität des Schalenwildmanagements durch geeignete Kontrollen und Messverfahren zu belegen sei. Als ein wesentliches Ergebnis des F+E-Vorhabens wird empfohlen, in allen NLPs ein solides langfristiges Schalenwildmonitoring durchzuführen, das als entscheidende Grundlage und Erfolgskontrolle des gesamten Schalenwildmanagements Verwendung findet.

Es ist wichtig festzuhalten, dass reine Schalenwildwirkungsmessungen (Verbisserhebungen, Weisergatter, etc. s. Kapitel 10) in den meisten Fällen für das Schalenwildmanagement unzureichend sind, da sie lediglich Handlungsbedarf aufzeigen können. Eine Kalibrierung der Eingriffsstärke (z. B. der Höhe des Abschussplans), nach der tatsächlichen Abundanz der Schalenwildarten gewichtet, ermöglichen sie nicht. Dazu sind solide Bestandserfassungen notwendig. Diese sollten im Abstand von drei oder fünf Jahren wiederholt werden. Praktikable Verfahren stehen hierfür mittlerweile zur Verfügung. Dazu zählen die nächtliche Scheinwerferzählung, terrestrische Wärmebilderfassungen oder der systematische Einsatz von Fotofallen (vgl. Kapitel 8.1). Die Kosten bewegen sich bei schätzungsweise 0,50 € bis 2,00 € pro Hektar und Zensus. Bei einigen Methoden können eigenes Personal oder auch Jagende aus dem Umland eingebunden werden. Die Ergebnisse dienen ebenfalls als fundierte Diskussionsgrundlage mit dem Umfeld zu Fragen des Schalenwildmanagements im NLP.

Trotz des nachvollziehbaren Wunsches vieler NLPs nach konkreteren, auf sie zugeschnittenen Verfahrensvorschlägen, waren solche individuellen Lösungen im Rahmen dieses F+E-Vorhabens nicht möglich. Hierfür sind vertiefende Einzelfallgutachten erforderlich. Aus unserer Erfahrung spielen in solchen Machbarkeitsstudien oftmals folgende Gesichtspunkte eine zentrale Rolle, deren Aufbereitung hilfreich wäre:

1. Streckenstatistik der letzten fünf Jahre für alle Schalenwildarten inkl. grober Darstellung der Erlegungshotspots.

Diese Informationen geben einen ersten groben Eindruck denkbarer Minima und Maxima der vorliegenden Bestandesdichten und ihrer Variabilität. Dies kann für Aufwandskalkulationen bzw. Kostenschätzungen relevant sein. Bestimmte Methoden sind hinsichtlich Aufwand und Kosten in Relation zur Dichte eher unsensibel (z. B. Infraroterfassungen, Befliegungen, Scheinwerferzählungen). Bei anderen Methoden steigen der Aufwand und insbesondere der Kostenrahmen mit der Dichte (z. B. Fang-Wiederfangverfahren wie Losungsgenotypisierung, Markierungen oder Fotofallen).

2. Wildökologische Habitatkarten, insbesondere Darstellung von potentiellen Äsungs- und Deckungsbereichen. Besonders bedeutsam können Freiflächen (Wildwiesen, Sturmwurfflächen, etc.), aber auch vertikale und horizontale Blickbarrieren wie Nadelholzbestände sein.

Diese Informationen helfen Gutachterinnen und Gutachtern ebenfalls bei Aufwandskalkulationen bzw. Kostenschätzungen. Für bestimmte Methoden wie die Scheinwerferzählung können Verteilung und Anteile einsichtiger Bereiche entscheidend sein. Sie geben auch Hinweise auf die Verteilung von möglichen Konzentrationspunkten. Informationen, die wiederum für die Planung von Fangaktionen oder die Verteilung von Fotofallen hilfreich sein können.

3. Wegedichte und -befahrbarkeit (wenn möglich Störungspotentiale von Wegen, touristischen Hotspots).

Das Ausmaß der Befahrbarkeit ist für Anwendungen, die vom Auto aus durchgeführt werden, wie Scheinwerferzählungen oder terrestrische Infraroterfassungen, essentiell. Störungsverteilungen schränken zumindest die Aufenthaltsräume über die Tagesphase ein.

4. Reliefenergie (Geländemodell) inklusive Abschätzung der Zugänglichkeit oder Begehbarkeit.

Für Anwendungen, bei denen das Gelände abgelaufen werden muss, wie Zähltreiben, Losungssammlungen bzw. -genotypisierung oder Fotofallenmonitoring.

5. Auswertung bereits durchgeführter wildökologischer Studien, seien es telemetrische Untersuchungen, Beobachtungsprotokolle oder Streckenanalysen.

In vielen NLPs wurden zu verschiedenen Aspekten bereits interessante Initiativen gestartet oder komplette Studien durchgeführt. Diese wurden dann aber nicht weiter ausgewertet. Eine möglichst gute Aufbereitung solcher Arbeiten optimiert die Vorplanung von Monitoringprogrammen.

Oft besteht Skepsis gegenüber der Anwendbarkeit bestimmter Methoden im eigenen NLP. Es zeigt sich jedoch, dass viele Methoden gegenüber lokalen Gebietsverhältnissen robuster sind als angenommen. In vielen Fällen ist ein Erkenntnisgewinn garantiert.

## 9 Schalenwildregulierung und deren Monitoring

Autoren: Johannes Lang, Mark Nitze

### 9.1 Einführung

Die Frage des Schalenwildmanagements ist für alle NLPs eine zentrale Herausforderung und ein nicht unerhebliches Problemfeld (EUROPARC DEUTSCHLAND 2011), wurde jedoch bei der Entwicklung eines Evaluierungsverfahrens zur Überprüfung der Managementeffektivität deutscher NLPs nicht oder nur ungenügend berücksichtigt (EUROPARC DEUTSCHLAND 2008). Die notwendigen Maßnahmen des Schalenwildmanagements sollen auf ein Minimum reduziert bzw. schnellstmöglich eingestellt und, solange sie nötig sind, so effizient und störungsarm wie möglich durchgeführt werden. Daher besteht die Notwendigkeit, zukunftsfähige Konzepte und Instrumente für ein effizientes, an den Erfordernissen eines NLP ausgerichtetes Schalenwildmanagement zu entwickeln. Notwendigkeit, Effektivität, Machbarkeit und Dauer regulativer Eingriffe sollten dabei nach einheitlichen und vergleichbaren Kriterien gemessen und bewertet werden können. Bisher gibt es die notwendigen einheitlichen Standards aber weder bei der Festlegung und Definition von Toleranzschwellen in der Vegetation noch bei der Begründung und Vorgehensweise von Eingriffen in die Schalenwildpopulation. Stattdessen kommen PFANNENSTIEL und STUBBE (2012) zu dem Schluss, dass die Einstellung der jeweiligen NLP-Leitung zu dieser Frage hier bislang ein wichtiger Faktor zu sein scheint.

Alle NLPVs bemühen sich, die verwendeten Methoden zur Schalenwildregulierung zu optimieren (s. u. a. LANG und SIMON 2009). Ein Vergleich dieser Bemühungen zwischen den NLPs sowie eine Bewertung der dabei erzielten Erfolge fanden bisher nicht statt (Ausnahme s. GÜNTHER und HEURICH 2013). EUROPARC DEUTSCHLAND (2012) fordert in seinem Positionspapier zur Schalenwildregulierung in deutschen NLPs, dass sich ein Eingriff in Schalen-

Was ist eigentlich „Schalenwildregulierung“? Reguliert werden können Wildtierdichte, -verteilung und -verhalten.

Formulierungen ähnlich einer NLP-Jagdverordnung:

Jagdausübung dient der Wildbestandsregulierung und ist begrenzt auf Eingriffe in Wildbestände, die

1. durch Verbiss das Ankommen und den Aufwuchs natürlicher Verjüngung in den Wäldern des NLPs beeinträchtigen,
2. Beeinträchtigungen außerhalb des NLPs (auch Krankheiten) und auf landwirtschaftlichen Nutzflächen verursachen können,

soweit eine Bestandsregulierung durch jagdliche Maßnahmen realisierbar ist und Eingriffe innerhalb des NLPs erfordert.

Besuchern soll es ermöglicht werden, wild lebende Tiere in ihren natürlichen Lebensräumen mit ihren artspezifischen Raum- und Zeit-Verhaltensmustern zu beobachten.

Die Jagd ist auf diese Zielrichtung abzustellen und so effektiv und störungsarm wie möglich durchzuführen.

wildpopulationen in NLPs streng am jeweiligen Schutzzweck orientiert und dass sich diese Art des Vorgehens so grundlegend vom herkömmlichen Jagdwesen unterscheiden muss, dass man in NLPs nicht von Jagd, sondern von Schalenwildregulierung sprechen muss. Die Regulierung kann grundsätzlich mit ganz unterschiedlichen Methoden erfolgen. Jagd, als eine Art der nachhaltigen Nutzung natürlicher Ressourcen, wie Forst- oder Landwirtschaft, ist mit der Idee eines NLPs nicht zu vereinbaren.

Wichtig ist, dass die Ziele der Regulierung exakt definiert werden, denn erst danach können Methoden abgeleitet und Erfolge gemessen werden.

In anderen Regionen der Welt kommen auch gänzlich andere Verfahren der Wildtierreduktion zum Einsatz, regional ist eine Unterscheidung zwischen „Hunting“ und „Culling“ seit vielen Jahren üblich. In NLPs des südlichen Afrikas ist beispielsweise „Hunting“ in NLPs nicht erlaubt. „Culling“ dagegen ist definiert als eine extrem kurzzeitige, schnelle

und radikale Reduktion eines Wildtierbestandes (zu den Effekten vgl. AARDE et al. 1999). Während solche massiven kurzfristigen Eingriffe in Wildtierpopulationen aus Gesichtspunkten des Tierschutzes und der NLP-Zielsetzung bisweilen positiv bewertet werden, ist ihre Akzeptanz in weiten Teilen der Bevölkerung gering (OWEN-SMITH et al. 2006). Mangelnde gesellschaftliche Akzeptanz angesichts großer Mengen verhungertes Rothirsche, Heckrinder und Konik-Pferde führte im niederländischen Schutzgebiet Oostvaardersplassen nach intensivem gesellschaftlichen und wissenschaftlichen Disput zu einer Politik des „Reactive culling“. Hierbei werden in einem unüberwindbar gezäunten, vergleichsweise kleinen Gebiet lebende und nicht gefütterte Tiere, die sich in einer sehr schlechten Kondition befinden, getötet. Diese Art des Eingriffs in die Population zieht sich über das gesamte Jahr hin und soll die Jagdweise von Prädatoren simulieren (ICMO 2006).

Für die Diskussion über das Schalenwildmanagement in NLPs sind Begriffe zu finden und zu definieren, die die Art und Weise der Schalenwildregulierung eindeutig beschreiben. Eine einheitliche Sprachregelung existiert derzeit noch nicht. Auf die Frage nach ihrem persönlichen Verständnis von einem „nationalparkgerechten Schalenwildmanagement“ haben die NLPVs im Rahmen der Auftaktveranstaltung zu diesem Projekt folgende Antworten gegeben:

NLP Bayerischer Wald: Schutzzielorientierung, effektiv und effizient, wissenschaftliches Monitoring begleitend, „so wenig wie möglich, so viel wie nötig“.

NLP Eifel: Schalenwildmanagement ermöglicht Erhalt der Verjüngung der Waldbiotope in Gänze, mit allen Begleitbaumarten.

NLP Hainich: Schalenwildmanagement im NLP soll sich streng am Schutzziel ausrichten und daraufhin kontinuierlich kritisch überprüft werden. Eingriffe und damit Störungen durch Schalenwildmanagement sollen auf das absolut notwendige Maß begrenzt werden. Ziel des Schalenwildmanagements im NLP ist es, einen Zustand des Ökosystems zu erreichen, ab dem das Schalenwildmanagement eingestellt werden kann.

NLP Harz: möglichst effektiv zum Erreichen der Ziele, naturnähere Abläufe erreichen, Störungsminimierung der Jagdmethoden nachrangig.

NLPs Jasmund und Vorpommersche Boddenlandschaft: Schutzzielorientierung, naturschutzrechtlich anerkannt, nachvollziehbar.

NLP Kellerwald-Edersee: Schutzzielorientierung, effektiv und effizient, wissenschaftliches Monitoring begleitend, „so wenig wie möglich, so viel wie nötig“.

NLP Müritz: Orientierung streng am Schutzziel, naturnahe Waldentwicklung, nimmt Rücksicht auf NLP-Besucher, verzichtet auf hegerische Bewirtschaftungskriterien, wildbiologisch korrekt, nach Möglichkeit zunehmender, jagdlicher Rückzug aus der Fläche. „NLP-gerechtes Schalenwildmanagement stellt sich selbst ständig in Frage.“

NLP Sächsische Schweiz: beschränkt sich auf Regulierung der Arten, die dem Schutzziel entgegenwirken, bedient sich jagdlicher Methoden.

NLP Unteres Odertal: ganz strikte Schutzzielorientierung, Anforderung an den Hochwasserschutz, Störungsminimierung und Effizienz, wenn überhaupt Jagd stattfindet, Reduzierung auf Arten, deren Regulierung zum Erreichen des Schutzzieles notwendig ist, Regulierung zwingend mit einem Monitoring verbinden.

Folgende Begriffe werden außerdem in diesem Zusammenhang verwendet (vgl. u. a. EUROPARC DEUTSCHLAND 2012):

## Weidgerechtigkeit

Die Weidgerechtigkeit ist ein sogenannter „unbestimmter Rechtsbegriff“, ist also nicht formal rechtlich definiert. Die Weidgerechtigkeit umfasst als Sammelbegriff alle geschriebenen und ungeschriebenen Regeln, die das Beherrschen des jagdlichen Handwerks und die ethische Einstellung der Jagenden zum Mitmenschen und zum Tier betreffen. Sie sind aus Sicht der Jagd stets von einer hohen Achtung gegenüber dem Schalenwild als auch gegenüber anderen Jagenden gekennzeichnet. Als unbestimmter Rechtsbegriff ist Weidgerechtigkeit für die Beschreibung der Schalenwildbestandsregulierung in NLPs zu unkonkret (nicht operationalisierbar) und sollte daher nicht verwendet werden (s. auch SCHRAML 2000).

## Tierschutzgerechtigkeit

Was dem Tierschutz entspricht, ist in den Tierschutzgesetzen geregelt und daher weitgehend definiert. Das Tierschutzgesetz stellt einen wichtigen Rahmen für die Schalenwildregulierung in NLPs dar. Jede aktive, durch den Menschen ausgeübte Schalenwildregulierung muss tierschutzgerecht sein. In der Praxis ergeben sich jedoch immer wieder Fragen. So wird der Abschuss von Muttertieren, die zu den Bewegungsjagden im Herbst noch Jungtiere führen, je nach Wildart und Auffassung vor Ort unterschiedlich bewertet (s. Kasten).

### Muttertierschutz auf Bewegungsjagden

Bewegungsjagden, verbunden mit dem Einsatz von Stöberhunden, gehören nicht nur in den meisten deutschen NLPs zu den wichtigsten Methoden für der Schalenwildregulierung. Die Frage des Muttertierschutzes auf solchen Jagden wird jedoch seit langem diskutiert, ohne dass es in der Praxis bisher eine einheitliche Linie gibt (SIMON und LANG 2005, PETRAK 2009). Besonders kritisch wird die Freigabe von Muttertieren beim Rothirsch gesehen. Der Abschuss eines führenden Alttiers ist tierschutzrelevant und stellt in der Regel einen Straftatbestand nach § 22 Abs. 4 BfGG dar. Befürworter einer Freigabe von (einzeln ziehenden) Alttieren auf Bewegungsjagden sehen hierin die wirksamste Möglichkeit, Wildbestände durch gezielte Eingriffe in die Reproduktionsträger reduzieren zu können. Gegner fordern eine restriktive Freigabe, da sie befürchten, dass führende Alttiere bei Bewegungsjagden von ihrem Kalb getrennt werden und im Verlauf der Jagd als vermeintlich nicht führendes Alttier erlegt werden.

Die Beobachtungshäufigkeit von Alttieren, die zusammen mit ihren Kälbern angetroffen werden, verändert sich im Laufe des Jahres. Nach den Beobachtungen von BONENFANT et al. (2005) werden im Oktober und November im Mittel zwei bis drei von zehn führenden Alttieren unter stressfreien Bedingungen ohne Kalb angetroffen. Ob sich diese Zahlen auf die Situation einer Bewegungsjagd übertragen lassen ist unklar und hängt von verschiedenen Faktoren wie der Organisation des Treibens, der Art der Beunruhigung, den stöbernden Hunden und vor allem auch von den Erfahrungen des Alttieres und den Kräften des Kalbes ab. Große, lärmende Treibergruppen oder stumm jagende, schnelle Hunde führen nach unseren Erfahrungen mit höherer Wahrscheinlichkeit zur Trennung von Mutterfamilien als ruhig durch die Bestände gehende „Beunruhiger“ und langsam jagende, spurlaute Hunde.

Werden Alttiere zum Abschuss freigegeben (einzeln ziehend oder nach Abschuss es dazugehörenden Kalbs), ist das zentrale Aufbrechen die notwendige Konsequenz, um zuverlässige Daten zum Status der erlegten Alttiere zu erhalten. Der Zustand des Gesäuges ist ein einfach und schnell zu erhebender Parameter, der verrät, ob das betreffende Alttier am Tag der Erlegung ein Kalb geführt hat. Nach eigenen vorläufigen Ergebnissen an mehr als 270 auf Bewegungsjagden erlegten Alttieren trifft dies auf über 75 % aller bei Bewegungsjagden erlegten Alttiere zu. Nur bei etwa einem Viertel dieser Tiere wurde das zugehörige Kalb erkennbar mit erlegt. Die Freigabe von Alttieren auf Bewegungsjagden kann daher tierschutzrelevante Situationen erzeugen und sollte in einem NLP immer durch ein entsprechendes Monitoring begleitet werden.

## Nationalparkkonformität

Welche Handlungen den NLP-Zielen entsprechen ist nicht allgemein definierbar, da sich die NLPs unterscheiden und verschiedene Ziele mit ihrer Schalenwildbestandsregulierung verfolgen. Selbst ein weiter Rahmen eignet sich an dieser Stelle kaum, was ein Beispiel verdeutlichen soll. Folgt man den von der IUCN geforderten 75 % unregulierter Fläche, wäre eine Schalenwildregulierung nationalparkkonform, wenn sie auf bis zu 25 % der Fläche durchgeführt wird. Diese Argumentation trifft jedoch nicht auf alle NLPs zu, da es „Entwicklungsnationalparke“ gibt, die eine begrenzte Zeit lang Eingriffe auf einer größeren Fläche gestatten.

## Störungsarmut

Die Durchführung der Schalenwildregulierung soll möglichst störungsarm ablaufen (EURO-PARC DEUTSCHLAND 2012). Unklar ist jedoch, wer oder was durch die Schalenwildregulierung in NLPs möglichst wenig gestört werden soll. Denkbar sind dabei verschiedene Adressaten: Besucher sollen in ihrem Naturerlebnis nicht beeinträchtigt werden; Wild soll in möglichst großer Zahl in möglichst kurzer Zeit reguliert werden; oder nicht zu regulierende Wildtiere sollen während der Regulierungsphase möglichst nicht beeinträchtigt werden. Je nachdem kann ein und dieselbe Maßnahme in einem Fall störungsarm und im nächsten sehr störungsintensiv sein. Gute Beispiele dafür lieferte z. B. BÜTTNER (1989, 2000) bei seinen Beobachtungen zum Sicherverhalten von Rehen vor und nach Bewegungsjagen.

## Effektivität

Effektivität ist ein Maß für Wirksamkeit, welches unabhängig vom Aufwand das Verhältnis von erreichtem Zustand zu definiertem Ziel beschreibt. Wildbestände effektiv zu regulieren bedeutet daher, sie so zu verändern, dass ein angestrebtes Ziel erreicht wird. Damit Schalenwildregulierung in NLPs effektiv sein kann, muss ein Ziel (oder mehrere) der Regulierung definiert werden. Ein Abschuss-Soll ist dabei als Ziel eher ungeeignet, da es keinen Zielzustand der Population beschreibt. Je eindeutiger diese Definition ausfällt, desto leichter wird es, das Maß der Zielerreichung zu messen. Eine effektive (zielgerichtete) Schalenwildregulierung muss zunächst eines oder mehrere Ziele haben. Der jeweilige Grad der Zielerreichung wird durch das Monitoring überprüft. Außerdem bestimmen die Ziele die Methoden der Schalenwildregulierung, die wiederum durch ein Monitoring begleitet wird (s. Abb. 11)



Abb. 11: Modell einer effektiven Schalenwildregulierung.

## Effizienz

Effizienz ist ein Maß für Wirtschaftlichkeit. Effiziente Schalenwildregulierung bedeutet, dass die Regulierung so gestaltet wird, dass erzieltes Ergebnis und eingesetzte Mittel in einem optimalen Kosten-Nutzen-Verhältnis stehen und der Nutzen dabei größer ist als die Kosten. Der Begriff Kosten ist dabei nicht nur monetär zu verstehen, sondern bezieht sich auf alle negativen Konsequenzen der Regulierung. Beispielsweise kann eine effiziente Regulierung von Rothirschen im Wintergatter zwar geringe Kosten in Bezug auf den Jagdaufwand bedeuten, aber gleichzeitig negative Auswirkungen auf die Akzeptanz der Schalenwildregulierung durch die Öffentlichkeit haben. Als Maß für die Effizienz einer Regulierungsmethode kann zum Beispiel das Verhältnis zwischen gesehenen und erlegten Tieren oder aber der Aufwand pro erlegtem Tier verwendet werden (DOLLINGER 2000, REIMOSER et al. 2000, REINECKE 2003, LANG et al. 2010).

### Zielformulierung nach eindeutigen Kriterien

#### Beispiele für die Schalenwildregulierung in NLPs

Für die eindeutige Formulierung von Zielen bietet sich die folgende aus dem Projektmanagement bekannte und bewährte Vorgehensweise an. Dabei gilt es, die formulierten Ziele nach fünf Kriterien zu überprüfen, die mit **SMART** abgekürzt werden.

**Spezifisch:** Ziele müssen eindeutig definiert und damit operational sein (nicht vage, sondern so präzise wie möglich).

Beispiel (EUROPARC DEUTSCHLAND 2012): Das Ziel „die Regulierung [...] zeitlich und räumlich *so stark wie möglich* zu beschränken“ ist eine vage Zielformulierung, die durch eindeutige Vorgaben ersetzt werden sollte.

**Messbar:** Ziele müssen messbar sein (Messbarkeitskriterien).

Beispiel (EUROPARC DEUTSCHLAND 2012): Die „Kontrolle *überhöhter* Schalenwildbestände“ oder die „Vermeidung *nicht vertretbarer* negativer Auswirkungen auf die angrenzende Kulturlandschaft“ lässt sich nicht messen. Alternativ könnten bestimmte Schalenwildichten oder Schadenssummen als Messbarkeitskriterien eingesetzt werden.

**Akzeptiert:** Ziele müssen von den Empfängern akzeptiert werden bzw. sein (auch: angemessen, attraktiv, abgestimmt, ausführbar).

Beispiel (GÜNTHER 2011): Der Kommunikationsprozess rund um den zukünftigen Umgang mit dem Rothirsch im Bayerischen Wald (u. a. geplante Auflösung der Wintergatter im NLP) sollte eine Abstimmung und Akzeptanz der vom NLP angedachten Ziele im Umfeld erreichen und ist beispielhaft in der Vorgehensweise (partizipativer, umfassender Prozess), aber nicht im Ergebnis (keine Akzeptanz, Scheitern des Vorhabens). Die Wintergatter im NLP wurden beibehalten. Im Gegensatz dazu steht der im Umfeld größtenteils nicht akzeptierte Gatterabbau im NLP Kellerwald-Edersee (als ehemaliges Wildschutzgebiet waren große Flächen des heutigen NLPs von einem Gatter zur Vermeidung umliegender Wildschäden umgeben). Das Gatter wurde dennoch abgebaut

**Realistisch:** Ziele sollten umsetzbar sein.

Dieses Kriterium hängt eng mit dem vorherigen Punkt zusammen: Realistische Ziele werden leichter akzeptiert und motivieren deutlich stärker, als solche, die bereits im Vorfeld als unrealistisch angesehen werden.

**Terminiert:** zu jedem Ziel gehört eine klare Terminvorgabe, bis wann das Ziel erreicht sein muss.

Beispiel: Der Zeitrahmen für Entwicklungsnationalparke, nach dem nach 30 Jahren auf 75 % der Fläche kein Management mehr erfolgen soll, ist ein positives Beispiel für ein terminiertes Ziel.

## 9.2 Ergebnisse

### 9.2.1 Vorkommende und regulierte Schalenwildarten

Die Artenausstattung in den einzelnen NLPs bezüglich der wildlebenden Schalenwildarten ist unterschiedlich. In allen NLPs kommen Rothirsche und Rehe vor. Der einzige NLP ohne Wildschweinvorkommen ist Berchtesgaden. Nur dort kommen hingegen Steinböcke vor, die aber nicht reguliert werden. Ansonsten unterliegt nur das Reh in den NLPs Bayerischer Wald, Hainich und Unteres Odertal nicht der Schalenwildregulierung. In den übrigen NLPs werden alle vorkommenden Schalenwildarten mehr oder weniger intensiv reguliert (s. Tab. 5).

Tab. 5: In den untersuchten NLPs vorkommende, regulierte und nicht regulierte Schalenwildarten

NLP	Schalenwildarten												
	Vorkommende						Regulierte						Nicht regulierte
BYW													
BTG													
EIF													
HAI													
HRZ													
JSM													
KWE													
MRZ													
SÄS													
UOD													
VBL													

### 9.2.2 Ziele mit Bezug zur Schalenwildregulierung

Die NLPs haben in der hier durchgeführten Befragung sehr unterschiedliche Zielsetzungen mit Bezug zum Thema Schalenwildmanagement formuliert. Dennoch zeichnen sich einige Schwerpunkte ab, wie die folgende Auflistung mit der Angabe der Häufigkeit der Nennungen zeigt:

- Naturnahe Waldbestände und natürliche Verjüngung (10)

- Abwehr von Schäden im Umfeld (6)
- Erhalt der Biodiversität (5)
- Schalenwilderleben und Sichtbarkeit von Schalenwild (4), in zwei Fällen hingegen als nachgeordnet genannt, darf dort die Schalenwildregulierung nicht beeinträchtigen
- Naturdynamikschutz (3)
- Erhalt heimischer Schalenwildarten (2)
- Weitere Ziele mit jeweils einer Nennung: Forschung; Förderung von Maßnahmen zur Verringerung des Managementaufwands; Hochwasserschutz; Öffentlichkeitsarbeit und Erhöhung der NLP-Akzeptanz; Küstenvogelschutz; Regionalentwicklung, Störungsarmut; Tourismus und Bildungsarbeit; Verbissbelastung als Kriterium für die Ausrichtung des Schalenwildmanagements

Tatsächlich sind die Ziele der einzelnen NLPs bei der Schalenwildregulierung oft unklar formuliert (s. obiger Kasten in Kapitel 9.1 „Zielformulierung nach eindeutigen Kriterien“). Bei der Befragung der NLPVs zu deren aktueller Praxis wurde versucht, die Prioritäten bei der Schalenwildregulierung einzuschätzen. Dazu sollten die NLPVs, die Begriffe *Zielerreichung*, *Störungsarmut*, *Effizienz* und *Tierschutz* im Zusammenhang mit der Schalenwildregulierung priorisieren.

In der Auswertung der Antworten wurde deutlich, dass sich der *Tierschutz* als unbedingt einzuhaltender Rahmen (gesetzlicher Auftrag) nicht für eine Prioritätenliste eignet und entsprechend von den NLPVs jeweils hoch eingestuft wurde. Die Effizienz landete bis auf zwei Fälle an dritter Stelle. Interessant war die Einordnung der Begriffe *Zielerreichung* und *Störungsarmut*. Beide Begriffe scheinen als Gegensatz wahrgenommen zu werden und lassen eine Einordnung der NLPVs in zwei Gruppen zu. In einer Gruppe hatte die Zielerreichung die erste bzw. zweite Priorität (wenn der Tierschutz entsprechend auf erster Stelle stand). Die *Störungsarmut* stand bei diesen NLPs bis auf eine Ausnahme an letzter Stelle. Die zweite Gruppe besteht aus NLPVs, die der Störungsarmut eine höhere Priorität einräumten als der Zielerreichung (s. Tab. 6). Einzelne NLPVs haben in der Überarbeitungsphase ihre ursprünglichen Angaben überarbeitet, was zeigt, wie schwierig sich die klare Formulierung von Zielen gestalten kann.

Tab. 6: Prioritäten von Begriffen im Zusammenhang mit der Schalenwildregulierung in deutschen NLPs. (Die fett gedruckten NLPs haben besonders hohe Schalenwildichten, s. Abb. 12).

NLP	1. oder 2. Priorität	3. oder 4. Priorität
BTG	Zielerreichung	Störungsarmut
<b>EIF</b>	Zielerreichung	Störungsarmut
HRZ	Zielerreichung	Störungsarmut
KWE	Zielerreichung	Störungsarmut
SÄS	Zielerreichung	Störungsarmut
UOD	Störungsarmut	Zielerreichung
HAI	Störungsarmut	Zielerreichung
<b>MRZ</b>	Störungsarmut	Zielerreichung
<b>JSM</b>	Störungsarmut	Zielerreichung
<b>VBL</b>	Störungsarmut	Zielerreichung
BYW	Frage blieb unbeantwortet	

Möglicherweise zeigen diese Gruppen auch, dass es zwei unterschiedliche Herangehensweisen an die Schalenwildregulierung gibt. Eine Gruppe geht eher gelassen mit Schalenwild

im NLP um und ordnet die Schalenwildregulierung anderen Zielen, wie dem Naturdynamikschutz oder dem Schalenwilderlebnis, unter. Interessanterweise sind das nicht zwingend die NLPVs, die bei der Schalenwildregulierung einen eher geringen Aufwand (wegen geringer absoluter und relativer Jagdstrecken) haben. In dieser Gruppe findet sich z. B. der NLP Mürzitz, der die höchste absolute und die zweithöchste relative Jagdstrecke aufbringt.

Auch die Bedeutung der einzelnen Arten im Rahmen der Regulierungsmaßnahmen wird bei Betrachtung der Jagdstrecken deutlich. Demnach spielt der in allen NLPs vorkommende Rothirsch zahlenmäßig vor allem in den NLPs Eifel, Harz und Vorpommerscher Boddenlandschaft eine größere Rolle. Damhirsche sind anteils- und zahlenmäßig vor allem in den NLPs Jasmund, Mürzitz und Vorpommersche Boddenlandschaft in der Jagdstrecke von Bedeutung. Die Anteile von Wildschweinen und Rehen an der jeweiligen Strecke sind je nach NLP sehr unterschiedlich und spiegeln vor allem die naturräumlichen Gegebenheiten (Gebirge, Mittelgebirge, Tiefland, Laubwald, Nadelwald, usw.) wider. Zum Teil werden dabei sehr hohe Jagdstrecken erzielt (bis zu über sechs Stück Schalenwild pro 100 ha und Jahr) (s. Abb. 12).

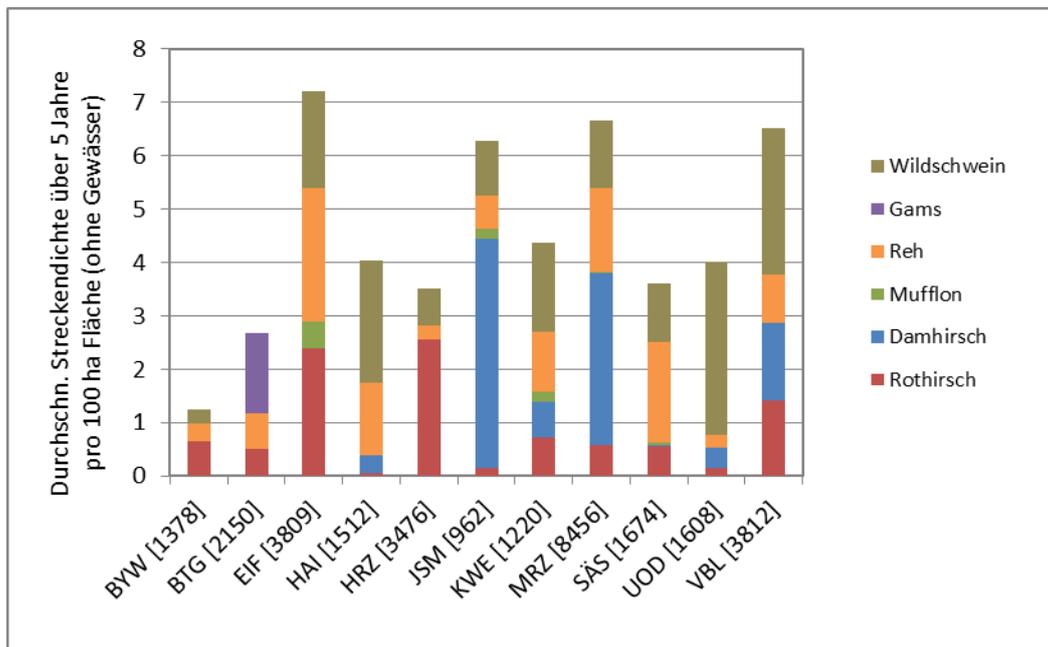


Abb. 12: Durchschnittliche jährliche Streckendichte an Schalenwild. (Pro 100 ha Fläche ohne Gewässer) auf Basis der fünf aktuellen Jahresstrecken in NLPs (Zahlenwert in eckigen Klammern: absolute Gesamtstrecke über fünf Jahre).

Die Aufwendungen zur Schalenwildregulierung sind in den NLPs hoch, unterscheiden sich jedoch aufgrund der Wildtierartenkombination und der Streckenhöhe teils erheblich. Die Diskussionen während der NLP-Bereisungen zeigten, dass die Wahrnehmung der Wichtigkeit des Themas in den NLPs und in der Öffentlichkeit zum Teil nicht unbedingt diesen Relationen entspricht. So wird in manchen NLPs mit relativ geringen Schalenwildabschüssen dem Thema eine höhere Bedeutung zugemessen als in manchen NLPs mit sehr hohen Abschüssen.

### 9.2.3 Methoden zur Regulierung von Schalenwild

Die Methoden, mit denen in den NLPs die teils sehr hohen Jagdstrecken (Abb. 12) erzielt werden, sind weitgehend vergleichbar mit denen in Forstbetrieben. Wenn überhaupt, ist als Unterschied die stärkere Betonung von Bewegungsjagden erkennbar. In nur einem NLP wird der Abschuss von Rothirschen in Wintergattern und von Wildschweinen in Saufängen durch-

geführt, welcher in der jagdlichen Praxis auch außerhalb der NLPs nur selten angewandt wird. Die Anwendung anderer jagdlicher Methoden wurde nicht genannt (s. Abb. 13).

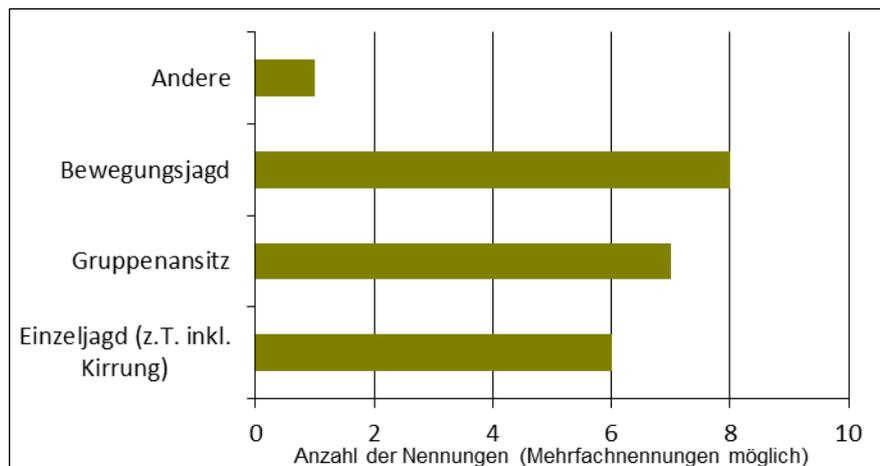


Abb. 13: Eingesetzte Jagdmethoden zur Schalenwildregulierung.

Bisher existieren nur wenige Versuche, Effektivität und Effizienz verschiedener Methoden zur Schalenwildregulierung miteinander zu vergleichen. Ein solcher Vergleich wird immer schwierig sein, da dieselbe Methode unter verschiedenen Bedingungen zu unterschiedlichen Ergebnissen kommen wird. Zum Beispiel hängt der Erfolg einer Ansitzjagd unter anderem ab von der Jahreszeit (Aktivität der Tierart, Sichtbarkeit aufgrund von Vegetationsentwicklung), dem Können und der Motivation der Jagenden, dem Standort der Ansitzeinrichtung (z. B. dichter Wald oder Wiese) und der Schalenwildichte. Ansitzjagd kann daher einmal effektiv und effizient sein und ein anderes Mal nicht. Bewertet werden kann deshalb nur die Durchführung einer Methode im Vergleich zu anderen bekannten Beispielen.

Dabei sind auch Details der Durchführung relevant, wie ein Beispiel aus drei NLPs zeigt. Die Ansitzjagd wird in den NLPs Eifel, Harz und Kellerwald-Edersee sehr unterschiedlich praktiziert. Im NLP Eifel findet die Ansitzjagd während sehr kurzer Intervalle (zwei bis drei Tage) als abendlicher Sammelansitz mit sechs bis zehn Personen statt. Diese werden zentral koordiniert und in festgelegten Bereichen eingesetzt. Im NLP Harz sind die Intervalle mit vier Tagen etwas länger. Auch sitzen die Jagenden (bis zu 15 Personen) hier konsequent am Morgen und am Abend an. Auch diese Aktionen werden koordiniert. Im NLP Kellerwald-Edersee entscheidet die/der jeweilige Ansitzjägerin oder Ansitzjäger selbstständig, wo und wann sie/er in einem zugewiesenen Bereich innerhalb der jeweils zehn Tage andauernden Intervalle ansitzt. Dieses Beispiel zeigt, dass Ansitzjagd nicht gleich Ansitzjagd ist und daher andere Parameter herangezogen werden müssen, um Jagdmethoden miteinander zu vergleichen.

Im NLP Harz werden in den jährlich vorgelegten Berichten zu den Ergebnissen der Wildbestandsregulierung zum Beispiel die Anblick- und Erlegungsquotienten für die verschiedenen Jagdarten aufgeführt (z. B. NATIONALPARK HARZ 2013a). Demnach steigt mit zunehmendem Aufwand, von Sammelansitz ohne Beunruhigung bis hin zu Bewegungsjagd mit Stöberhunden, die Menge des pro Schützen gesehenen Wildes. Die Chancenausnutzung (Verhältnis der Anzahl an Beobachtungen zu Erlegungen) wird mit zunehmender Beunruhigung aber schlechter. Aus anderen NLPs liegen solche Auswertungen nicht vor. Eine Bewertung der Effizienz der eingesetzten Methoden kann daher nicht erfolgen. Für die Bewertung der Naturnähe einzelner Methoden und deren Anwendung schlagen GÜNTHER und HEURICH (2013) eine Rangliste vor und bewerten vor allem die Zeitdauer der Eingriffe. Demnach wäre der

ausschließliche Einsatz von wenigen Bewegungsjagden pro Jahr naturnäher als der in allen deutschen NLPs angewendete Methodenmix aus Ansitz-, Kirr- und/oder Bewegungsjagd.

#### **9.2.4 Abschussplanung**

Der Aufwand für die Aufstellung, Abstimmung und Genehmigung der Abschusspläne ist in den NLPs unterschiedlich hoch. Zudem sind die Zuständigkeiten jeweils unterschiedlich. Die NLPs Berchtesgaden und Harz sind bei der Aufstellung und Genehmigung ihres Abschussplanes autark und müssen sich mit niemandem abstimmen. In anderen NLPs ist der Aufwand für die Planungs-, Abstimmungs- und Genehmigungsverfahren zum Teil deutlich höher. Zwar sind neun von elf NLPs in der Planungsphase eigenständig, jedoch stimmen die meisten ihre Vorschläge anschließend mit unterschiedlich vielen Gruppen ab (z. B. Behörden, Hegegemeinschaften, Interessenvertretungen). In manchen Fällen ist diese Abstimmung besonders aufwendig. So beteiligt der NLP Eifel sehr viele verschiedene Gruppen bei der Abschussplanung, was einen entsprechenden Aufwand zur Folge hat. Bei der anschließenden Genehmigung gibt es für die meisten NLPs keine größeren Schwierigkeiten.

Die NLPs Bayerischer Wald, Berchtesgaden und Harz genehmigen sich ihre Abschusspläne selbst, bei den übrigen NLPs werden die zuvor abgestimmten Pläne in aller Regel von den zuständigen Behörden (Untere Jagdbehörde, Obere Jagdbehörde, Ministerium) problemlos genehmigt. In zwei NLPs kam es in der Vergangenheit dazu, dass die Genehmigung teils deutlich von den abgestimmten Plänen abwich oder zeitweise kein genehmigter Abschussplan vorlag. Dadurch kann es zu Reibungsverlusten bei der Arbeit in den NLPs und zu unnötigen Mehrbelastungen kommen.

#### **9.2.5 Jagdfreie Flächen**

Die IUCN-Richtlinien legen für Nationalparke (IUCN-Kategorie II) fest, dass dort auf mindestens 75 % der Fläche keine entnehmende, konsumtive Nutzung (bzw. Regulierung oder Eingriff) stattfinden darf. Entwicklungsnationalparke können diesen Zustand erst nach 30 Jahren erreichen. Ob das Schalenwildmanagement zu den Maßnahmen zählt, die in einem NLP auf 75 % der Fläche nicht stattfinden dürfen, ist derzeit in der Diskussion um deutsche NLPs strittig (BAUER 2014). Um den derzeitigen Stand zu erheben, wurden die NLPs nach der Größe der derzeit jagdfreien NLP-Fläche gefragt. Dabei wurden nur solche Flächen als tatsächlich jagdfrei gewertet, in denen laut NLP-Verordnung oder -Gesetz keine Jagd- oder Wildtierregulierung stattfindet. Einige NLPs (z. B. Harz, Sächsische Schweiz) haben jagdfreie Bereiche, in denen aufgrund der schwierigen Begehrbarkeit bereits seit Jahren keine Jagd mehr stattfindet. Theoretisch wäre die Jagd aber gestattet. Solche Flächen werden daher nicht als jagdfrei gewertet. Genauso verfahren wurde mit Flächen, auf denen nur eine Bewegungsjagd im Jahr stattfindet (z. B. NLP Jasmund).

In wenigen NLPs gibt es aktuell anteilmäßig große jagdfreie Bereiche. Einen Anteil von fast 75 % erreichen aktuell nur die beiden NLPs Bayerischer Wald und Berchtesgaden, in welchen allerdings die Rothirschpopulationen im Wintergatter (Bayerischer Wald) bzw. im Tal außerhalb des NLPs (Berchtesgaden) überwintern. Keine komplett jagdfreien Flächen haben aktuell die NLPs Harz, Jasmund, Sächsische Schweiz und Unteres Odertal ausgewiesen (s. Abb. 14).

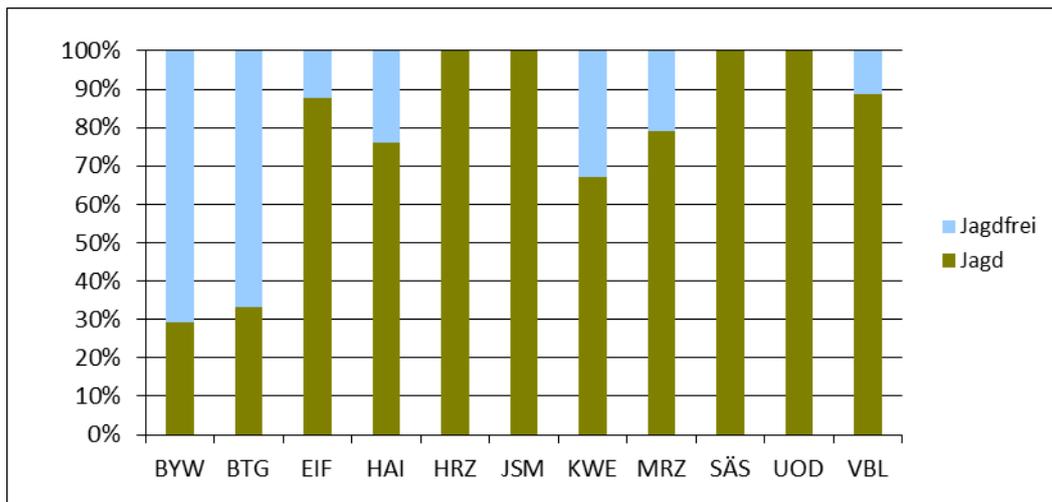


Abb. 14: Anteil der jagdfreien Bereiche an der Fläche der untersuchten NLPs. Zur Definition jagdfreier Bereiche siehe Erläuterungen im Text.

Schwierigkeiten bereiten die unterschiedlichen Definitionen der Kern- bzw. Natur- und Managementzonen. Fast jeder NLP füllt diese Begriffe mit unterschiedlichen Inhalten. Eine einheitliche Verwendung der Begriffe in der Zonierung würde einen Vergleich der NLPs miteinander erheblich erleichtern (SCHERFOSE 2014). Dabei geht es nicht um einen Wettbewerb der NLPs untereinander, wer die größte jagdfreie Fläche hat. Die naturräumlichen und klimatischen Gegebenheiten in den NLPs (Gebirge, Mittelgebirge, Tiefland, Schneehöhe, Winterstrenge, usw.) müssen bei der Interpretation der jagdfreien Flächen berücksichtigt werden. In Abb. 15 ist exemplarisch die Zonierung des NLPs Bayerischer Wald dargestellt.

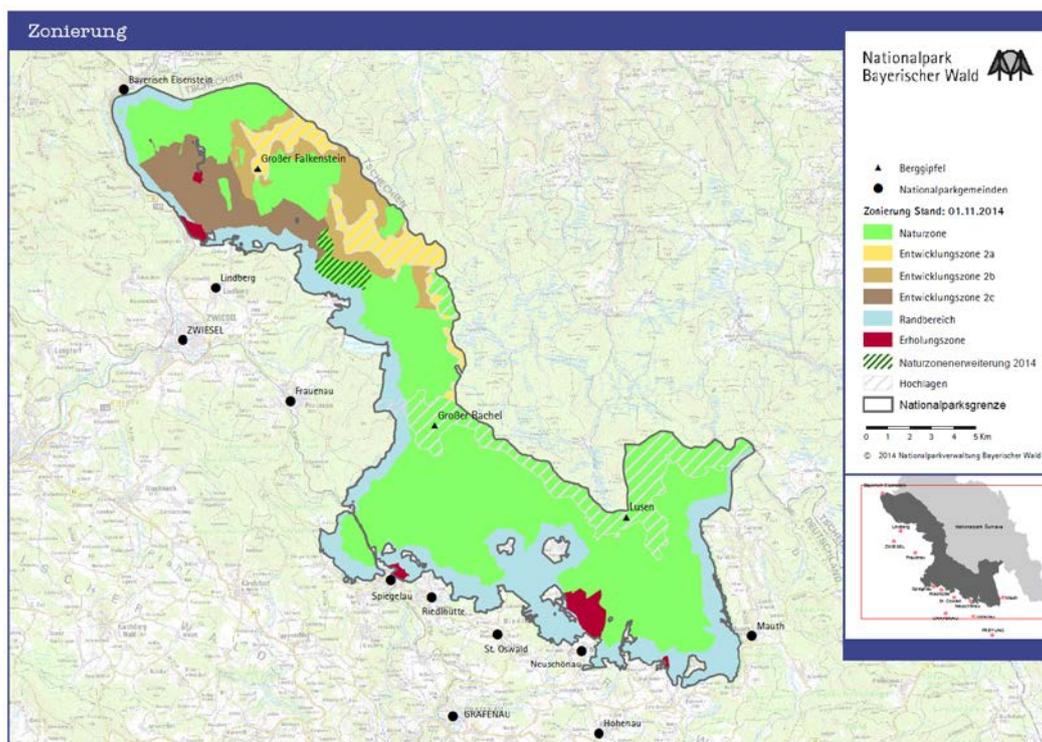


Abb. 15: Zonierung eines NLPs am Beispiel des NLPs Bayerischer Wald (Abbildung: NLP Bayerischer Wald).

## 9.2.6 Jagdfreie Zeiten

Gemäß der Position der Arbeitsgemeinschaft der deutschen NLPs zum Thema Wildtierregulierung (EUROPARC DEUTSCHLAND 2012) ist „die Regulierung [...] zeitlich und räumlich so stark wie möglich zu beschränken und möglichst auf Zeiten außerhalb der Paarungs-, Brut-, Setz- und Rastzeiten zu verlagern.“ Neben jagdfreien Flächen versuchen die meisten NLPs daher im Vergleich zu den umliegenden Gebieten zum Teil längere jagdfreie Zeiten zu schaffen (s. Abb. 16).

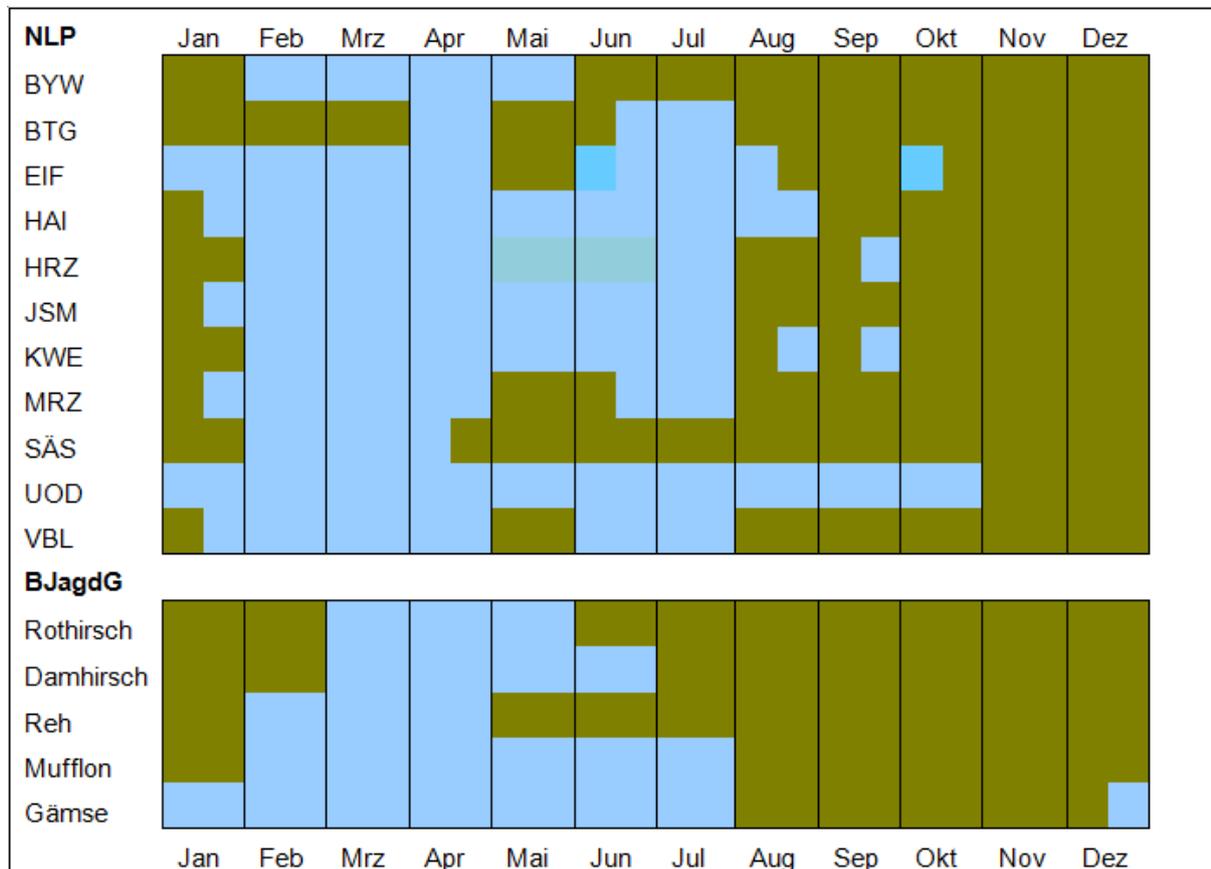


Abb. 16: Jagdfreie Zeiten (blau) in den untersuchten NLPs im Vergleich zu der Jagd- und Schonzeitenregelung des Bundesjagdgesetzes (BJagdG).

Bis auf Ausnahmen entsprechen die Zeiten, in denen in den einzelnen NLPs die Jagd möglich ist, den gesetzlichen Regelungen (die Jagdgesetze bzw. Verordnungen weichen in den Ländern zum Teil von der Jagdzeitenregelung im Bundesjagdgesetz ab). Allerdings besteht häufig ein mehr oder weniger komplexes System an Flächen- und Zeitintervallen, das auch nach Wildtierarten differenziert sein kann. Die Definition von jagdfreien Flächen und/oder jagdfreien Zeiten ist jedoch nicht einheitlich. Eine Vereinheitlichung sollte angestrebt werden, um die Vergleichbarkeit zwischen den NLPs zu erleichtern. Außerdem ist ein so komplexes System auch nach außen schwer vermittelbar. Auch die Datengrundlage bzw. Auswertung von Daten, die beispielsweise in einer als erstrebenswert angesehenen kartographischen Darstellung differenzierteren Aufschluss über Jagdflächen, -zeiten und -arten geben kann, liegt für die einzelnen NLPs in sehr unterschiedlicher Detailliertheit vor.

Für die beiden NLPs mit den höchsten absoluten Schalenwildstrecken, Eifel und Müritz, wurden die Daten für ein Jahr monatlich ausgewertet und der Anteil der Abschüsse der einzelnen Monate an der jährlichen Gesamtstrecke dargestellt (s. Abb. 17).

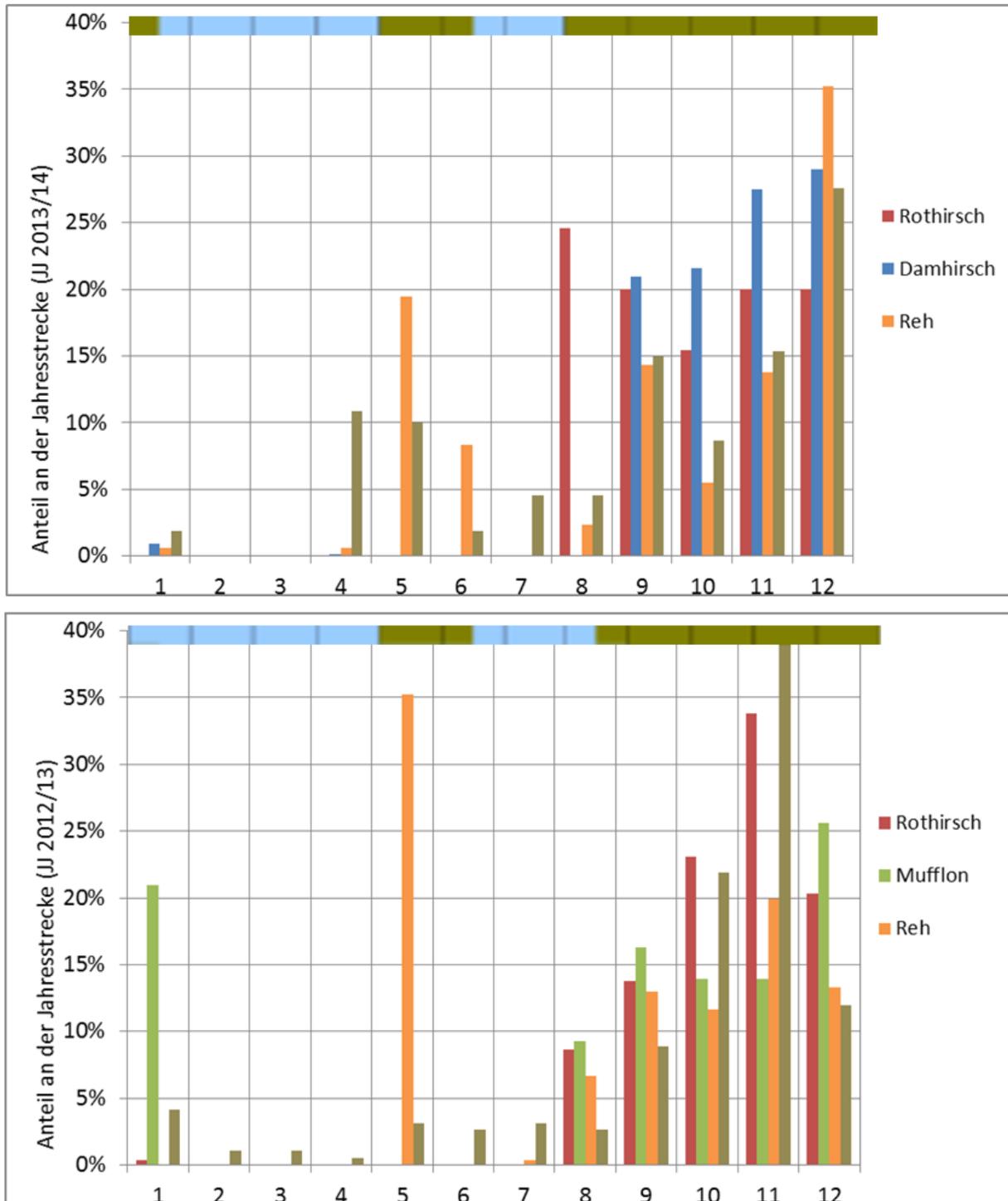


Abb. 17: Monatliche Anteile der Jagdstrecken (ohne Fallwild) an der Gesamtjahresstrecke für die einzelnen Schalenwildarten im NLP Müritz (oben) und im NLP Eifel (unten). Über der Grafik ist jeweils die jagdfreie Zeit (blau) aus Abb. 16 eingeblendet.

Die beiden dargestellten Jahre zeigen beispielhaft wie die Jagdzeit in diesen NLPs genutzt wird und dass die in Abb. 16 ausgeblendeten Ausnahmen in der Praxis eine Verkürzung der dort dargestellten jagdfreien Zeiten bedeuten. So werden im NLP Eifel in jedem Monat des Jahres Wildschweine erlegt, im NLP Müritz bis auf die beiden Monate Februar und März ebenfalls. Für die Gesamtstrecke haben diese Abschüsse nur eine sehr geringe Bedeutung. Allerdings können auch andere Gründe für die Erlegung weniger Wildschweine in ansonsten jagdfreien Zeiten sprechen. Bei entsprechender Kommunikation kann die NLPV damit z. B. die Diskussionen um Wildschäden im Umfeld beschwichtigen. Ein gutes Beispiel für die effiziente Ausnutzung von Jagdintervallen stellen im NLP Eifel das Sonderintervall auf Mufflons im Januar und das Intervall auf Rehe im Mai dar. In diesen Monaten wurden in dem dargestellten Jahr 20 % der Jahresstrecke an Mufflons und 35 % der Jahresstrecke an Rehen erbracht. Auch der frühe Jagdbeginn auf Rothirsche im August im NLP Müritz wurde effizient genutzt und erbrachte fast 25 % der Jahresstrecke. Bei entsprechend kritischer Betrachtung fallen aber auch Monate auf, in denen sich mit geringen Streckeneinbußen zum Teil deutliche Verlängerungen der jagdfreien Zeiten erzielen lassen würden. Daher kann die gezeigte Darstellung auch Hinweis und Anregung für die eigene Auswertung in den NLPs diesbezüglich sein. Aus vielen NLPs waren diese Daten (monatsweise Abschüsse) aber nicht ohne weiteres verfügbar.

In einigen NLPs entstehen bei dem Versuch, die Jagdzeiten wildarten- und flächenspezifisch zu verkürzen, mehr oder weniger komplexe Systeme aus Flächen- und Zeitintervallen. Dabei wird dann z. B. in umfangreichen Kartenwerken und dazugehörigen Beschreibungen festgelegt, wo wann welche Schalenwildart bejagt werden darf, zum Teil noch nach Geschlecht und Altersklasse unterschiedlich. Dabei entstehen zum Teil sehr kleine Flächeneinheiten, die in der Praxis im Gelände teilweise nur schwer einzuhalten erscheinen. Zudem sind solche komplexen Systeme nicht immer leicht kommunizierbar und daher von Außenstehenden nur schwer zu verstehen.

### **9.2.7 Jagende im Nationalpark**

Die NLPVs stellen hohe Anforderungen an die an der Schalenwildregulierung beteiligten Jägerinnen und Jäger: „Zur Wildtierregulierung eingesetzte Jäger sind regelmäßig in nationalparkspezifischen Themen fortzubilden. Die Schießfertigkeit ist jährlich nachzuweisen.“ (EUROPARC DEUTSCHLAND 2012). Die Umsetzung dieser Vorgaben in den einzelnen NLPs ist in Tab. 7 dargestellt.

Tab. 7: Beteiligung privater Jäger, Fortbildung der im NLP jagenden Personen und verlangter jährlicher Nachweis der Schießfertigkeit nach den Angaben der NLPs.

NLP	Beteiligung privater Jäger	Fortbildung	Jährlicher Nachweis der Schießfertigkeit
BYW		x	
BTG		x	
EIF	x	x	x
HAI	x		
HRZ	x	x	x
JSM	x	x	x
KWE	x		x
MRZ	x		x
SÄS	x		x
UOD	x		
VBL	x	x	x

Private Jägerinnen und Jäger werden in den meisten NLPs in einem hohen Maß an der Schalenwildregulierung beteiligt. Lediglich die beiden bayrischen NLPs verzichten auf die Einbindung privater Jägerinnen und Jäger und führen die Regulierung ausschließlich mit eigenem Personal (vor allem Berufsjägerinnen und -jäger) durch. Die Qualität der eingesetzten Jagenden hat eine hohe Bedeutung für den Erfolg einer Regulierungsmethode. Eine spezielle Fortbildung dieser Jagenden findet aber nicht immer statt. Die Qualifikation der Jagenden bzw. Kriterien, nach denen sie ausgesucht werden, sollten transparent kommuniziert werden. Einige NLPVs haben sich im Zuge der Befragung kritisch über Motivation und Qualität der verfügbaren privaten Jägerinnen und Jäger geäußert. Gerade deswegen wäre eine Fortbildung dieser für die Effizienz der Regulierungsmaßnahmen wichtigen Gruppe angebracht. Erfahrungen aus den NLPs, in denen regelmäßige Fortbildungen veranstaltet werden, könnten zum Teil relativ leicht übernommen werden. Die Bewertung der in einem NLP eingesetzten Jägerinnen und Jäger ist nur über ein Monitoring der Regulierung (Auswertung von Standkarten und Ansitzprotokollen) möglich. Das Ziel dabei sollte sein, dass sich der NLP einen möglichst hohen Anteil an erfolgreichen und effizienten (hoher Grad an Chancenausnutzung) Jägerinnen und Jäger aufbaut.

Eine Alternative kann der vermehrte Einsatz von Berufsjägerinnen und -jägern sein. Mehrere NLPVs denken für die Zukunft darüber nach. Dabei muss jedoch bedacht werden, dass NLPVs zur Erzielung hoher absoluter Jagdstrecken vermutlich immer auf eine zum Teil große Anzahl privater Jägerinnen und Jäger zurückgreifen müssen, da sich große Wildmengen in kurzer Zeit nur unter Beteiligung vieler Schützen auf Bewegungsjagden erlegen lassen. Der Aus- und Weiterbildung dieser Gruppe wird demnach immer eine große Bedeutung zukommen.

### 9.2.8 Nutzung der bei der Jagd anfallenden Daten für das Monitoring der Schalenwildregulierung

Acht von elf NLPVs nutzen, außer zur Streckenmeldung an die zuständige Behörde und zur Abrechnung des Wildbretverkaufs, die bei der Jagd anfallenden Daten nicht. Drei NLPVs nutzen aus den möglichen Methoden unter anderem Standkarten auf Bewegungsjagden und Beobachtungsprotokolle auf der Einzeljagd. Die Ermittlung von Körpermaßen und eine exakte Altersbestimmung werden nur im NLP Eifel am erlegten Wild vollzogen (s. Abb. 18). Diese Daten werden aber, z. B. als Wilddichteweiser, bisher nicht ausgewertet.



Abb. 18: Vorläufige Altersbestimmung und Erhebung von Körpermaßen an erlegtem Wild anhand der Zahnabnutzung. Nach dem Aufbrechen des Wildkörpers wird der Unterkiefer zur späteren exakten Altersbestimmung ausgelöst und aufbewahrt (Foto: O. Simon)

Gerade das Körpergewicht ist ein Maß, das in allen NLPs (in unterschiedlicher Qualität) erhoben wird und sich für weitere Auswertungen anbietet (Beispiele s. u. a. PETTORELLI et al. 2001, PETTORELLI et al. 2002, KJELLANDER et al. 2006, TOÏGO et al. 2006, MORELLET et al. 2007, RICHARD et al. 2010, LANG und JAKOB 2014). Bisher liegt allerdings aus keinem NLP eine entsprechende Auswertung vor. Falls dies am Fehlen der für die Auswertung nötigen Ressourcen liegen sollte, müssen diese dem NLP zur Verfügung gestellt werden, ggf. ist eine externe Auswertung zu beauftragen.

Die Basis für eine Bewertung von Jagdaufwand und Jagdeffizienz (Störungsarmut) fehlt weitgehend bzw. wird nicht genutzt. Die Daten wären nicht nur für die Bewertung der Effizienz notwendig, sondern sie können auch Hinweise für die Entwicklung der Schalenwildsdichte geben (s. z. B. LANCIA et al. 1996, ERICSSON und WALLIN 1999, LANG et al. 2010).

Die NLPV Harz führt seit Jahren eine ausführliche Dokumentation ihrer Jagdaktivitäten durch und dokumentiert diese in jährlichen Berichten (u. a. NATIONALPARK HARZ 2013a). Anhand dieser Daten lassen sich zum Teil die verwendeten Regulierungsmethoden miteinander vergleichen und deren Effizienz bewerten. Für den Vergleich mit Jagden an anderen Orten eignen sich die Daten aber nur bedingt. Das liegt unter anderem daran, dass die Bezugsgröße für die Berechnung des Anblickquotienten die Meldekarte ist und nicht die pro Ansitz aufgewandte Zeit. Bei der Verwendung eines Erlegungsquotienten für die Effizienzanalyse müssen die verschiedenen Wildarten, Jagdmethoden und Jahreszeiten getrennt betrachtet werden (REINECKE 2003, LANG et al. 2010; MOTSCHMANN 2010).

### 9.3 Fazit und Empfehlungen

Betrachtet man die Schalenwildregulierung in den NLPs, fallen zunächst die uneinheitliche Zielformulierung und Begriffsdefinition sowie die unterschiedliche Datenlage auf. Es gibt keine nationalparkübergreifende einheitliche Begründung für die Regulierung der Schalenwildbestände. Das macht die Bewertung der Effektivität von Maßnahmen schwierig. Darüber hinaus werden Begriffe (z. B. Zonierung) unterschiedlich definiert. Die unterschiedliche Pra-

xis der Datenerhebung und -haltung erschwert in manchen NLPs selbst einfache Streckenauswertungen ohne großen Aufwand zu realisieren.

Alternative, weil leichter zu messende, Ziele im praktischen Schalenwildmanagement (Schalenwildregulierung) der NLPVs sind in der Regel Vorgaben zur Abschusshöhe. Diese sind aber oft unabhängig vom Maß der tatsächlichen Reduzierung (Stichwort „kompensatorische Sterblichkeit“). Wie schwierig die Kontrolle von Schalenwildpopulationen sein kann, verdeutlichen in den letzten Jahren theoretische Modelle und wiederholt praktische Erfahrungen (MILLER et al. 2010, SIMARD et al. 2013, HAGEN et al. 2014). Dabei wurde festgestellt, dass eine reguläre Jagd selbst bei hohen Abschüssen nicht zu einer Veränderung der lokalen Schalenwilddichte und/oder einer Verbesserung der Vegetationsweiser führen muss (s. aber HOTHORN und MÜLLER 2010 für ein großräumiges Beispiel). Es kann daher vermutet werden, dass die derzeit praktizierte Jagd in NLPs zumindest in einigen Fällen keinen regulierenden Einfluss auf die Dichte und Verbreitung bestimmter Schalenwildarten hat (s. Bsp. „Rehwildregulierung“, folgender Kasten). Trotzdem tun sich die meisten NLPVs beim Verzicht auf die Bejagung dieser Arten schwer. Mangels eines entsprechenden Monitorings sind diese Zusammenhänge jedoch in den wenigsten Fällen überprüfbar. Schalenwild dichteweiser an erlegten Tieren (z. B. Körpermaße, Körperfett, Reproduktionsrate) könnten mit geringem Aufwand wertvolle Daten zu dieser Frage liefern, werden in den NLPs aber so gut wie nicht genutzt (Ausnahme NLP Eifel, Daten bislang jedoch nicht ausgewertet).

Dringend empfohlen wird daher, dass die NLPs ihre Abschussplanung in Zukunft weniger an festen Abschusszahlen, sondern eher am Grad der Zielerreichung (z. B. Verbissweiser, Erhaltungszustand von Lebensraumtypen, Reduktion der Schalenwild dichte um einen bestimmten Faktor) orientieren. Dies kann auch bedeuten, auf die Bejagung einzelner Arten vollständig zu verzichten, wenn entweder deren (negativer) Effekt auf die formulierten Ziele nicht nachgewiesen werden kann oder eine Reduktion mit den zur Verfügung stehenden Mitteln nicht erreicht wird. Die Grundlage für diese empfohlene Vorgehensweise ist jedoch, dass die dafür notwendigen Parameter auch gemessen werden.

### Rehwildregulierung – ein einfaches Modell

Will eine NLPV die Rehichte großflächig reduzieren, müssen mehr Rehe erlegt werden als durch Reproduktion nachwachsen. Die (jaglich nutzbare) Reproduktionsrate einer Rehpopulation schwankt dichteabhängig zwischen ca. 70 % und 130 % des weiblichen Frühjahrsbestands (vgl. STUBBE 1997), so dass eine Reduzierung mit höheren Reproduktionsraten ausgeglichen wird. Für die Bejagung ergibt sich daraus, dass mit sinkenden Dichten weiter die gleichen absoluten Strecken erzielt werden müssen und daher der Aufwand für eine Bejagung stark ansteigt. In der Praxis führt dies dazu, dass die Anzahl der erzielten Abschüsse mehr oder weniger deutlich unter dem Zuwachs der Population zurückbleibt und daher keine Reduzierung der Rehichte erreicht wird. EISFELD (1999) stellte fest, dass konstante Abschusshöhen bei Rehen fast unabhängig von ihrem Niveau zu einem Gleichgewicht im oberen Bereich der möglichen Dichte führen, sofern sie den Bestand dabei nicht ausrotten. Diese Situation dürfte für die meisten NLPs zutreffen. Anders als in herkömmlichen Jagdrevieren, in denen die nachhaltige Jagd ein legitimes Ziel sein kann, stellt sich in einem NLP die Frage nach der Berechtigung einer Managementmaßnahme, die ihr Ziel (Regulierung/Reduzierung der Rehichte) nicht erreicht. Die Schwierigkeit für eine NLPV liegt nun darin, dass sie nicht weiß, an welcher Stelle des Modells sie sich gerade befindet, wenn sie keine unabhängigen Dichteweiser erhebt (s. Abb. 19).

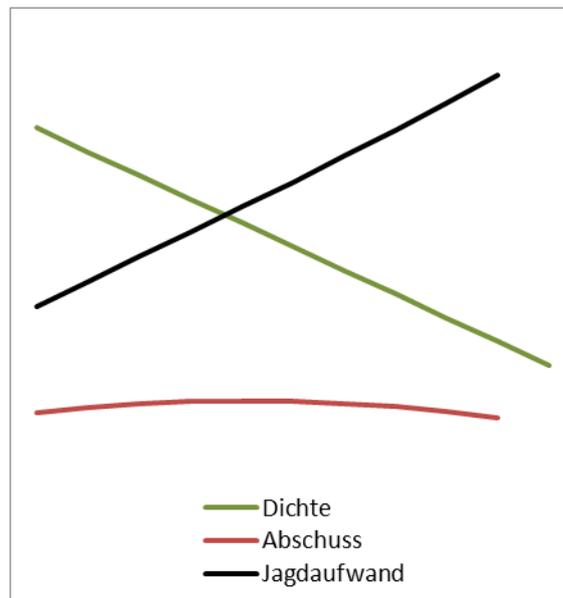


Abb. 19: Einfaches Modell für die Reduzierung einer Rehpopulation.

Soll die Dichte innerhalb eines bestimmten Zeitraumes reduziert werden, muss immer die gleiche absolute Strecke erzielt werden, da der Zuwachs steigt. Diese Modellrechnung geht von einer Reduzierung der Dichte von 100 % auf 50 % und einer Zuwachssteigerung von 70 % auf 130 % aus (vgl. STUBBE 1997). Der Anteil des Abschusses am Gesamtbestand steigt im selben Zeitraum an und damit erhöht sich der Jagdaufwand.

Insgesamt ist der Aufwand, den die NLPVs für die Schalenwildregulierung betreiben (müssen), hoch. Allerdings gibt es große Unterschiede in diesen Aufwendungen zwischen den einzelnen NLPs. Dies betrifft nicht nur die Durchführung, sondern auch die Abschussplanung. Überwiegend herrschen hier für die NLPVs im Vergleich zu herkömmlichen Jagdrevieren große Freiheiten, auch wenn im Einzelfall viel Abstimmungsarbeit mit diesem Thema verbunden ist.

Freiheiten bei der Abschussplanung sollten für alle NLPVs möglichst groß sein, da diese nur so kurzfristig auf Veränderungen in der Zielerreichung reagieren können. So muss es z. B. möglich sein, in einzelnen Jahren oder komplett auf die Bejagung einzelner Schalenwildarten zu verzichten oder eine vorgegebene Abschusshöhe in einzelnen Zeiträumen deutlich zu überschreiten bzw. unterschreiten.

Fast alle NLPVs beteiligen in einem großen Umfang private Jägerinnen und Jäger an der Schalenwildregulierung, was zu einer höheren Akzeptanz der dazu notwendigen Maßnahmen führen kann. Die Qualifikation dieses Personenkreises wird jedoch teilweise als verbesserungswürdig beschrieben. Zufriedenstellende Konzepte für die Fortbildung der Mitjagenden im Sinne der NLPs existieren nur vereinzelt. Selbst die nationalparkeigene Mindestforderung nach einem jährlichen Nachweis der Schießfertigkeit (EUROPARC DEUTSCHLAND 2012) wird nicht in allen NLPs erfüllt.

Es wird dringend empfohlen, die Mindestforderung nach einem Schießnachweis konsequent umzusetzen und nationalparkübergreifend einheitliche Kriterien dafür zu formulieren. Eine zielgerichtete Fortbildung der beteiligten Jagenden bietet Chancen, die Effizienz der Jagdausübung zu verbessern und die Akzeptanz von Maßnahmen zu erhöhen.

Bei den Methoden zur Schalenwildregulierung setzen die NLPVs überwiegend auf klassische Jagdmethoden, auch wenn vereinzelt alternative Strategien wie Saufänge oder der Abschuss von Rothirschen im Wintergatter angewandt werden. Insgesamt ist zu erkennen, dass die meisten NLPVs bemüht sind, die Regulierung zunehmend störungsärmer und/oder effizienter und damit zeitlich und räumlich konzentrierter zu gestalten. Die Basis für die Bewertung von Jagdaufwand und Jagdeffizienz (Störungsarmut) fehlt jedoch weitgehend, obwohl teilweise einfache Kriterien für die Bewertung der Effizienz von Maßnahmen existieren. Ohne diese Datengrundlage sind Empfehlungen für besonders „nationalparkgerechte“ Regulierungsmethoden nicht möglich. Zudem gilt das Gesetz des Örtlichen: Was in einem NLP funktioniert, muss in einem anderen nicht genauso erfolgreich sein (Bsp. Wintergatter). Wichtiger als die Methode selbst ist deren zielgerichtete Anwendung und laufende Überprüfung und Optimierung. Ein positives Beispiel dafür ist der NLP Eifel, in welchem der Hundeeinsatz auf Bewegungsjagden detailliert untersucht wurde, um die Effizienz dieser wichtigen Regulierungsmethode weiter zu verbessern (LANG 2013). Dazu wurden auf mehreren Jagden die Laufwege von Hunden und Treibern mit GPS-Loggern aufgezeichnet und diese Daten zusammen mit den Beobachtungen der Schützen ausgewertet. Als Ergebnis wurden Änderungen in der Jagdstrategie empfohlen. Die Erfolgskontrolle konnte eine Verbesserung der Jagdeffizienz belegen.

Dringend notwendig für zukünftige Empfehlungen zum Einsatz von Regulierungsmethoden ist eine nationalparkübergreifend einheitliche Erfassung des im Zuge einzelner Jagdmethoden betriebenen Aufwandes (in Personenstunden), der dabei erzielten Beobachtungen und des jeweiligen Erlegungserfolges. Diese Daten müssen getrennt für Wildarten, Jagdmethoden und Monate erhoben werden.

Ebenso finden selten aktuelle Ergebnisse aus der wildbiologischen Forschung Eingang in derzeitige Handlungskonzepte. So könnten z. B. durch die gezielte Erlegung von erfahrenen, oft rudelführenden Individuen auch unerwünschte Traditionen gebrochen oder entfernt wer-

den oder aber durch die gezielte Schonung und Jagdverzicht tagaktiveres Verhalten und kleinräumige Raumnutzung gefördert werden (z. B. Rotwilderlebnis Schönbuch in Baden-Württemberg). Gerade weibliche Tiere bei Rothirsch, Damhirsch, Mufflon und Wildschwein üben solche Führungsfunktionen aus und prägen damit das Raumnutzungs- und Feindvermeidungsverhalten ganzer Familienverbände. Kennt man deren Raumnutzungsmuster und Raumnutzungstraditionen, die Reaktion auf Störungen oder berücksichtigt die Mechanismen der Traditionsweitergabe, so lassen sich diese auch gezielt für Bejagungs- und Reduktionsstrategien sowie Lenkungs- oder Störungskonzeptionen anwenden.

Außer dem Abschuss von Tieren mit dem Ziel der Dichteregulierung (das Ziel ist in aller Regel eine Reduktion), sind alternativ auch nicht-letale Methoden zur Regulierung von Dichte, Verteilung und Verhalten von Schalenwild denkbar. So werden beim Waldumbau in herkömmlichen Forstbetrieben, aber auch in einzelnen NLPs in der Entwicklungszone (z. B. NLPs Eifel und Harz) Wildschutzzäune zum Schutz von Pflanzungen oder Naturverjüngungen aufgebaut. Diese Zäune erzeugen kleine schalenwildfreie Zonen. Ob eine solche Vorgehensweise „naturnäher“ ist als die intensive Jagd auf großer Fläche, dürfte vom Einzelfall abhängen. Meist führt sie jedoch schneller zur Zielerreichung.

Unbeabsichtigte oder gezielte Störung (z. B. durch Besucherlenkung) bzw. deren gezielte Vermeidung (z. B. durch Wildruhezonen oder Wintergatter) beeinflussen ebenfalls die Verteilung von Schalenwild in einem NLP. Trotz der Wirkung dieser Maßnahmen auf Schalenwild, werden sie oft nicht als Teil der Schalenwildregulierung verstanden und als solche nicht bewusst eingesetzt. Zum Teil wird Schalenwild sogar unbeabsichtigt durch Maßnahmen reguliert, die auf den ersten Blick nicht dazu geeignet erscheinen (z. B. Besucherlenkung). Eine sehr positive Beispiel ist hier der NLP Bayrischer Wald, der die Auswirkungen verschiedener Maßnahmen auf die Verteilung von Schalenwild untersucht und ungewollte Effekte auf die Verteilung von Wildtieren festgestellt hat (MÖST et al. 2015).

Störungsarmut ist in vielen NLPs eine wichtige Priorität bei der Wildtierregulierung (s. Tab. 6). Der erwünschte Effekt ist ausschließlich die Entnahme von Tieren zur Dichtereduktion. Unter bestimmten Voraussetzungen kann eine besonders störungsintensive Jagd das Ziel einer lokalen Dichtereduktion damit erreichen, indem die Tiere aus dem gestörten Bereich vertrieben werden („hunting for fear“, s. z. B. CROMSIGT et al. 2013, MÖST et al. 2015). Ob diese Vorgehensweise für einen NLP in Frage kommen kann, hängt von der Zielstellung im Einzelfall ab.

Empfohlen wird in jedem Fall eine Erweiterung der Diskussion innerhalb der NLPs zum Thema Schalenwildregulierung um die oben genannten alternativen nicht-letalen Methoden zur Regulierung von Dichte, Verteilung und Verhalten von Schalenwild.

Die Regelungen zur räumlichen und zeitlichen Steuerung der Jagd ausübung führt in den meisten NLPs zu einem mehr oder weniger komplexen System an Zeit- und Flächenintervallen. Im Ergebnis weisen die wenigsten NLPs aktuell größere tatsächlich langfristig jagdfreie Flächen und Zeiten auf. Ein europaweiter Vergleich zeigt jedoch, dass auch mit substantiell kürzeren Jagdzeiten hohe Strecken erzielt werden können (LANG et al. 2009). Die Spannweite der Jagdzeiten auf Rothirsche reicht in Europa von einem Monat bis zu neun Monaten. Deutschland hat die höchste Jagdstrecke an Rothirschen und mit neun Monaten die längste Jagdzeit in ganz Europa. Hohe Jagdstrecken sind aber auch innerhalb kurzer Jagdzeiten realisierbar, wie die Beispiele Frankreich, Norwegen und Spanien zeigen. Neben jagdpraktischen Aspekten spielen offensichtlich auch andere Gründe (Traditionen, kulturelle Hintergründe, s. auch MILNER et al. 2006) eine wichtige Rolle bei der Frage, wie viele Rothirsche in welcher Zeit erlegt werden. Für die meisten NLPs muss daher eine noch stärkere Einschränkung der Jagdzeiten als bisher gefordert werden (s. auch SCHERFOSE 2014). Neben den

Beispielen aus anderen europäischen Ländern zeigen auch einzelne NLPs mit besonders kurzen Jagdzeiten (s. Abb. 16), dass es möglich ist, in kurzer Zeit viel Wild zu erlegen.

Eine dringende Empfehlung muss daher lauten, dass mit Ausnahme von begründeten Einzelfällen (z. B. Vergrämung, s. o.), der Zeitraum, in dem jagdliche Eingriffe in einem NLP stattfinden, möglichst kurz sein sollte. Dafür muss die Effizienz der Jagdmethoden laufend überprüft und gesteigert werden (s. o.). Zudem sollte die (nach einheitlichen Kriterien definierte) Zonierung möglichst übersichtlich und nachvollziehbar dargestellt werden können. Komplizierte Zeit- und Flächenintervalle mit Differenzierungen nach Wildarten und Ausnahmeregelungen sind dabei kontraproduktiv.

Insgesamt unterscheidet sich die Schalenwildregulierung in den NLPs trotz hoher, von den NLPVs selbst formulierter, Ansprüche in vielen Fällen nur wenig von der Jagd in „normalen“ Forstbetrieben. Das Potential für Verbesserungen ist erheblich und sollte vor allem die folgenden Punkte berücksichtigen:

Ziele definieren (als Basis für Effektivität)

- nach einheitlichen und vergleichbaren Begriffen/Definitionen (z. B. Zonierung, jagdfreie Gebiete, Zielparameter)
- Notwendigkeit, Priorität, Machbarkeit und Dauer regulativer Eingriffe (Rangfolge von Zielparametern, kompletter oder artenbezogener Jagdverzicht, Entwicklungszeiträume)
- Zieldefinitionen sind im Idealfall spezifisch, messbar, akzeptiert, realistisch und terminiert

Werkzeuge auswählen und anwenden

- alternative Reduktionsmethoden neben den klassischen Jagdmethoden prüfen (z. B. Gatterabschuss, Fang, störungsintensive Jagd zur Vergrämung aus bestimmten Bereichen)
- Verdrängungs-, Ausgrenzungs- und Lenkungsmethoden (gezielte Besucherlenkung, Zäunung, Fütterung) als alternative Regulierungsmethoden prüfen
- Einbindung aktueller Erkenntnisse der wildbiologischen Forschung zu Raumnutzung und Verhaltensmustern von Schalenwild bei der Planung von Maßnahmen und deren Umsetzung
- Management von Jagdzeiten und -räumen (zeitliche und räumliche Intervalle, z. T. unterschiedlich für einzelne Arten, Geschlechter oder Altersgruppen) übersichtlich und damit leichter darstell- und nachvollziehbar gestalten
- Regelmäßige Weiterbildung (Schießtraining, Fortbildung in Wildbiologie, Mitteilung aktueller Ergebnisse aus NLP-Forschung, Monitoring und Effizienzanalyse) zur Qualitätssicherung aller Jagenden implementieren

Überprüfen der Effizienz von Regulierungsmethoden

- anfallende Daten aus Jagdstrecken (z. B. Körpermaße, Altersstruktur) nutzen
- Jagdaufwand nach einheitlichen und vergleichbaren Kriterien erheben und auswerten (als Maß für die Effizienz einer Regulierungsmethode kann zum Beispiel das Verhältnis zwischen gesehenen und erlegten Tieren oder aber der Aufwand pro erlegtem Tier verwendet werden).
- Daten zeitnah auswerten und zur Optimierung von Prozessen verwenden (z.B. ineffiziente Zeiträume für die Regulierung streichen).

## 10 Schalenwildwirkungen auf Vegetation und Fauna

*Autor: Olaf Simon*

### 10.1 Einführung

#### 10.1.1 Schalenwildwirkung und Lebensraum

In den vergangenen 20 Jahren gewann die Forschung über die Wechselwirkungen zwischen Schalenwild und Vegetation im ökologischen Kontext europaweit an Bedeutung (PETRAK 1982, DZIECIOLOWSKI 1991, KRÜSI et al. 1996, REIMOSER und GOSSOW 1996, GILL 2000, KIRBY 2001, HEINEKEN und RANDNITSCHKA 2002, SENN und SUTER 2003, CRESPI et al. 2007, HARMER et al. 2010, RECK & HUCKAUF 2011, SUZUKI et al. 2012, GERHARDT et al. 2013, HEGLAND et al. 2013). Seitens des Naturschutzes wird die Bedeutung von Schalenwild hinsichtlich der Gestaltung von Lebensräumen intensiv diskutiert und in Teilen eine Neubewertung angeregt (u. a. CORNELIUS und HOFMAN 1998, KRÜGER 2001, BEYER 2002, RECK et al. 2012). In Waldlandschaften werden Rothirsche, Rehe und Wildschweine als das Ökosystem mitgestaltende Faktoren betrachtet, die tierökologisch und pflanzensoziologisch bedeutsame Einflussgrößen darstellen (SCHMIDT 1978, FALIŃSKI 1986, SCHERZINGER 1996, VERA 2000, MANN 2009, RECK et al. 2009). Als vorteilhaft wird z. B. angeführt, dass durch den Verbiss von Pflanzen Biomasse entnommen wird, Konkurrenzsituationen verändert werden (SCHÜTZ et al. 1999, FISCHER 2001, PETRAK et al. 2005), Samen verbreitet werden (EBERT 1998, HEINKEN et al. 2005), durch Bodenwühlen und Rindenverletzungen neue Strukturen und Nischen geschaffen (PECHACEK 1994, GROOT BRUINDERINK und HAZEBROEK 1996, DIETZ und SIMON 2008) oder bestimmte Vegetationsformen aufgelichtet werden (CORNELISSEN und VULNIK 1996, VIRTANEN et al. 2002). In vegetationskundlichen Studien für Kulturbiotop im Offenland zeigten TREIBER (1997) für Magerwiesen im Elsass sowie SIMON und GOEBEL (1999) für Magerwiesen im Rhein-Main-Tiefland und SIMON et al. (2011) für Feuchtwiesen im Messeler Hügelland eine Erhöhung der Artenvielfalt durch regelmäßiges, moderates Bodenwühlen der Wildschweine. In den Tälern der Nordeifel konnte PETRAK (1992) durch Langzeitbeobachtungen und den vegetationskundlichen Vergleich von Dauerbeobachtungsflächen aufzeigen, dass durch die Beäsung der Weichhölzer, dort wo die Wiesen für Rothirsche ungestört zugänglich sind, die Verbuschung bärwurzreicher Magertriften verlangsamt wird.

Kritisch betrachtet wird andererseits in Wäldern, dass hohe Schalenwildichten die Gehölzverjüngung verlangsamen, in ihrer Artenzusammensetzung gewichten oder das Artenspektrum der Gehölze verändern (OTTO 1979, HARMER et al. 1997, ROEDER et al. 2001, RAIMER 2004, CLASEN und KNOKE 2009, AMMER et al. 2010). Fallweise kann die Gehölzverjüngung durch Wildverbiss gänzlich verhindert werden (PETERKEN und TUBBS 1965, PUTMAN et al. 1989, SCHÜTZ et al. 1999). In älteren, nicht mehr verbissgefährdeten Beständen kann Rindenschäle, sofern sie in hoher Intensität auftritt, erneut Baumarten selektieren (für die Vogelbeere, MEYER 2014) und Bestände destabilisieren (KATO 1969, KIFFNER et al. 2008, LIGOT et al. 2012). Vegetationskundlich schützenswerte Sonderstandorte können durch Wildverbiss, Tritt und Lager erheblich beeinträchtigt werden (HERTER 2003). Regelmäßiger und intensiver Bodenbruch durch Wildschweine auf Waldwiesen kann zu einer erheblichen Ruderalisierung von Wiesengesellschaften führen (SIMON und GOEBEL 1999), die die Möglichkeit der Mahd in Frage stellen und zu einer Aufgabe der Pflege führen können.

Großflächig hohe Verbissintensitäten können durch Strukturveränderungen, abnehmende Strukturen in der Strauchschicht und Reduktion wichtiger Nahrungspflanzen (z. B. Haselnuss) Kleinsäugergesellschaften beeinträchtigen und Bestandsdichten von Gelbhalsmaus und Haselmaus verringern (BRIGHT und MORRIS 1992, FLOWERDEW und ELLWOOD 2001). Mäßiger Verbiss hingegen resultiert in einer Verzögerung von Sukzessionsabläufen und führt zu lichtreicheren Waldbeständen mit geschlossener Bodenvegetation, wovon wiederum Rö-

telmaus, Feldmaus und Spitzmausarten in ihren Bestandsdichten profitieren (FLOWERDEW und ELLWOOD 2001). Derart strukturierte Habitattypen sind wiederum bevorzugte Jagdhabitats am Boden (Hermelin, Wildkatze) oder bodennah (Waldkauz, Großes Mausohr) jagender Prädatoren. Bei sehr hohen Wilddichten (ein Stück Schalenwild/ha) verändert sich das System zu Ungunsten der zuvor genannten Kleinsäugerarten, wie Langzeitstudien im New Forest, England, zeigen konnten (PUTMAN et al. 1989). Auf kleinskaliger Ebene bleibt festzuhalten, dass bei Wildwiederkäuern unbeliebte Pflanzenarten, die durch Fressen konkurrierender Gräser indirekt gefördert werden, das Nahrungsspektrum von Kleinsäufern auch erweitern können, wie das Beispiel der Waldzwenke (*Brachipodium sylvaticum*), einer beliebten Nahrungspflanze der Feldmaus, zeigt (EVANS 1973).

Beäsungsintensitäten und selektive Äsungsvorlieben beeinflussen ebenso die Lebensgemeinschaften der Wirbellosen (Invertebrata) und hier vor allem der pflanzenfressenden Insekten. Beäsung führt zu heterogenen Strukturen am Boden, erhöhtem Lichteinfall, offenen Bodenstellen, Entnahme von Biomasse an der einen und Akkumulation (Kot) an anderer Stelle (STEWART 2001). Bevorzugt bestäube Baumarten wie Eichen (*Quercus spec.*), Weiden (*Salix spec.*) und Aspe (*Populus tremula*) beherbergen besonders viele und artenreiche Insektengruppen, Eibe (*Taxus baccata*) oder auch Ilex (*Ilex aquifolium*) hingegen werden weniger stark von Insekten frequentiert und auch weniger stark bestäubt. Andererseits gibt es auch Baumarten, die eine reiche Invertebratenfauna beherbergen, so die Schwarzerle (*Alnus glutinosa*) und gleichzeitig weniger gern bestäubt werden; oder auch Baumarten, die selektiv bestäubt werden, so die Esche (*Fraxinus excelsior*), jedoch nur mit vergleichsweise wenigen Insektenarten vergesellschaftet sind (STEWART 2001). Großflächige Reduktion verbissbeliebter Gehölzarten (Weidenarten, Aspe, Vogelbeere, Wildapfel und -birne) durch selektiven Verbiss führt zu verschlechterten Lebensbedingungen blütenbesuchender Wirbelloser; wirtsgebundene Insektenarten werden in ihren Abundanzen seltener (STEWART 2001).

Nicht wenige wirtsspezifische Insekten leben jedoch an Pflanzen, die nur mäßig bestäubt werden, so beispielsweise verschiedene seltene Wanzenarten wie *Thyreocoris scarabaeoides* (Wirtspflanze Veilchen *Viola spec.*), *Metatropis rufescens* (Wirtspflanze Hexenkraut *Circea lutetiana*), *Tingis reticulata* (Wirtspflanze Günsel *Ajuga reptans*) oder *Eurydema dominulus* (Wirtspflanze Wiesenschaumkraut *Cardamine pratensis*) oder auch der Rüsselkäfer *Barynotus moerens* (Wirtspflanze Waldbingelkraut *Mercurialis perennis*) (KIRBY 1992). Eine wichtige Insektenpflanze und gleichzeitig besonders äsungsbeliebte Art ist die Brombeere (*Rubus fruticosus* agg.). Die Blüten sind attraktive Nektarweiden für zahlreiche Insektengattungen, die abgeissenen (hohlen), verholzt-toten Ranken sind wichtige Überwinterungshabitate, z. B. für Solitärbienen der Gattungen *Osmia* und *Hyaleus* (KIRBY 1992, WARREN und KEY 1991). Erst sehr hohe Beäsungsintensitäten führen zu einer starken Reduktion der Brombeerherden im Lebensraum mit zu erwartenden negativen Rückwirkungen auf die vergesellschafteten Insekten. Mäßiger Verbiss hingegen verlangsamt die Sukzession der Gehölze und erhält die Brombeerstadien auf Waldlichtungen über längere Zeiträume (STEWART 2001).

Die hier aufgeführten Beispiele dienen dazu, aufzuzeigen, wie vielgestaltig Wechselwirkungen sein können.

An Großschutzgebiete und NLPs werden besondere Anforderungen gestellt, im Rahmen des Schalenwildmonitorings mit Methoden zu arbeiten, die die Entwicklungen unter Schalenwildeinfluss abbilden können und vor allem auch im Rahmen eines Langzeitmonitorings geeignet sind, die im NLP-Plan gesetzten Ziele zu überprüfen (IUCN 1994).

### **10.1.2 Einfluss der Jagd auf Raumnutzung und Schalenwildwirkung**

Bejagte Rothirsche zeigen ein deutlich anderes Raum-Zeit-Verhalten als nicht bejagte (GEORGII 1980, HALLER 2002). Direkte Effekte können sowohl Raummeidungen als auch Raum-

konzentrationen sein (GEORGII 1995). Störungen durch regelmäßige Präsenz der Jagenden führen zu Verdrängungen, Raumverschiebungen und zeitlich stärkeren Konzentrationen und erhöhten Verbissintensitäten in Waldgebieten ohne Jagd (MEIßNER et al. 2012). Wegnahe Bereiche oder offene Flächen werden störungsbedingt tagsüber gemieden oder bei starker Störung gänzlich nicht mehr belaufen (PETRAK 1996), während in unbejagten Gebieten ein ausgeprägtes tagaktives Verhalten zu beobachten ist (GEORGII 1980) und insbesondere auch nahrungsattraktive Wald- und Bergwiesen tagsüber dem Tagesrhythmus folgend aufgesucht werden (SCHÜTTE-KRUG und FILLI 2006).

In durch Jagd gestörten Gebieten ist das Raumeideverhalten abhängig vom Umfang deckungsreicher Waldstrukturen (PETRAK 1996). Deckungsarme, stärker von Menschen gestörte Waldflächen werden von Rothirschen eher gemieden, während Rehe aufgrund ihrer geringeren Körpergröße, dem stärker solitären Verhalten und dem andersartigen Fluchtverhalten (KURT 1980) hier meist noch ausreichend Deckung finden (BORKOWSKI und UKALSKA 2008) und gleichzeitig der störenden Konkurrenz der größeren Schalenwildarten entgehen (FERRETTI et al. 2011).

Gleichzeitig findet abseits der störbeeinträchtigten Flächen eine höhere Nutzungsfrequenz der Rothirsche statt (WESTEKEMPER 2012). Aus den dort von Rothirschen bevorzugten Habitaten (Waldwiesen, Lichtungen, lichte Altholzbestände mit einer energetisch höherwertigen Äsung) kann wiederum eine Verdrängung der Rehe erfolgen (FERRETTI et al. 2011). Die Folge ist ein komplexes segregatives artspezifisches Raumeide- und Raumkonzentrationsverhalten, verursacht durch anthropogene Störungen (Jagd, Freizeitaktivitäten, u. a.) und interspezifische Konkurrenz mit verschiedenartigen Wildwirkungen auf die Vegetation. Konzentrationseffekte höherer Rehdichten können in den von Rothirschen gemiedenen Bereichen die Folge sein. Die Effekte sind damit vermutlich anders als Prädatorenwirkungen in Naturlandschaften (vgl. Kapitel 6.8).

Rehe allein können bereits einen erheblichen Einfluss auf die Artenzusammensetzung der Pflanzengesellschaften und des Gehölzartenspektrums haben (ELLENBERG 1994, ROTH 1996, CRESPI et al. 2007). Ursache hierfür sind in der Regel hohe Rehdichten aufgrund von Konzentrationseffekten infolge günstiger Äsungsverfügbarkeiten und gleichzeitigem Fehlen weiterer Schalenwildarten. Rehe können in Gunsthabitaten (u. a. Habitate wie Kahlschläge, Sturmwürfe, Bachauen, Tallagen, feldnahe Wälder) erstaunliche Individuenzahlen erreichen, die häufig erst durch gezielte Schwerpunktabschüsse offenbar werden. In einem von Sturmwurf geprägten Forschungsrevier gelang es in einer dreijährigen Studie über drei Jahre hinweg 43, 42 und 33 Rehe/km<sup>2</sup> zu erlegen (WÖLFEL et al. 2001).

### **10.1.3 Schalenwildwirkung auf die Gehölzvegetation**

Der Rothirsch steht aufgrund seiner Körpergröße und des damit verbundenen Nahrungsbedarfs, seiner Fähigkeit zur umfänglichen Rindenschäle, seiner sozialen Lebensweise in durch Mutterfamilien geprägten Rudeln und dem steten Auftreten in allen deutschen Wald-NLPs neben Reh und Wildschwein im Fokus der Schalenwildwirkung auf die Vegetation. Rothirsche beeinflussen vor allem durch Verbiss, aber auch durch Tritt, Suhlen, Schälen und Geweihschlagen die Struktur und Artenzusammensetzung von Pflanzengesellschaften (PETRAK 1982, KRAUS 1987, BRIEDERMANN 1991).

Hohe Wilddichten, selbst wenn sie nur saisonal auftreten, zeigen Einfluss auf Artmächtigkeiten und Wuchshöhen der äsungsbeliebten Pflanzenarten (Heidelbeere, Brombeere, Himbeere u. a.) und begünstigen durch verbissbedingte verringerte Konkurrenz die weniger verbissbeliebten Arten (Waldreitgras, Adlerfarn, u. a.). Äsungsbeliebte Gehölze werden selektiv bevorzugt verbissen und sind dadurch wuchsbenachteiligt gegenüber konkurrenzstarken, weniger verbissbeliebten Baumarten. Im Gehölzartenspektrum führt intensiver Verbiss, abhän-

gig von der Höhenlage, vom Standort und den dort vorkommenden Baumarten, zu einer Förderung von Buche, Sandbirke, Fichte und Kiefer und einer Benachteiligung von Bergulme, Bergahorn, Weißtanne, Spitzahorn, Sommer- und Winterlinde, Mehlbeere, Hainbuche, Stiel- und Traubeneiche, Vogelbeere, Sal- und Grauweide, Aspe und Esche (u. a. BRIEDERMANN 1991, ELLENBERG 1994, AMMER 1996, KEIDEL et al. 2008, STRIEPEN 2013).

Der Vogelbeere wird in den von Fichten dominierten Hochlagenwäldern (Reitgras- und Moor-Fichtenwälder), z. B. in den NLPs Bayerischer Wald und Harz, in den Sukzessionsstadien nach Sturmwurf und Käferfraß der Fichtenaltbestände eine besondere Aufmerksamkeit beigegeben (STÖCKER 1994, LEDER 1998, SIEGRIST 2000). BRIEDERMANN (1991) beobachtete im westlichen Erzgebirge zwischen 1964 und 1985 einen erheblichen Rückgang und Arealverlust der Vogelbeere, verursacht durch Verbiss und Schälen stark angewachsener Rothirschbestände in den Wintereinständen. Der Winterbestand hatte sich von 20 Tieren/100 ha in 1965/1966 auf >40 Tiere/100 ha in 1983/1984 erhöht.

Vor Verbiss schützende Strukturen wie quer liegende Stämme nach Sturmwurf fördern die Vogelbeerensukzession. So schützte das Belassen sturmgeworfener Fichten in den Hochlagen des NLPs Harz auf dem Bruchberg die Vogelbeeren weitgehend vor Verbiss und ermöglichte das Aufwachsen einer vitalen Vogelbeerenverjüngung (NATIONALPARK HARZ 2012a, MEYER 2014). Auch KEIDEL et al. (2008) beobachteten in montanen Fichtenwäldern des Hochharzes nach mehrmaligen Sturmwürfen und Befall durch Borkenkäfer im Zeitraum von 1990 bis 2007 eine wüchsige Verjüngung von Fichten und Vogelbeeren. Insbesondere auf den Freiflächen dominierte die Vogelbeere mit bis zu 70 % der Gehölzzahlen die Gehölzsukzession. Während die Vogelbeere dabei jedoch Leittriebverbissprozente von bis zu 80 % aufwies, war die Fichte kaum verbissen. KEIDEL et al. (2008) prognostizierten bei anhaltend hoher Verbissbelastung eine Abnahme der Vogelbeerbaumzahlen in der Gehölzsukzession.

Auch auf der Waldforschungsfläche Bruchberg im NLP Harz zeigte das Monitoring im Zeitraum von 1997 bis 2008 nach dem Zerfall des Verhaus liegender Fichten in den Reitgras-Fichtenwäldern eine deutliche Abnahme der Anzahl an Vogelbeerbäumen durch Wildeinflüsse (Verbiss, Schlagen, Schälen) (NATIONALPARK HARZ 2012a, MEYER 2014).

Zu dem gleichen Ergebnis der verbissbedingt starken Reduktion der Vogelbeere in den Reitgras- und Moor-Fichtenwäldern der Hochlagen gelangt die Revision der im NLP Harz auf niedersächsischer Seite zwischen 1994 und 1999 angelegten Weiserflächenpaare in den Wiederholungsaufnahmen 2004 und 2005 (MANN 2009). Gleichzeitig waren in den submontanen und kollinen Lagen der Hainsimsen-Buchenwälder im NLP Harz keine verbissbedingten Baumartenverluste zu beobachten (MANN 2009).

Auch unter Bedingungen, die ein Aufwachsen der Vogelbeere erlauben, kann das Abbrechen der bis zu 2,5 m hohen jungen Vogelbeerbäume durch Rothirsche die Konkurrenz gegenüber der Fichte schwächen, so dass die Vogelbeere vorzeitig in ihrem Vorkommen reduziert werden kann (HEROLDOVÁ et al. 2003). HEROLDOVÁ et al. (2003) dokumentierten in den montanen Fichtenwäldern der Beskiden eine zahlenmäßig vorherrschende Gehölzverjüngung der Vogelbeere gegenüber der Fichte auf den Sturmwurfflächen. Die wenige Jahre alten Vogelbeeren hatten Wuchshöhen von 2 bis 2,5 m erreicht und zeigten dabei einen Höhenwachstumsvorsprung gegenüber der Fichte. Die Dichte an Rothirschen von ca. 1,8 Tieren/100 ha hatte das Aufwachsen der Vogelbeere kaum beeinträchtigt. Schließlich brachen Rothirsche bei unverändertem Wildbestand – und zuvor in diesem Umfang dort nicht beobachteten Verhaltensweisen – innerhalb von sechs Jahren etwa 50 % der 2 bis 2,5 m hohen Vogelbeeren um. Die Autoren prognostizierten, dass es der Vogelbeere bei anhaltender Intensität der Wildwirkung nicht gelingen wird, aus der Äserhöhe zu entwachsen und die Fichte die Vogelbeere schließlich überwachsen und verdrängen wird.

Wechselwirkungen zwischen Gehölzverjüngungen und dem Artenspektrum und Quantitäten an Kräutern, Gräsern und Sträuchern sind vielgestaltig und noch immer nicht gänzlich verstanden. Hohe Deckungsgrade an Brombeere auf Waldblößen oder in lichten Wäldern drücken die aufwachsende Gehölzverjüngung oder aber fördern das Aufwachsen von Gehölzen durch ablenkenden Verbiss (STRIEPEN 2013). HARMER et al. (2010) zeigten das Aufwachsen von Birken und Weiden bei hohen Wilddichten von 9 bis 17 Stück Schalenwild/100 ha. Entscheidend für das Aufwachsen der Gehölze war die Keimung bereits in der frühen Entwicklungsphase der Brombeere oder anderer konkurrenzkräftiger Arten vor der flächigen Ausbreitung der Brombeere. Nach Etablierung der Brombeerdickichte gelang nur noch wenigen Gehölzen das Keimen und Aufwachsen.

In den Naturwaldzellen Nordrhein-Westfalens beobachtete STRIEPEN (2013) ein vermehrtes Aufkommen von Baumkeimlingen in den ungezäunten Weiserflächen im Vergleich zu den Zaunflächen unter Wildausschluss. Hainbuche, Winterlinde und Fichte zeigten außerhalb der Gatter unter Wildeinfluss signifikant höhere Deckungsgrade der Keimlinge. Bei Bergahorn, Esche und Rotbuche waren außerhalb der Gatter häufiger erhöhte Keimlingszahlen festzustellen als innerhalb des Zaunes. Ursachen für die geringeren Keimlingszahlen unter Ausschluss des Schalenwildes war im Zaun die dämmende Wirkung der höheren Deckungsgrade verbissempfindlicher und konkurrenzstarker Arten wie Efeu und Brombeere. Zudem verhinderten die Zäune Bodenstörungen, die außerhalb durch das Wühlen der Wildschweine und Schalenwildtritt zu einer erhöhten Vegetationsdynamik und günstigen Keimungsbedingungen führten (STRIEPEN 2013).

Unabhängig von Wildeinflüssen stirbt bereits in der ersten Phase der natürlichen Verjüngung von Waldbäumen ein großer Teil der Bäumchen in der Keim- und Sämlingsphase, bedingt durch Trockenheit, Lichtmangel, Mäusefraß, Vögel, Eichhörnchen oder pathogene Pilze. WASEM und HÄNE (2006) beschreiben solche Effekte für die Stieleiche, SENN und SUTER (2003) für die Tanne.

Wie stark die Schalenwildwirkung dabei der natürlichen Automation vorgreift, die ohne Wildeinfluss geschehen würde, nämlich dass einzelne Baumarten so konkurrenzkräftig sind, dass sie die übrigen Gehölzarten wenige Jahre später durch vorherrschende Dominanz verdrängen würden, bleibt nicht selten aufgrund zu kurzer Beobachtungszeiträume der Untersuchungen unbeantwortet (u. a. SENN und SUTER 2003). Erfahrungsgemäß werden viele Weiserflächenuntersuchungen mit dem Erreichen von 1,8 bis 3 m Gehölzwuchshöhen eingestellt. So zeigen die Langzeitbeobachtungen von KEßLING (2014) in den Hochlagen des NLPs Harz, dass auch in den Zaunflächen die Vogelbeere schließlich von der Fichte weitestgehend verdrängt wird.

In Tieflandwäldern zeigen wüchsige Eichenverjüngungen in Honiggras-Eichenwäldern unter Langzeitbeobachtung und Wildausschluss nach 20 Jahren eine Dominanzverschiebung in der Verjüngung zugunsten der Hainbuche und einen Totalausfall der Eiche durch Beschattung (SIMON und GOEBEL 2014). Die Eiche ist unter solchen Standortbedingungen als Indikator und Schwellenwertgeber nicht geeignet, um Waldentwicklungsziele unter Schalenwildeinfluss beschreiben und bewerten zu können, auch wenn die zahlreich aufwachsenden jungen Eichen in den ersten zehn Jahren der Beobachtung der Gehölzverjüngung als geeigneter Bewertungsparameter zur Beschreibung von Verbissintensitäten erschien (SIMON et al. 2011).

Die inzwischen in Deutschland vorliegenden Ergebnisse aus Langzeituntersuchungen in der Naturwaldforschung (MEYER 2013, SCHMIDT et al. 2013, SCHULTE 2013) zeigen für Buchenwaldgesellschaften bzw. Eichen-Hainbuchenwälder die Schwierigkeiten auf, unter denen geeignete Soll-Kennwerte einer konkurrenzfähigen Gehölzartenverjüngung entwickelt und damit auch Schwellenwerte definiert werden können, die über eine konkurrenzstarke und

individuenreiche Verjüngung von Buchen bzw. Hainbuchen hinausgehen. Zumindest die Eiche wird in diesen Waldgesellschaften in der natürlichen Wuchsdynamik der Gehölzverjüngung in Wäldern ohne forstlich fördernde Eingriffe durch einen deutlichen Rückgang gekennzeichnet sein und wird damit zukünftig eine abnehmende Bedeutung im Gehölzartenspektrum aufzeigen (HEINRICHS und SCHMIDT 2013, LEICHT 2013, MEYER 2013, SCHULTE 2013). Dies gilt es bei Zieldefinitionen und Schwellenwertbildungen insbesondere in Buchen-Eichenwäldern und Eichen-Hainbuchenwäldern, die sich zukünftig ohne menschliche Eingriffe entwickeln sollen, zu berücksichtigen. In den montanen Fichtenwäldern hingegen, so z. B. in den Hochlagen des Harzes, kann die Vogelbeere als Pionier- und Mischbaumart neben der Fichte eine Indikatorfunktion hinsichtlich der Höhe des Wildverbisses haben (RAIMER 2004, MEYER 2014).

Über Gehölzpflanzen hinausreichende Indikatoren, die Wildwirkungen indizieren und gleichzeitig Charakterarten schützenswerter Lebensraumtypen sind, werden in den Nationalparks nur ausnahmsweise beschrieben. Für den NLP Eifel hat PETRAK (2010) auf der Grundlage langjähriger Vegetationsreihen in den Schluchtwäldern im Nordhangabfall der Dreibröner Hochfläche zum Urftal Verbissintensitäten an krautigen Pflanzen in den Ahorn-Linden-Blockschuttwäldern und den Ahorn-Eschen-Schluchtwäldern verglichen. Zu den Waldgesellschaften liegen bereits frühere Vegetationsaufnahmen vor (SCHWICKERATH 1944). Nach Aufgabe der militärischen Nutzung auf den offenen Hochflächen, Störwirkungen durch Freizeittourismus und dadurch bedingte Veränderungen im Raumverhalten der Rothirsche, wurden hohe Verbissintensitäten an der Mondviole/Silberblatt (*Lunaria redivia*), einer Charakterart der Schluchtwaldgesellschaften, festgestellt. PETRAK (2010) bewertet die Mondviole als geeignete Indikatorart, um Entwicklungen im Wildeinfluss auf die Schluchtwaldgesellschaften beurteilen zu können, da die Art Assoziationscharakter hat, äsungsbeliebt ist und gleichzeitig quantitativ mit ihrer Biomasse die Krautschicht prägt.

#### **10.1.4 Schalenwildwirkung in anthropogen stark veränderten Wäldern**

Mit zunehmender Naturferne des Waldes (in Mittelgebirgslagen meist Fichtenwälder auf Buchenwaldstandorten) und den daraus folgenden Strukturveränderungen der Bestandestypen wirken Schalenwildeinflüsse auf die Zusammensetzung und Struktur der Lebensräume vermutlich deutlich stärker als in Wäldern größerer Naturnähe (PETRAK 1982, KRAUS 1987, BRIEDERMANN 1991). Relevant ist diese Situation vor allem für die Entwicklungszonen der Mittelgebirgsnationalparke auf bodensaurem Grundgestein (u. a. NLPs Eifel, Harz, Kellerwald-Edersee und Sächsische Schweiz). BRIEDERMANN (1991) verglich die Wald- und Vegetationsentwicklung in den drei ostdeutschen Wildforschungsgebieten Eibenstock, Needlitz und Hohenbucko im Zeitraum von 1964 bis 1985. Die in allen drei Forschungsgebieten während des Untersuchungszeitraums anwachsenden Wildbestände führten zu deutlichen Verringerungen in den Artmächtigkeiten und Vorkommen äsungsbeliebter Arten. Die Wirkungen waren umso intensiver, je mehr das jeweilige Ökosystem bereits infolge anderer Einflüsse (fichten- bzw. kieferndominierte Forstwirtschaft, Schwefeloxidimmissionen, Stickoxid- und Stickstoffimmissionen) „instabil“ geworden war. In Eibenstock (westliches Erzgebirge) führte das Wirkungsgefüge zu einem erheblichen Rückgang und Arealverlust der Vogelbeere.

PETRAK (1982) beschreibt im Rahmen etho-ökologischer Studien am Rothirsch in der Nordeifel die Wildwirkungen durch Rotwild auf die Struktur und Artenzusammensetzung der Pflanzengesellschaften. Mit zunehmender Entfernung der Waldgesellschaft von der hpnV (heutige potentiell natürliche Vegetation), großflächigen Drahtschmielen-Fichtenwäldern auf Standorten ursprünglicher Hainsimsen-, Flattergras- und Waldgersten-Buchenwälder, nahm die Labilität und Schadensanfälligkeit durch Wildwirkungen zu. Unter solchen Bedingungen beeinträchtigen bereits Wilddichten von 1,5 bis 3 Rothirschen im Frühjahrsbestand/100 ha das natürlich aufwachsende Baumartenspektrum negativ (KRAUS 1987, für denselben Lebens-

raum). Die höhere Anfälligkeit der Wälder gegenüber Verbiss und Schälé aufgrund ihrer forstwirtschaftlichen Überprägung (NOPP 1999, VÖLK 1999) ist ein entscheidender Parameter in der Wildwirkungs-Bewertung (FÜHRER und NOPP 2001); dies betrifft ebenso die Entwicklungszonen der Wald-NLPs, die sich noch durch einen geringeren Grad an Naturnähe auszeichnen.

#### **10.1.5 Saisonale und artspezifische Nahrungspräferenzen**

Nahrungsbedarf, -vorlieben und -zusammensetzung von Rothirschen (HOFMANN 1985) und Rehen (KLÖTZLI 1965) sind umfassend untersucht worden. Saisonale Nahrungsvorlieben sind meist positiv mit den Nährstoffgehalten korreliert (ELLENBERG 1994, SUTER et al. 2004, DUMONT et al. 2005), sind jedoch vor allem im Winter ebenso abhängig von der Verfügbarkeit aufgrund der Schneehöhe (DUMONT et al. 2005) oder der Störung durch Jagd oder anderen menschlichen Aktivitäten. Verhaltensstudien an individuell erkennbaren weiblichen Rothirschen zeigten darüber hinaus individuelle Vorlieben in den Beäsungsintensitäten bestimmter Pflanzenarten und Laubgehölze, die deutlich von anderen Weibchen innerhalb des Rudelverbandes abweichen können (DUMONT et al. 2005). Äsungsvorlieben werden von Muttertieren auf Kälber tradiert (CLUTTON-BROCK et al. 1982).

Eine Bevorzugung nährstoffreicher Gräser zeigten Kotanalysen von Rothirschen im Schweizer NLP. Trotz verschiedenartiger Pflanzengesellschaften der Bergwiesen in drei getrennt voneinander liegenden Untersuchungsgebieten des Schweizer NLPs wurde eine bevorzugte Beäsung nährstoffreicher Gräser, vor allem des Rotschwingels, ermittelt. Das Borstgras hingegen, das deutlich geringere Nährstoffgehalte aufweist, wurde in allen Regionen nicht beäst (SUTER et al. 2004). Nahrungswahl und Beäsungsintensitäten sind in ungestörten Gebieten nicht nur durch Nährstoffgehalte geprägt, sondern werden nicht unerheblich durch die Nahrungsqualitäten benachbarter Vegetationsgesellschaften beeinträchtigt. So sind stärkere Beäsungsintensitäten einer Pflanzengesellschaft dort zu beobachten, wo benachbart Habitate hoher Nahrungsqualität und -verfügbarkeit liegen (BEE et al. 2008).

Insbesondere die qualitativen Ansprüche an die Winternahrung sind bei Rothirschen und Rehen jedoch sehr verschieden, da Rehe Gräser im Winter aufgrund ihrer geringeren Verdaulichkeit meiden und viel stärker wintergrüne Kräuter und Sträucher sowie Laubgehölztriebe fressen (KLÖTZLI 1965, REIMOSER 1986, VOSPERNIK und REIMOSER 2008). Die Winteräsung der Rothirsche besteht hingegen zu einem hohen Anteil aus rohfaserreicheren Gräsern (GEBERT und VERHEYDEN-TIXIER 2001). Die quantitativen Nahrungsmengen können sich durch die Verfügbarkeit von Waldlichtungen und Sturmwurfllächen deutlich erhöhen (STORMS et al. 2008).

#### **10.1.6 Saisonale Wanderungen entlasten die Vegetation**

In alpinen Lebensräumen wandert die Mehrzahl der Rothirsche aus den höher gelegenen Sommerhabitaten in die tiefer gelegenen Wintereinstände (GEORGII 1980, BERBERICH und RIECHERT 1994, HALLER 2002, ZWEIFEL-SCHIELLY et al. 2009). Die Rothirsche nutzen so die energetisch günstigeren Ressourcen der tieferen Lagen. Die Raumverschiebungen können bis zu 25 km (Schweizer Alpen, ZWEIFEL-SCHIELLY et al. 2009) bzw. bis zu 30 km (Schweizer NLP, HALLER 2002) betragen. Mit dem räumlichen Wechsel der Habitatnutzung im Winter geht eine Verbissentlastung der Vegetation in den Sommerhabitaten einher.

Vertikale Winterwanderungen in tiefer gelegene Gunstlagen sind auch für Rothirsche in den höher gelegenen Mittelgebirgen im NLP Bayrischer Wald (WOTSCHIKOWSKY 1981, HEURICH et al. in Arbeit) und im NLP Harz (FIELITZ 1999) dokumentiert und beschrieben. In den Mittelgebirgslebensräumen nutzen Rothirsche die Vegetation in der Regel ganzjährig, wodurch eine intensivere Wildwirkung bei gleicher Wilddichte zu erwarten ist.

Zumindest in strengen, schneereichen Wintern ist für alle Mittelgebirgs-NLPs anzunehmen, dass Teile der NLP-Sommerpopulation in tiefere Lagen bzw. die Randlagen des NLPs abwandern. Durch die Bejagung außerhalb der NLPs (in der Regel) bis Ende Januar werden wandernde Rothirsche selektiv geschossen. Gleichzeitig bleibt der nicht wandernde Teil der Population innerhalb der NLPs am Leben. Über Jahrzehnte wurde durch die Jagd eine Verhaltenstradition des Nichtwanderns gefestigt. Ganzjährige Wildwirkungen in den NLPs sind daher auch die Folge eines nicht mit dem Umfeld abgestimmten Schalenwildmanagements.

#### **10.1.7 Waldvegetationsentwicklung und Gehölzartenspektrum - Die Schwierigkeit der Definition von Zielen aus vegetationskundlich-ökologischer Sicht**

Die Forstwirtschaft im Wirtschaftswald strebt eine zügige Verjüngung der forstwirtschaftlich relevanten Hauptbaumarten an. Im Vordergrund stehen dabei in den Mittelgebirgen in der Regel Buche und Fichte, kleinflächiger ergänzend Eiche, Bergahorn, Esche oder Douglasie, Lärche und Kiefer. Ein begleitendes Aufwachsen der wirtschaftlich weniger relevanten Nebenbaumarten ist wünschenswert, steht aber nicht im Vordergrund der Zielsetzung der Forstbetriebspläne.

Die Zielsetzungen in den NLPs Deutschlands fokussieren sich auf Naturdynamik, Prozess-, Lebensraumtypen- und in speziellen Fällen auch Artenschutz. Dabei existiert ein breites Spektrum an Zielformulierungen in den NLPs (vgl. Kapitel 7.2 und 9.2.2). Zudem formulieren die NLP-Verordnungen eine Begrenzung der Schalenwildbestände auf eine Dichte, die das Gesamtspektrum der natürlichen Gehölzverjüngung im Wald nicht behindert. Darüber hinaus soll sich der meist günstige Erhaltungszustand der schutzgebietstypischen FFH-Waldlebensraumtypen nicht verschlechtern.

Die Bewertung des Erhaltungszustandes erfolgt zu einem wesentlichen Teil über Vegetationsaufnahmen (BRAUN-BLANQUET 1931, BRAUN-BLANQUET 1964, OBERDORFER 1992, DIERSCHKE 1994). Die Beschreibung und Definition der natürlichen Gehölzverjüngung, die schließlich Grundlage für die Bewertung der Gehölzverjüngungsentwicklung unter Schalenwildeinfluss ist und auf deren Basis Schwellenwerte und Abschusspläne erarbeitet werden, bereitet hingegen aus folgenden Gründen bereits größere Schwierigkeiten (s. auch SCHERFOSE 2014):

- a) Das Gehölzartenspektrum kann standortbedingt verschieden sein; seltene Baumarten sind nur sehr kleinräumig konkurrenzstark und überlebensfähig gegenüber den auf sonst überwiegender Fläche vorherrschenden Baumarten.
- b) Das Gehölzspektrum der Initialphase kann deutlich verschieden zur Phase der Arten im Dickungsstadium sein, bedingt durch artspezifisch unterschiedliche Konkurrenzstärken, unabhängig vom Schalenwildeinfluss (SIMON et al. 2003a, DÖLLE et al. 2013). So bildet das Gehölzspektrum der Initialphase nicht die noch wirkenden Dominanzverschiebungen unter den aufwachsenden Gehölzen der folgenden 10 bis 20 Jahre ab (DÖLLE et al. 2013, SIMON und GOEBEL 2014).
- c) Die Standortbedingungen haben sich aufgrund gesteigerter Stickstoffeinträge innerhalb der letzten Jahrzehnte verschoben, so dass das Mischungsverhältnis im Altbaumbestand nicht mehr das rezente Potenzial der Artenverjüngung darstellen muss (SCHMIDT 1999, SCHMIDT und HEINRICHS 2013, SIMON und GOEBEL 2014).
- d) Veränderte Klimabedingungen verschieben Artenspektrum und Artenhäufigkeiten der Gehölzverjüngung (CAILLERET et al. 2014, HICKLER 2014).

Für die Definition von Schwellenwerten, die bei Überschreitung Schalenwildmanagementmaßnahmen (in der Regel jagdliche Regulierung) auslösen, muss erkennbar sein, welche

Entwicklungen standortbedingt (unabhängig von Wildwirkungen) ablaufen, welche der Wildwirkung unterliegen und welche schließlich die Zielentwicklung beeinträchtigen.

Kennzahlen, welche die absolute oder relative Häufigkeit des Gehölzverbisses darstellen (in der Regel Leittriebverbissprozente), bilden den Ist-Zustand ab (u. a. POLLANSCHÜTZ 1980), sind allein aber nicht geeignet, Waldzustandsziele zu bewerten, solange definierte Soll-Werte nicht bekannt sind (REIMOSER 1986, REIMOSER und GOSSOW 1996). Das heißt, das formulierte Verjüngungsziel muss realistisch hergeleitet werden. Methodisch sind Weiserflächenvergleichspaare hierfür geeignet. Langzeiterhebungen mit Kontrollzäunen und ungezäunten Vergleichsflächen unter Berücksichtigung von Standort und Beschattung zeigen dabei erst einmal, welche Baumarten ohne Wildeinfluss zu erwarten sind und mittel- bis langfristig als Teil der Waldgesellschaften konkurrenz- und überlebensfähig sind. Der definierte Soll-Wert unter Wildeinfluss ist schlussendlich ein anderer als die Situation in der Zaunfläche ohne Wildeinfluss. Gehölzindikatorarten müssen für jede Waldgesellschaft (und Waldentwicklungsphase) definiert werden.

Naturnah ausgeprägte Buchenwälder haben eine eher geringe Indikatorfunktion hinsichtlich der Wildwirkungen, da die Buche in der Gehölzverjüngung dominiert und dabei nur gering bis mäßig verbissattraktiv ist. Damit beherrscht die Buche auch unter Ausschluss des Wildeinflusses die Gehölzverjüngung. Anders ist die Situation auf den meist kleinflächigeren Sonderstandorten wie Trockenwäldern, Schluchtwäldern, Feucht- und Nasswäldern sowie Blockschuttwäldern. Das Vorkommen solcher eher seltenen Waldgesellschaften macht ein gezieltes Monitoring hier sinnvoll. Aus den hier gewonnenen Daten können am ehesten Schwellenwerte der Schalenwildwirkung abgeleitet werden. Solche seltenen Waldgesellschaften sind z. B. im NLP Eifel Schluchtwälder, in denen ein gezieltes Monitoring stattfindet oder Blockschuttwälder im NLP Kellerwald-Edersee, die durch eine Gewichtung von Weiserflächenpaaren in ihrer Entwicklung und Gehölzverjüngung fokussiert beobachtet werden (s. Kapitel 10.2.7). Auch Initialstadien der Waldentwicklung nach Sturmwurf und Insektenfraß sowie Schlagflächen der aktiven Waldentwicklung in den NLP Entwicklungszonen können so durch ein gezieltes Monitoring die Entwicklung der verbissattraktiven Gehölze (v. a. Salweide, Aspe, Vogelbeere, Bergahorn) aufzeigen, wenn solche Initialphasen flächig relevant für den NLP sind.

Als äsungsbeliebte Indikator-Mischbaumarten können in hochmontanen Lagen (etwa oberhalb 1000 m ü. NN) Vogelbeere und Bergahorn sowie auf mineralstoffreichen Standorten auch die Bergulme geeignet sein. Für die montane Höhenstufe (etwa zwischen 500 und 1000 m ü. NN) sind hier schwerpunktmäßig Bergahorn, Vogelbeere, Bergulme und Esche zu nennen. In planarer bis submontaner Lage (etwa unterhalb 500 m ü. NN) kommen dementsprechend vor allem Sommerlinde, Spitzahorn, Bergahorn, Esche, Traubeneiche, Stieleiche, Hainbuche, Vogelkirsche, Winterlinde, Feldahorn, Mehlbeere, Vogelbeere, Salweide, Aspe und Elsbeere als Indikatorarten in Frage.

Die fachliche Diskussion und Bewertung geeigneter Vegetationsparameter zur Erfassung der Wildwirkung auf die Vegetation ist in den NLPs unterschiedlich weit vorangeschritten. Ergebnisse wurden bislang nur aus wenigen NLPs publiziert. Auch nach den Interviews mit den Fachexpertinnen und -experten der NLPVs blieb der Kenntnisstand sehr verschieden. Daher wird hier wiederholt auf Fallbeispiele aus den NLPs zugegriffen, für die Analysen und Bewertungen aus dem Vegetationsmonitoring vorlagen.

Im NLP Harz wird ein umfangreiches Vegetationsmonitoring durchgeführt, das hier in seiner methodischen Vorgehensweise kurz vorgestellt werden soll. Die Schalenwildbestandsregulierung im NLP Harz orientiert sich am Zustand der Vegetation und berücksichtigt Wildverbiss an Gehölzen, Sträuchern, Gräsern und Kräutern. Die Entwicklung unter Wildeinfluss wird durch Soll/Ist-Kennwerte im Kontrollzaunverfahren mit Hilfe von Weiserlatten (RAIMER 1998) und durch Verbissaufnahmen vornehmlich an der Gehölz- und Strauchvegetation entlang von Trakten in regelmäßigen Abständen zwischen den Weiserflächen erhoben (HENNECKE 1998). Der Zustand der Vegetation unter Wildeinfluss wird in „Vegetationskennziffern“ übertragen, die damit die Vorgaben zur Bejagung und Jagdintensität begründen (HENNECKE 1998). Schlussendlich entscheidend für die Bejagung und Bejagungsintensität ist jedoch der Leittriebverbiss an Haupt- und Nebenbaumarten, differenziert nach Waldgesellschaften. Die Vorgaben, die Bejagung auslösen, sind dabei sehr eng gefasst: Bereits ein Leittriebverbiss an den Hauptbaumarten von 0,1 bis 3 % löst eine Bejagung aus. Bei den Nebenbaumarten liegt der Bejagung auslösende Schwellenwert bei 0,1 bis 5 % (RAIMER 2004). In der Konsequenz wird bei Anwendung derart niedriger Schwellenwerte eine dauerhafte Bejagung auf ganzer NLP-Fläche ausgelöst.

Bei der hier auf Gehölze fokussierten Diskussion der Wildwirkung und Indikatorfunktion muss gleichermaßen bedacht werden, dass es sich bei keiner – auch der eher selteneren – Gehölzarten um bestandsbedrohte Arten handelt. Es sollte daher gerade auch in NLPs zulässig sein, dass nicht auf ganzer Fläche das gemäß dem Standort potenziell mögliche Artenspektrum vertreten ist, solange bestimmte Baumarten nicht großflächig ausfallen. Hier gilt es abzuwägen, ob der jagdliche Eingriff, der immer auch mit einer Störwirkung verbunden ist und meist auch mit dem Offenhalten und Befahren an sich nicht mehr benötigter Wege, den Aufwand lohnt oder eine Zielrealisierung selbst mittelfristig trotz erheblicher Jagdaufwendungen nicht möglich ist. Management muss daher immer auch an eine Effektivitätskontrolle gebunden sein und sich selbst in seiner Effektivität prüfen.

#### **10.1.8 Auswahl geeigneter Erfassungsmethoden**

In Deutschland finden vor allem drei Verfahrensweisen zur Erfassung der Wildwirkung auf die Waldvegetation Anwendung (vgl. u. a. POLLANSCHÜTZ 1980, PETRAK 1990, REIMOSER und SUCHANT 1992, SIMON und PETRAK 1998, SIMON et al. 2003b, PETRAK 2004, RAIMER 2004, KIFFNER et al. 2008):

- Gehölzaufnahmen/Gehölzverbissaufnahmen
- Rindenschältaufnahmen
- Vegetationsaufnahmen und Vegetationsverbissaufnahmen einschließlich des Gehölzverbisses im doppelpaarigen Kontrollzaunverfahren (Weiserflächen)

Gehölzverbissaufnahmen (s. Abb. 20, Abb. 21) sowie Rindenschältaufnahmen wurden vor allem nach forstlichen Aspekten entwickelt vor dem Hintergrund, die wirtschaftliche Bedeutung der Schalenwildwirkung auf die Baumarten erfassen zu können. Beide Aufnahmeverfahren kommen im Rahmen der Waldbaulichen Gutachten der länderbezogenen Forstinventuren zum Einsatz. Die methodischen Verfahren sind in der Detailanwendung meist bundesländerweise verschieden und werden entweder im Klumpenstichprobenverfahren oder im Transektverfahren durchgeführt (PETRAK et al. 1998, LÖDIGE 2010). Ein bundesweit einheitliches Vorgehen in den NLPs gibt es nicht, NLPs übernehmen die Methoden der jeweiligen Landesinventuren. Die vergleichende Auswertung von Verbissaufnahmen zwischen mehreren NLPs und die Anwendung statischer Verfahren in der Auswertung werden durch unterschiedliche Verfahrensweisen und Stichprobenzahlen erschwert.



Abb. 20: Verbiss am Beispiel von Buchenleittrieben (Fotos: O. Simon). Unverbissener Buchenleittrieb (links) und mehrfach verbissener Buchenleittrieb (rechts), Buchenpflanzung in einem Fichtenbestand in einer NLP-Entwicklungszone. Gehölzverbissaufnahmen konzentrieren sich in der Regel auf den Leittrieb mehrjähriger Gehölzpflanzen.



Abb. 21: Buchenaltholz mit Buchenkeimlingen und Reh (Foto: NLP Kellerwald-Edersee). Die Keimlingszahlen werden durch Vegetations- und Gehölzaufnahmen in Weiserflächen erfasst

Vegetationsaufnahmen (s. Abb. 22) wurden in den botanischen Wissenschaftszweigen der Pflanzensoziologie und Geobotanik entwickelt, um Pflanzengesellschaften mit Arteninventaren und Artenhäufigkeiten beschreiben und vergleichen zu können. Das Verfahren kommt vor allem in der botanisch-ökologischen Wissenschaft zum Einsatz. Die methodische Vorgehensweise der Aufnahmen ist international standardisiert (DIERSCHKE 1994). Durch die Einbindung des Vegetationsverbisses für alle krautigen Arten, Gräser und Sträucher sowie des Gehölzverbisses sind vertiefende Auswertungen der Wildwirkung auf Beäsungsintensitäten möglich (PETRAK 1991).



Abb. 22: Zwei Weiserflächen für Vegetationsaufnahmen, Beispiele aus dem NLP Kellerwald-Edersee (Fotos: O. Simon).

### 10.1.9 Einsatz der Methoden

Da der Methodeneinsatz im Rahmen des Waldvegetations-Schalenwild-Monitorings in NLPs in der Regel mittel- bis langfristig über mehrere Jahre erfolgt und meist mit nicht unerheblichem personellen und finanziellen Einsatz einhergeht, sollte die Auswahl der Methoden und ihre Leistungs- und Aussagefähigkeit vorab sorgfältig geprüft werden (vgl. dazu EUROPARC DEUTSCHLAND 2008). Folgende Fragen können helfen, die Eignung zu klären:

Für welches Ziel wurden die Methoden entwickelt? Wo kommen die Methoden üblicherweise zum Einsatz, da durchaus Unterschiede in der Methodenanwendung zur a) Schadenskontrolle im Wirtschaftswald und b) pflanzensoziologischen Forschung bestehen? Vor allem Letztere sind geeignet, gleichzeitig auch synökologische Wechselwirkungen und systemare Einflüsse auf Waldgesellschaften sowie die Entwicklung von Waldgesellschaften erfassen und beschreiben zu können.

Wozu dient das Vegetationsmonitoring?

- Überprüfung der Zielerreichung (abhängig von der Zielformulierung im NLP)
- Erfolgskontrolle der Schalenwildregulierung (Schalenwildregulierung kann dabei sowohl die Regulierung der Wilddichte als auch die Regulierung der Wildverteilung beinhalten)
- Von Interessen und örtlichen Zielen losgelöste Forschung der Waldentwicklung unter Einfluss der Schalenwildwirkung (welche krautigen und verholzenden Arten verjüngen sich unter den spezifischen Standortbedingungen)
- Synökologische Zönosenforschung im Lebensraum, welche Vegetationsentwicklung und Tierlebensgemeinschaften (Wechselwirkungen Schalenwild und weitere Tierartengruppen) im Fokus hat

Dabei ist die Wahl der Methoden abhängig von

- der Zieldefinition (das, was erreicht werden soll, muss mit den gewählten Methoden auch messbar sein), um ein hohes Maß an Effektivität zu erhalten.
- den zu kontrollierenden Sachverhalten (was will man messen? Tierartenbezogene Effekte oder Effekte bezogen auf die räumliche Dichte der Summenwirkung aller vor Ort vorkommenden Schalenwildarten?).
- den zur Verfügung stehenden Ressourcen (Arbeitskapazität, Verfügbarkeit von internem/externem Personal).

Die notwendige Langfristigkeit der Untersuchungen gilt es zu beachten, das heißt die Finanzierung der Wiederholungsaufnahmen sollte gesichert sein. Praktikabel ist es daher, sowohl einen mittelfristigen Zeitraum von beispielsweise 10 bis 15 Jahren festzusetzen, als auch den Turnus, in dem die Aufnahmen wiederholt werden, um die Kosten/Arbeitsaufwendungen übersichtlich kalkulieren zu können. Dabei muss berücksichtigt werden, dass bei Weiserflächen zudem regelmäßige Kontrollen und Instandhaltungskosten der Weiserzäune anfallen.

## 10.2 Ergebnisse

### 10.2.1 Ziele und Erhebung

Terrestrische NLPs bestehen aus Wald und Offenland. Acht der elf terrestrischen NLPs in Deutschland weisen einen Waldanteil von 70 % und mehr auf. Den geringsten Waldanteil hat der NLP Unteres Odertal mit 21 % Flächenanteil. Gleichzeitig verfügen alle NLPs über mehr oder weniger große Offenlandanteile. Fünf Wald-NLPs zeigen Flächenanteile von mehr als 10 % Offenland. Der NLP Unteres Odertal umfasst mit 56 % Offenland den höchsten Anteil (s. Abb. 23). Das Vegetations- und Wildwirkungsmonitoring beschränkt sich jedoch meist sehr stark auf den Wald.

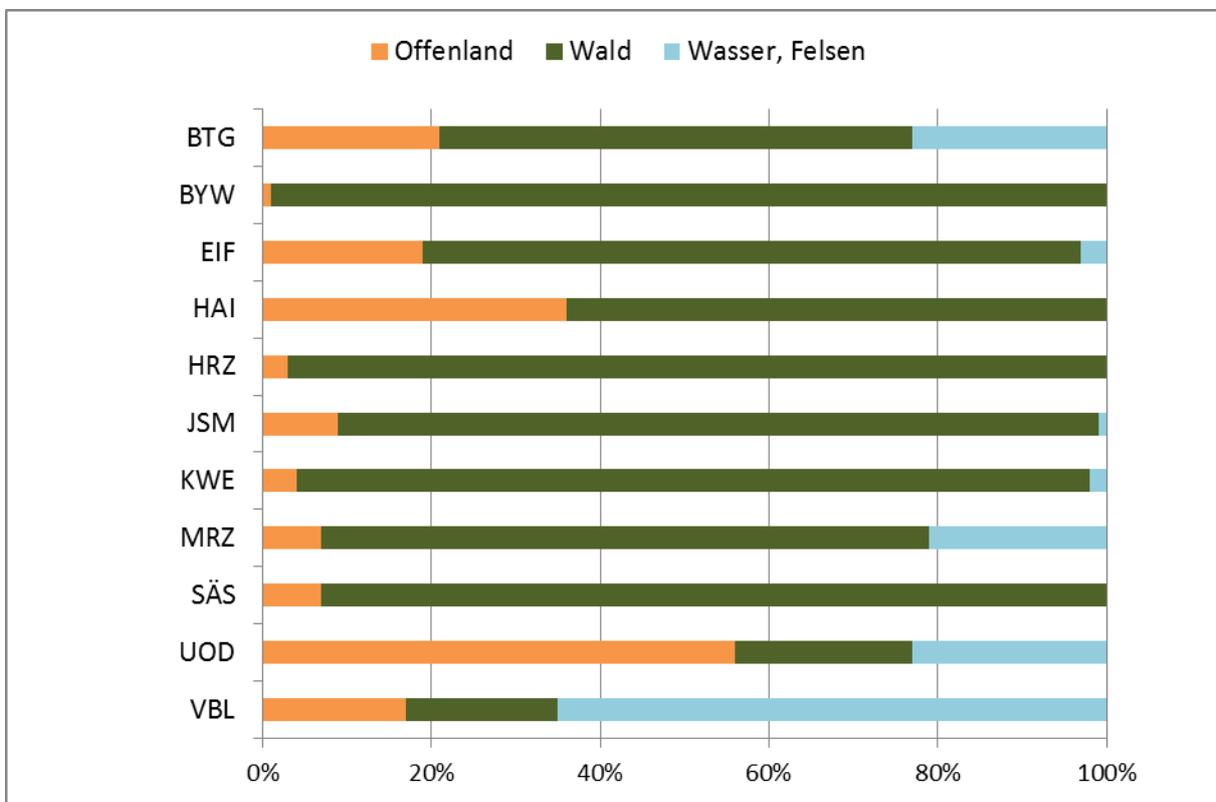


Abb. 23: Wald-, Offenland- und Gewässeranteile in den elf untersuchten NLPs (ohne Ostsee in den NLPs Jasmund und Vorpommersche Boddenlandschaft)<sup>1</sup>.

<sup>1</sup> Anmerkung zu Abb. 23: Der NLP Vorpommersche Boddenlandschaft hat eine Ausdehnung von 804 km<sup>2</sup>. 132 km<sup>2</sup> sind Landflächen, 432 km<sup>2</sup> umfassen Ostsee und 241 km<sup>2</sup> Boddengewässer. Zur besseren Vergleichbarkeit mit den anderen NLPs werden lediglich die Landflächen von 132 km<sup>2</sup> (51 % Wald, 27 % Landwirtschaft, 22 % sonstige Offenlandflächen) und die 241 km<sup>2</sup> Binnengewässer der Bodden (NATIONALPARK VORPOMMERSCHE BODDENLANDSCHAFT 2002) dargestellt.

Die im Folgenden vorgestellten Ergebnisse resultieren aus den mit den NLPVs (Fachgebiet Wildmanagement/Forschung) geführten Interviews.

Auf die Frage, welche Ziele das Vegetations-Schalenwildwirkungs-Monitoring verfolgt, nannten die NLPVs sechs vorrangige Ziele. Die vier wichtigsten Ziele des Vegetationsmonitorings umfassen Kennzahlen zu Gehölzverbissentwicklung (zehn NLPs), Baumartenvielfalt in der Gehölzverjüngung (neun NLPs), Intensität des Gehölzverbisses (neun NLPs) und Wuchshöhen der Gehölze (acht NLPs). In drei NLPs ist die Erfassung der Rindenschälintensität wichtig, in drei NLPs die Dokumentation der gesamten Vegetationsentwicklung (s. Abb. 24).

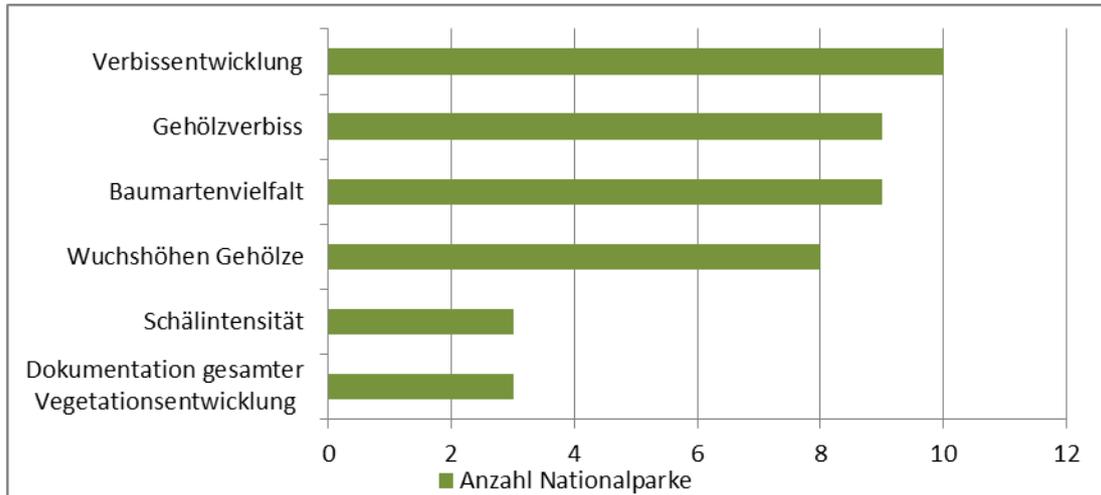


Abb. 24: Ziele des Vegetations-Schalenwildwirkungs-Monitoring. (Mehrfachnennungen möglich).

Übereinstimmend mit den Zielen im Vegetationsmonitoring erfassen zehn NLPVs im Rahmen ihres Monitorings Wuchshöhen und den Leittriebverbiss der Gehölze (BTG, BYW, EIF, HAI, HRZ, JSM, KWE, MRZ, SÄS, VBL). Das Rindenschälprozent ist in vier NLPs Teil des Monitorings (BYW, HRZ, KWE, SÄS), im NLP Eifel findet ein Schälmonitoring eingeschränkt im Süden des NLPs statt. Aufnahmen der Gesamtvegetation auf Dauerbeobachtungsflächen werden in acht NLPs durchgeführt (EIF, HAI, HRZ, JSM, KWE, MRZ, UOD, VBL). Wildverbiss an der Gesamtvegetation und die Entwicklung der Vegetationsgesellschaften unter Wildeinfluss im Weiserflächenverfahren werden jedoch nur in vier NLPs im Rahmen des Monitorings untersucht (EIF, HRZ, KWE, UOD). Das Bodenwühlen der Wildschweine als Einflussfaktor auf die Vegetation wird in drei NLPs erfasst (EIF, KWE, UOD) (s. Abb. 25).

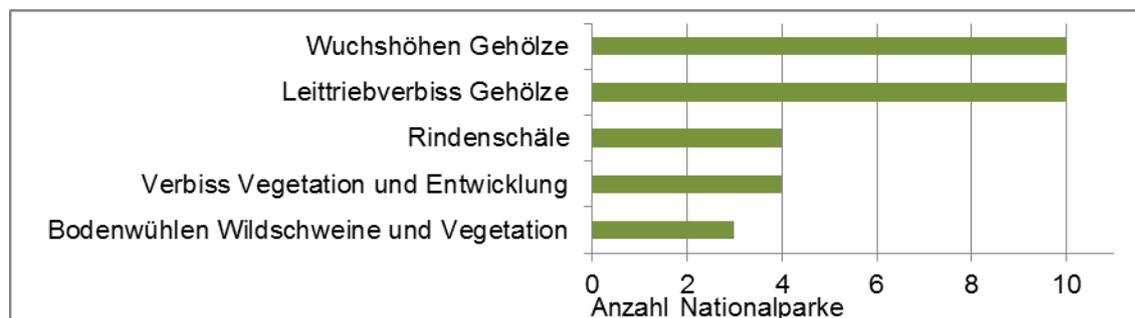


Abb. 25: Erfasste Vegetationsparameter im Schalenwildwirkungs-Monitoring (Mehrfachnennungen möglich).

## 10.2.2 Methoden

Die zur Anwendung kommenden Methoden sind nationalparkweise verschieden. Weisergatter, das heißt paarig angelegte Vergleichsflächen, von denen eine gezäunt ist (vgl. Kapitel 10.1.8), wurden in zehn NLPs eingerichtet, um Gehölzaufnahmen (in vier NLPs auch Vegetationsaufnahmen) durchzuführen. Gehölzverbissaufnahmen werden als Trakt- bzw. Transektaufnahmen in zehn NLPs durchgeführt. Vier NLPVs nutzen die Einrichtung der Weisergatterpaare (wie oben geschrieben) zur Aufnahme der Gesamtvegetation mit und ohne Wildeinfluss. Die Stichprobenumfänge taxierter Gehölze, die Transektlängen und -dichten der Gehölzverbissaufnahmen sowie der Umfang der Vegetationsaufnahmen im Kontext der Wildwirkung sind dabei nationalparkweise verschieden und orientieren sich im Wesentlichen an den Forstlichen Gutachten der Bundeslandes in dem der NLP liegt. Eine NLPV führt keine Verbissaufnahmen durch, beobachtet jedoch die Waldvegetationsentwicklung anhand von Weiserflächen (UOD). Vier NLPVs erheben die Rindenschäle (BYW, HRZ, KWE, SÄS) und arbeiten dabei mit einem Klumpenstichprobenverfahren (s. Abb. 26); fallweise hat sich dabei das methodische Aufnahmeverfahren geändert (KWE) oder es gab mehrjährige Phasen ohne Aufnahmen (HRZ).

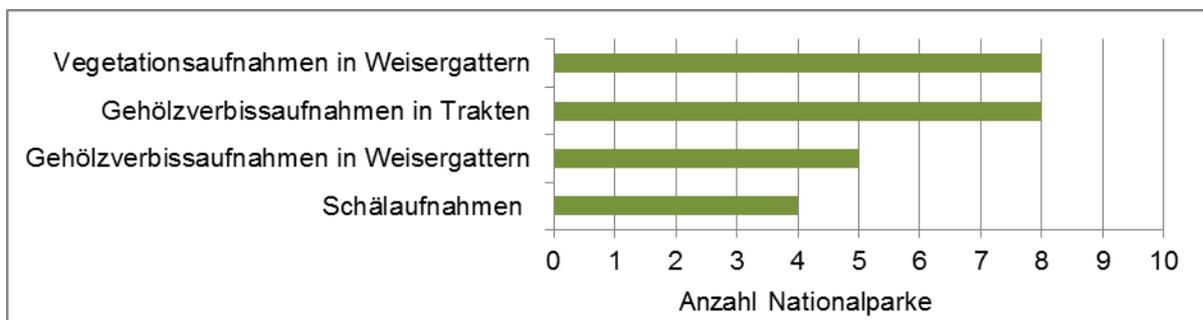


Abb. 26: Im Vegetations-Schalenwildwirkungs-Monitoring angewandte Methoden (Mehrfachnennungen möglich).

Die Aufnahmen erfolgen entweder durch NLP-Personal (zehn NLPs) und/oder durch externe Expertinnen oder Experten (neun NLPs), meist wird das Vegetationsmonitoring als Kombination beider Untersuchergruppen geleistet. Die dafür jedes Jahr aufgebrauchten Ausgaben sind sehr verschieden. Höhere Aufwendungen in absoluten Zahlen (>10.000 €) für das Vegetations-Schalenwildwirkungs-Monitoring werden in den NLPs Harz, Eifel, Müritz, Berchtesgaden und Kellerwald-Edersee geleistet. Die Mehrzahl der NLPVs verwendet pro Jahr nach eigenen Angaben jedoch weniger als 10.000 € für das Vegetations-Schalenwildwirkungs-Monitoring. Bezogen auf die terrestrische NLP-Fläche liegen die Aufwendungen in den NLPs Eifel, Hainich, Harz, Jasmund, Kellerwald-Edersee und Müritz bei jährlich >1,5 €/ha (s. Abb. 27).

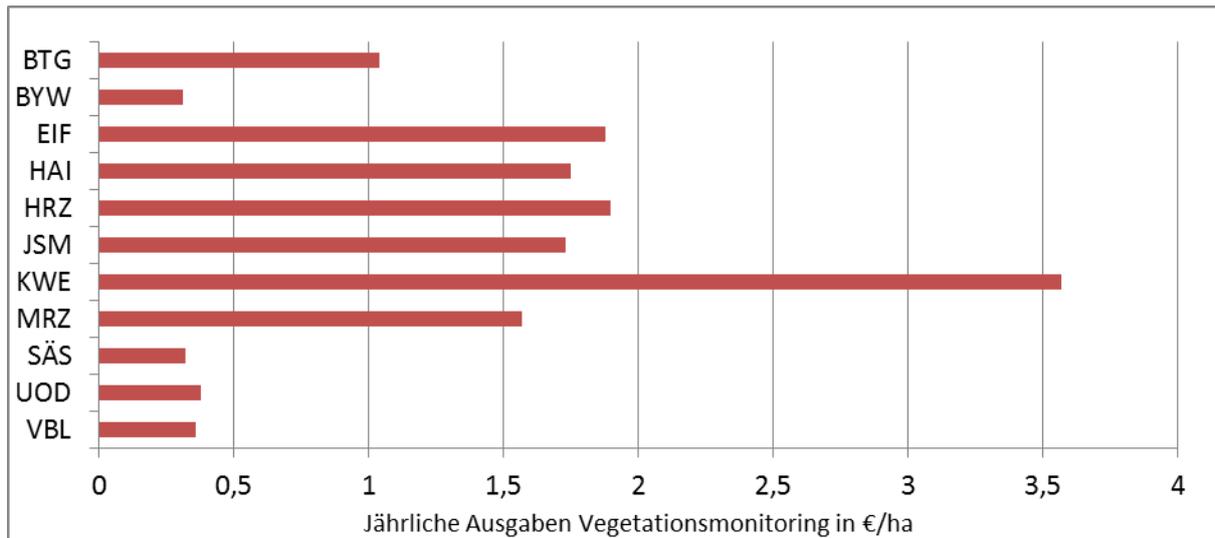


Abb. 27: Jährliche Kostenaufwendungen für das Vegetations-Wildwirkungs-Monitoring bezogen auf die terrestrische NLP Fläche.

Gleichzeitig umfasst der Etat für das Schalenwildmanagement und hier insbesondere für die jagdliche Regulierung, enorme personelle, finanzielle und zeitliche Aufwendungen (s. Kapitel 9.2). Die Ausgaben für das Vegetationsmonitoring sind in Relation zu den Ausgaben für das Schalenwildmanagement gering. Einzelne NLPs stellten die eigenen Zahlenangaben im Nachgang in Frage und schätzten diese eher höher ein (die Aufwendungen sind fallweise durch NLP-interne Leistungen höher, jedoch schwerer bilanzierbar und daher Schätzwerte; Aufwendungen durch externe Leistung konnten in den Interviews dahingegen exakt benannt werden). Dennoch ist das Ausgabenverhältnis vor dem Hintergrund auffällig, dass das Vegetationsmonitoring solide Grundlagendaten liefern soll, die wiederum die Grundlage für die Entscheidung zur Durchführung des Schalenwildmanagements sein sollen.

### 10.2.3 Monitoringflächen

Die Auswahl der Monitoringflächen erfolgt entweder auf der Grundlage systematischer Rasterverfahren (z. B. Aufnahmeflächen an Knotenpunkten von Gitternetzen von 500 m x 500 m oder 1000 m x 1000 m) oder auf der Grundlage der zuvor kartierten Verteilung von Vegetationsgesellschaften. Die überwiegende Mehrzahl der Monitoringflächen (19 von 23 Anwendungen in elf NLPs) wird anhand systematischer Raster ausgewählt (s. Abb. 28).

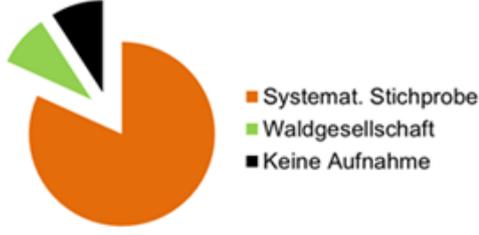
<p><b>Vegetationsaufnahme</b></p>  <p> <span style="color: orange;">■</span> Systemat. Stichprobe  <span style="color: green;">■</span> Waldgesellschaft  <span style="color: black;">■</span> Keine Aufnahme </p>	<p>Fünf NLPVs vollziehen die Auswahl von Vegetationsaufnahmen auf Basis systematischer Rasterverfahren.</p> <p>Drei NLPVs treffen die Auswahl von Vegetationsaufnahmen auf Basis von Waldgesellschaften.</p> <p>Drei NLPVs führen keine Vegetationsaufnahmen durch.</p>
<p><b>Schältaufnahme</b></p>  <p> <span style="color: orange;">■</span> Systemat. Stichprobe  <span style="color: black;">■</span> Keine Aufnahme </p>	<p>Vier NLPVs vollziehen Schältaufnahmen auf Basis systematischer Stichprobeninventuren.</p> <p>Sieben NLPVs führen keine Schältaufnahmen durch.</p>
<p><b>Gehölzverbissaufnahme</b></p>  <p> <span style="color: orange;">■</span> Systemat. Stichprobe  <span style="color: green;">■</span> Waldgesellschaft  <span style="color: black;">■</span> Keine Aufnahme </p>	<p>Neun NLPVs vollziehen die Auswahl von Gehölzverbissaufnahmen auf Basis systematischer Rasterverfahren.</p> <p>Eine NLPV erhebt Gehölzverbiss auf Basis von Waldgesellschaften.</p> <p>Eine NLPV führt keine Gehölzverbissaufnahmen durch.</p>

Abb. 28: Die Auswahl der Monitoringflächen erfolgt in systematischen Rasterverfahren oder auf der Grundlage der Zonierung von Vegetationsgesellschaften.

Lediglich die NLPs Hainich, Kellerwald-Edersee und Unteres Odertal wählen die Vegetationsaufnahmeflächen (Probeflächen, Weiserflächenpaare) im Schalenwildwirkungsmonitoring anhand der Verteilung der Waldgesellschaften aus. Im NLP Kellerwald-Edersee werden auf dieser Grundlage auch Gehölzentwicklung und Gehölzverbiss erfasst.

#### 10.2.4 Zieldefinitionen und Schwellenwerte

In den NLPs wurden nationalparkspezifische Vegetations-Schalenwildwirkungs-Monitorings eingerichtet, um den Einfluss des Schalenwildes auf die Vegetation dokumentieren und bewerten zu können. Aus den Ergebnissen sollen Schwellenwerte abgeleitet werden, welche die kritischen Grenzen definieren, ab wann Schalenwildwirkungen den im NLP-Plan gesetzten NLP-Zielen entgegenstehen. Entscheidungen im Schalenwildmanagement, vor allem die Notwendigkeit jagdlicher Regulierungen, werden durch Schwellenwerte objektivierbar.

Die für das Schalenwildmanagement zuständigen Experten in den NLPVs wurden daher gefragt, ob für den NLP Schwellenwerte bestehen, die Maßnahmen im Schalenwildmanagement auslösen. In fünf NLPs sind Schwellenwerte definiert oder zumindest beschrieben, in sechs NLPs sind keine Schwellenwerte gesetzt (s. Tab. 8).

Tab. 8: Nationalparkspezifische Definitionen von Schwellenwerten der Schalenwildwirkung.

Schwellenwerte	Nennungen
Leittriebverbiss >25 %	1x
Leittriebverbiss >15 %	1x
Leittriebverbiss >5 %, Neuschäle >1 %	1x
Gehölzverbiss, Verlust von Gehölzarten (jedoch ohne Nennung von Kennarten und Zahlen)	3x
keine Schwellenwerte definiert	5x
Schalenwildwirkung im NLP für das Schalenwildmanagement ohne Bedeutung	1x

Drei NLPVs benannten Kennzahlen für Schwellenwerte. Diese betreffen Gehölzverbiss bzw. Gehölzverbiss und Neuschäle. Baumartenspezifische Kennzahlen gibt es nicht. Eine Herleitung der Kennzahlen, die sich bezüglich Gehölzverbiss zwischen den NLPs erheblich (um den Faktor drei bzw. fünf) unterscheiden, war nicht möglich. Es handelt sich vor allem um empirisch ermittelte Werte. Eine direkte Verknüpfung zwischen den im NLP-Plan gesetzten Zielen und daraus abgeleiteten Schwellenwerten verträglicher Schalenwildwirkung existiert für keinen NLP. Vor dem Hintergrund, dass alle NLPVs Schalenwild bejagen und eine jährliche Regulierung bzw. Reduktion für notwendig erachten, erstaunt die Feststellung, dass dafür keine, aus dem Vegetationsmonitoring abgeleiteten, Regelwerke bestehen.

### 10.2.5 Bedeutung von Indikatorarten – Beispiel Moorbirke

Über die Schwierigkeit, geeignete Indikatorarten auszuwählen, die Schalenwildwirkungen beschreiben, wurde bereits in den Kapiteln 10.1.3 „Schalenwildwirkung auf die Gehölzvegetation“ und 10.1.7 „Waldvegetationsentwicklung und Gehölzartenspektrum“ diskutiert. Im NLP Harz gilt die Moorbirke (*Betula pubescens*) als Leit(baum)art der Hochlagen im Harz. Die Moorbirke ist äsungsbeliebt und wird im Vergleich zur Sandbirke (*B. pendula*) von Wildwiederkäuern selektiv und sehr viel stärker verbissen. Die Reduktion der Moorbirke durch Rothirsch und Reh gilt im NLP Harz als ein wesentlicher Grund, trotz der schwer zugänglichen Hochlagen, dort noch zu jagen (PUSCH 2011). Das Beispiel der Moorbirke erscheint daher gut geeignet, den Konflikt Arterhalt/Artförderung versus Wildnisentwicklung/ Naturdynamikschutz eingehender zu diskutieren (s. Abb. 29).



Abb. 29: Kontrollzaun eines Weiserflächenpaares auf Moorbirkenstandort im NLP Harz (Foto: O. Simon).

Vegetations- und Gehölzaufnahmen in Birkenbruchwäldern mit Rohirschvorkommen auch außerhalb des NLPs im Harz, im Solling, im Rothaargebirge oder auch im Hunsrück dokumentieren eine Moorbirkenverjüngung, die in nur geringen Anzahlen über die Äserhöhe hinauswächst. Gleichzeitig zeigt es sich aber auch, dass in Naturwaldreservaten mit bereits längerfristig bestehenden Weiserzäunen (Bruchberg/Harz, Friedrichshäuser Bruch/Solling, Palmbruch und Langbruch/Hunsrück) die Moorbirkenverjüngung weit weniger wüchsig ist, als es nach der potenziell natürlichen Vegetation zu erwarten wäre. Zu beobachten ist auch eine meist wesentlich wüchsiger Gehölzverjüngung von Sandbirke, Fichte und Buche in den Zäunen (SCHMIDT 2015). Dabei spielen Umwelt- und Standortveränderungen (Entwässerung, Stickstoffeinträge, Klimawandel, Diasporenangebot der Umgebung und anderes) eine wichtige Rolle.

Gleichwohl ist die Moorbirke keine gefährdete Art, weder in Niedersachsen (auch nicht im Harz) noch bundesweit. Ein Blick in die Verbreitungsatlanen (GARVE 2007, NETPHYD und BFN 2013) und in die Roten Listen macht das deutlich. Ein Verlust der Moorbirke durch Wildverbiss ist höchstens kleinflächig denkbar, nicht aber regional oder gar national. Dafür ist die Moorbirke als r-Strategie zu erfolgreich und sei es nur auf Ersatzstandorten. Dies gilt gleichermaßen für die Kleinart *B. pubescens subsp. carpatica*, die im Harz einen Verbreitungsschwerpunkt in Niedersachsen besitzt, und nach GARVE (2007) mangels genauer taxonomischer Ansprache in „Niedersachsen unterkartiert und sicherlich noch deutlich weiter verbreitet ist“ als heute bekannt (SCHMIDT 2015).

Aus vegetationskundlich-floristischer Sicht besteht kein Problem, wenn durch Rothirsch- und Rehverbiss die Moorbirke in den Hochlagen des NLPs Harz reduziert wird, auf einigen Moorflächen sogar ganz verschwindet und dadurch vielleicht die sehr offenen Bereiche mit Moorvegetation zunehmen. Alternativ kann es jedoch auch zu einer starken Zunahme der Fichte kommen. Diese Entwicklungen zuzulassen und zu beobachten, ist der Sinn eines NLPs (SCHMIDT 2015). Für die Moorbirke förderliche Maßnahmen könnten sich alternativ auf die um den NLP Harz gelegenen Wälder der Niedersächsischen Landesforsten konzentrieren.

Hinzu kommt ein sehr praktischer Aspekt: Die Bejagung in den Hochlagen des NLPs ist erschwert. Die vor Ausweisung des NLPs übliche jagdliche Infrastruktur (Hochsitze, Schusschneisen, Pirschwege, usw.) ist meist nicht mehr vorhanden. Bewegungsjagden sind nur erfolgreich, wenn das Wetter günstig ist. Die Wetterbedingungen im Spätherbst mit Nebel oder Dauerregen in den Hochlagen erschweren jedoch häufig eine effiziente Bejagung, insbesondere wenn die Jagdplanung bereits Wochen vorher erfolgen muss. Überlagert werden jagdliche Maßnahmen von verhaltensbiologischen Abläufen. Die meist bereits früh einsetzenden, lang andauernden und schneereichen Winter veranlassen die Rothirsche im Harz noch während der Jagdzeit zu starken vertikalen Wanderungen in tiefere Lagen (FIELITZ 1999). In der jagdfreien Zeit im Frühsommer und Sommer sind bereits wenige Tiere, die sich in den ruhigen Moorbereichen aufhalten, ausreichend, um die vorhandenen Moorbirken in der Verjüngung selektiv zu beäsen und dadurch ein Aufwachsen zu verzögern bzw. auch zu verhindern. Die Hochlagen des NLPs Harz sind ausgewiesene Kernzonen, in denen keine aktiven Waldbaumaßnahmen mehr stattfinden. Hohe jagdliche Aufwendungen und eine schwierige Bejagung, zudem ein Vorhalten von jagdlicher Infrastruktur, stehen dem NLP-Gedanken hier entgegen. Aus vegetationskundlicher Sicht besteht kein Grund, hier weiterhin zu stören und zu jagen.

#### **10.2.6 Offenlandmonitoring**

Alle terrestrischen NLPs umfassen mehr oder weniger große Offenlandanteile (s. auch Abb. 23). Ein Vegetationsmonitoring, das auch Schalenwildwirkungen im Offenland dokumentiert, führen fünf NLPVs durch (EIF, HAI, eingeschränkt HRZ, KWE, UOD), sechs NLPVs verzichten darauf und beschränken ihre Analyse auf den Wald. Synökologische Wechselwirkungen

zwischen Schalenwild und Vegetation werden von drei NLPVs (EIF, KWE, UOD) vorgenommen. Synökologische Untersuchungen zu Wildwirkungen und Fauna gibt es in keinem NLP. Ein Offenlandmonitoring, das im Wesentlichen Talwiesen, aufgelassene Wildwiesen sowie im Offenland gelegene Wiesen und Weiden bzw. Sukzessionsflächen untersucht, wird vor allem in den NLPs Eifel, Hainich und Kellerwald-Edersee vorgenommen (s. auch NATIONAL-PARK HAINICH 2012, PARDEY und VOLLMER 2014). Spezielle Fragestellungen werden lokal in zwei weiteren NLPs bearbeitet. Im NLP Harz werden Wildschäden im Acker- und Grünland in den Überwinterungsgebieten beobachtet, im NLP Unteres Odertal werden Wildschweinswühlungen in den Deichanlagen dokumentiert. Die durch Schalenwild verursachten Wechselwirkungen im Offenland führen zu eigenen Dynamiken und Auswirkungen auf die lokale Artenausstattung (s. Abb. 30).



Abb. 30: Weiserflächenpaare auf Waldwiesen (Fotos: O. Simon). Links: Weiserflächenpaar auf einer gemähten Waldwiese; starker Wildschweinumbruch in den Assoziationen der mageren Glatthaferwiese und Borstgrasrasen; Wildschutzgebiet Kranichstein, Hessen. Rechts: Weiserflächenpaar auf einer nicht mehr gemähten Wildwiese. Die Vegetation der Vergleichsfläche ist stark geprägt durch Wildschweinumbruch und Beäsung und zeigt das Stadium einer mageren Glatthaferwiesenbrache; im Zaun ist die Sukzession fortgeschritten, dort hat sich ein Brombeergebüsch mit Gehölzinitialen entwickelt; NLP Kellerwald-Edersee.

Maßnahmen und Monitoring im Offenland des NLPs Eifel werden an dieser Stelle näher beschrieben, da hierzu zugängliche Publikationen vorliegen. Der Süden des NLPs Eifel ist geprägt durch Fichtenforste und gegliedert durch offene Täler mit Bärwurzweiesen, Goldhaferweiesen und Borstgrasrasen. Der Erhalt dieser in Deutschland inzwischen sehr seltenen Wiesengesellschaften ist ein besonderes Entwicklungsziel im NLP Eifel und ist gleichzeitig für den NLP-Tourismus von sehr hoher Attraktivität (Narzissen- und Bärwurzwanderungen im April und Mai). Für Rothirsche und Rehe sind die Talwiesen wichtige und attraktive Äsungsflächen. Nachdem zahlreiche Talflächen in den 1960er und 1970er Jahren mit Fichten bepflanzt wurden, wurden diese Talzüge seit Ausweisung des NLPs wieder geöffnet, die Fichten gerodet und die geöffneten Talflächen entweder einer Selbstberasung überlassen oder mit Heudrusch von benachbarten Bärwurzweiesen geimpft (FUCHS et al. 2010). Alle Flächen werden vegetationskundlich beobachtet. Gleichzeitig wird stichprobenartig auf einigen neu geöffneten Talflächen die Entwicklung hin zu Bärwurzweiesen durch Weiserflächenpaare mit und ohne Wildwirkung vegetationskundlich dokumentiert (NEITZKE et al. 2011). Darüber hinaus existiert ein bereits in den 1980er Jahren implementiertes vegetationskundliches Monitoring auf den historisch gewachsenen Bärwurz- und Narzissenweiesen der Täler, welches bereits mehr als 20 Jahre vor Einrichtung des NLPs begann. Mit dessen Hilfe wird die Entwicklung bei regelmäßiger Mahd oder freier Sukzessionsentwicklung unter Wildeinfluss beobachtet (PETRAK 1992).

Gleichzeitig werden auch im Zentrum des NLPs auf dem ehemaligem Truppenübungsplatz der Dreiborner Hochfläche die mehr als 1.100 ha umfassenden Offenlandflächen (magere Glatthafer- und Goldhaferwiesen, Borstgrasrasen, Rotschwengelweiden und Grünlandbrachen) in ihrer Vegetationsentwicklung (Pflegezonen mit Mahd und Schafbeweidung, Zonen freier Sukzession) unter Schalenwildwirkung (Beäsung durch Rothirsche und Rehe, Bodenwühlen durch Wildschweine) beobachtet (PARDEY und VOLLMER 2014). Neben der Einrichtung von Weiserflächenpaaren und Vegetationsaufnahmen im zweijährigen Turnus erfolgen Vegetationsaufnahmen im Rahmen der permanenten Stichprobeninventur (PSI) im Raster 250 m x 250 m im zeitlichen Abstand von 10 Jahren (Erstaufnahme 2011). Das Offenland umfasst eine rund 800 ha große ganzjährig jagdfreie Zone, die gewollte Wildkonzentrations-effekte bewirkt und eng mit der Erlebbarkeit von Rothirschen auf der Dreiborner Hochfläche verbunden ist. Erste interessante Ergebnisse zur Schalenwildwirkung zeigen sich u. a. durch das Auftreten des Efeublättrigen Hahnenfußes in einigen Suhlen (NEITZKE und RÖÖS 2015).

Auf waldfreien Fichten- und Douglasienräumflächen nach größerflächigem Abtrieb oder Sturmwurf wird die Vegetationsentwicklung durch die permanente Stichprobeninventur im zehnjährigen Turnus beobachtet, zusätzlich vor allem aber auch durch die Einrichtung von mindestens 20 Initialgattern mit Größen von 0,3 bis 0,7 ha, die als Null-Referenz im Vergleich zur Sukzessionsentwicklung unter Schalenwildwirkung dienen und gleichzeitig Initiale der Laubwaldförderung sein sollen. Mangels Mutterbäumen wurden fallweise jeweils 25 Bergahornwildlinge in diese Initialgatter gepflanzt (RÖÖS 2014). Die Sukzessionsabläufe hin zur Waldentwicklung sowohl unter Schalenwildwirkung (aktuell verzögerte bis stark verzögerte Sukzession, vorwiegend mit Ginstergebüsch) wie auch ohne Schalenwildeinfluss auf den Nullreferenzflächen im Zaun (Sukzessionsabfolge Ginster, Grauweide/Schlehe/Weißdorn/Zitterpappel, Sandbirke/Karpatenbirke, Stieleiche/Buche/Bergahorn) werden vegetationskundlich dokumentiert und wertfrei im Rahmen des Naturdynamikschutzes beobachtet (NEITZKE 2014).

### 10.2.7 Best practice-Beispiele

Im Verlauf des Projektes haben die NLPVs wiederholt den Wunsch geäußert, beispielhafte Vorgehensweisen einzelner NLPs als sogenannte „best-practice-Beispiele“ hervorzuheben, um Anregungen zu erhalten und dabei auch die nationalparkinternen Diskussionen zu befördern. Drei Praxisbeispiele aus den NLPs Kellerwald-Edersee, Unteres Odertal und Vorpommersche Boddenlandschaft zeigen dazu verschiedenartige Möglichkeiten und Vorgehensweisen im Schalenwildwirkungs-Monitoring auf.

#### Standortauswahl von Weiserflächenpaaren

Das Beispiel NLP Kellerwald-Edersee zeigt eine mögliche methodische Vorgehensweise zur Auswahl einer ausreichenden Anzahl an Weiserflächenstandorten zur Abbildung auch seltenerer Waldgesellschaften auf. Der natürliche und flächenmäßig vorherrschende Waldtyp im NLP Kellerwald-Edersee ist der bodensaure Buchenwald, der in verschiedenen standörtlichen Ausbildungen vorkommt und eine relativ artenarme Krautschicht aufweist. Die Mull-Buchenwälder auf den nährstoffreicheren Wuchsorten kommen in überwiegend kleinflächiger Ausprägung vor. Auf felsüberprägten Standorten wie Block- und Schutthalden finden sich Sonderwaldgesellschaften wie Edellaubholz-Block- und Hangwälder oder Eichen-Trockenwälder. Erlen- und Eschenwälder umsäumen die zahlreichen Quellrinnen und Bachläufe. Die Bestände beschränken sich meist auf die direkte Umgebung der Fließgewässer, flächenhafte Ausprägungen sind selten (NATIONALPARK KELLERWALD-EDERSEE 2008).

Insgesamt lassen sich neun Pflanzengesellschaften der Wälder und Waldlichtungen in 28 pflanzensoziologisch verschiedenen Ausbildungen differenzieren, die auf einer Fläche von 5.700 ha durch 60 Weiserflächenpaare repräsentiert werden. 16 Weiserflächen entfallen auf Sturmwurfflächen, Weitere auf Waldlichtungen und Waldwiesen in Sukzession. 44 Weiserflächen verteilen sich auf die Waldgesellschaften<sup>2</sup>.

Die Einrichtung der Weiserflächen war ein progressiver Prozess. Bereits 1992 (zwölf Jahre vor der NLP-Ausweisung) wurden 30 Weiserflächen in den Buchenwäldern eingerichtet, die bis heute Bestand des Monitorings sind. Mit zunehmender Kronendeckung und Bodenbeschattung in den heute über 180- bis 200-jährigen Buchenbeständen reduzierten und verlangsamten sich die Entwicklungsprozesse in der Bodenvegetation auf einigen dieser Flächen. Die Flächen sind jedoch weiterhin Bestand des Monitorings, werden jedoch nur noch

---

<sup>2</sup> In Naturzonen/Prozessschutzgebieten mit dichten, vorratsreichen Wäldern kann sich die Einrichtung einer ausreichend großen Anzahl an Weiserflächenpaaren schwierig gestalten (Schwierigkeit der Findung geeigneter, ausreichend großer und vergleichbarer Standorte/Strukturen in räumlicher Nähe zueinander). Bei verringerter Wededichte erhöht sich zudem der Aufwand der Unterhaltung. Durch strukturdynamische Prozesse können mittelfristig ehemals vergleichbare Flächenpaare in einen nicht mehr vergleichbaren Zustand geraten. Solche nicht mehr vergleichbaren Situationen zwischen gezäunten und ungezäunten Parzellen sind in Prozessschutzwäldern unvermeidbar, betreffen nach 24-jährigen Erfahrungen mit dem Bestand der Weiserflächen im NLP KWE jedoch nur einige Flächenpaare. Grundsätzlich wird die Aussagefähigkeit aus den Datenreihen der Weiserflächen dadurch jedoch nicht geschmälert, gleichzeitig werden Entwicklungsprozesse nachvollziehbar dokumentiert. Auf sich plötzlich stark verändernde Lebensraumsituationen, z. B. nach großflächigen Sturmwürfen oder Absterbeprozessen, kann mit der Neueinrichtung von Flächenpaaren reagiert werden. Weiserflächensysteme können durchaus flexibel den sich verändernden Prozessen angepasst werden, wie das Beispiel NLP KWE zeigt. Auch auf Sonderstandorten, die in der Regel nur klein und in besonderer Ausformung, steil, nass oder felsig sind, kann die Einrichtung von Weiserflächenpaaren zielführend sein (wenn auch nicht immer einfach in der Einrichtung), wenn Wildwirkungen dokumentiert werden sollen. Im NLP KWE gelang lediglich auf zwei besonders steilen und felsig-flachgründigen Standorten kein Zaunbau, so dass sich im Monitoring hier mit ungezäunten Dauerbeobachtungsflächen beholfen wurde.

in größeren Zeitabständen aufgenommen (alle drei, fünf oder zehn Jahre). Ab 2005 wurde das Monitoring um Weiserflächen in Eichenwäldern, Eichen-Hainbuchenwäldern, Ahorn-Linden-Eschenwäldern und Bachauenwäldern ergänzt. Nach dem Frühjahrssturm Kyrill 2007 erfolgte die Einrichtung zusätzlicher Weiserflächen auf Sturmwurfflächen und geräumten Douglasienflächen. 2010 erfolgte eine Ergänzung in Eschen-Quellrinnen und 2011 auf aufgelassenen artenreichen Wildwiesen (s. Abb. 31).

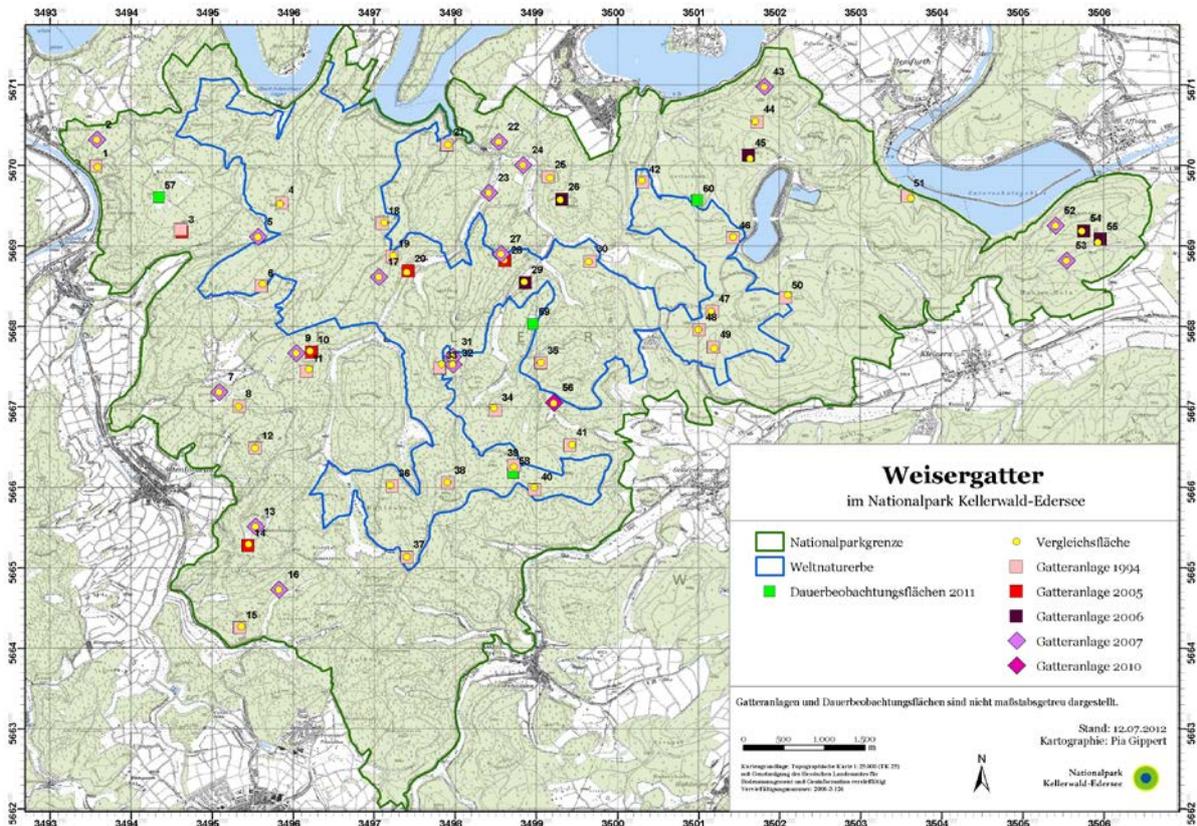


Abb. 31: Räumliche Verteilung der Weiserflächen im NLP Kellerwald-Edersee (Abbildung: NLP Kellerwald-Edersee).

Die Auswahl der Weiserflächen soll alle typischen Standorte des NLPs und hierbei auch die kleinflächigen Biotope, repräsentieren und gleichzeitig eine ausreichend hohe Aussagekraft über die besonders schutzwürdigen Waldgesellschaften ermöglichen, die in Teilen wiederum nur sehr kleinflächig auf Sonderstandorte beschränkt vorkommen. Gleichzeitig soll eine räumliche Verteilung der Dauerbeobachtungsflächen Aussagen zu möglichst allen Waldbereichen des NLPs erlauben. Bei einer rein systematischen Rasterverteilung der Weiserflächen in Wäldern hoher Naturnähe wäre der Hainsimsen-Buchenwald aufgrund seiner hohen Flächenpräsenz mit 37 von insgesamt 44 Waldweiserflächenpaaren repräsentiert worden. Alle übrigen Waldgesellschaften wären mit einer, maximal zwei Weiserflächen berücksichtigt worden.

Da jedoch gerade diese „übrigen“ Waldgesellschaften aufgrund der besseren Basen- und Wasserversorgung der Böden besonders äsungsattraktive Artengemeinschaften ausbilden und hier Schalenwildeinflüsse wesentlich stärker präsent sind als in den schattigen, vergleichsweise artenarmen Hainsimsen-Buchenwäldern, war es wichtig, diese Waldgesellschaften stärker zu berücksichtigen als dies in einem systematischen Auswahlverfahren möglich gewesen wäre. Statt theoretisch sieben Flächenpaaren wurden daher 28 Flächen-

paare eingerichtet, die nun auch Aussagen zur Entwicklung der im Gebiet seltenen Waldgesellschaften erlauben und gleichzeitig in der Lage sind, die Entwicklung von Ahorn, Linde, Esche, Ulme und Eiche in dem von Buchen dominierten NLP zu prognostizieren (s. Tab. 9 und Abb. 32)

Tab. 9: Theoretische systematische und reale vegetationsbezogene Verteilung der 44 Wald-Weiserflächen im NLP Kellerwald-Edersee.

Waldgesellschaften hoher Naturnähe	Anteil an naturnahen Wäldern	Flächenbezogener Anteil – absolute Anzahl	Auswahl nach Waldgesellschaften – absolute Anzahl
Hainsimsen-Buchenwälder	84 %	37	16
Waldmeister-/Haargersten-Buchenwälder	5 %	2	10
Eichenwälder	5 %	2	5
Eichen-Hainbuchenwälder	2 %	1	3
Ahorn-Linden-Eschenwälder	2 %	1	5
Bachauenwälder	2 %	1	5
Summe	100 %	44	44



Abb. 32: Vegetationsaufnahme in einem Weiserflächenzaun in einem Bacherlenwald (links), Weiserflächenzaun in einem Weißmoos-Eichenwald (rechts) (Beispiele aus dem NLP Kellerwald-Edersee, Foto: O. Simon).

### Wildökologische Lebensraumbewertung

Heterogene Standortbedingungen in den NLPs, bedingt durch Relief sowie Nährstoff- und Wasserversorgung, führen zu sehr verschiedenartigen Lebensraumbedingungen für die Schalenwildarten, die sich nicht selten kleinräumig stark unterscheiden können. Störungen durch Jagd und Freizeitnutzung überlagern die Attraktivität günstiger Habitats für Wildwiederkäuer und Wildschweine. Jagdfreie Gebiete und NLP-Bereiche mit einer besonders geringen Wegedichte hingegen erhöhen wiederum die Lebensraumeignung. In NLPs mit größeren jagdfreien Zonen, so beispielsweise in den NLPs Eifel und Kellerwald-Edersee, wird ein Konzentrationseffekt in der jagdfreien Zone auf den Verzicht auf Bejagung zurückgeführt. Inwiefern diese Lebensräume bereits vor Einstellung der Jagd vor allem für Wildwiederkäuer aufgrund besonders günstiger Lebensraumbedingungen besonders attraktiv waren, wird in der Diskussion um die Effekte jagdfreier Gebiete häufig nicht ausreichend gewürdigt.

Bereits in den 1960er Jahren bemühten sich MÜLLER (1963) und UECKERMANN (1960) um die Klassifizierung der Lebensräume nach Nahrungsverfügbarkeiten mit dem Ziel für den jeweiligen Lebensraum tragfähige Wilddichten zu ermitteln. HOFMANN et al. (2008) haben die Klas-

sifizierung der Lebensräume auf der Grundlage der Waldgesellschaften, ihrer floristischen Artenzusammensetzung und ihrer Artenhäufigkeit spezifiziert und die Produktivität und Attraktivität der Waldgesellschaften in Abhängigkeit von der Lichtversorgung in einer wildökologischen Lebensraumbewertung zusammengeführt. Beispielhaft wurde auf dieser Grundlage die Lebensraumeignung auf der räumlichen Einheit verschiedener Hegegemeinschaften erarbeitet. Auf der Ebene eines NLPs fand die wildökologische Lebensraumbewertung erstmals im NLP Vorpommersche Boddenlandschaft Anwendung (HOFMANN und POMMER 2009, NEUMANN und TOTTEWITZ 2010a) (s. Abb. 33), nachdem bereits auch Kernflächen in einem anderen Großschutzgebiet (Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin, Hegegemeinschaft Chorin) klassifiziert wurden (HOFMANN et al. 2008).

### Wildökologische Lebensraumbewertung Darß und Zingst

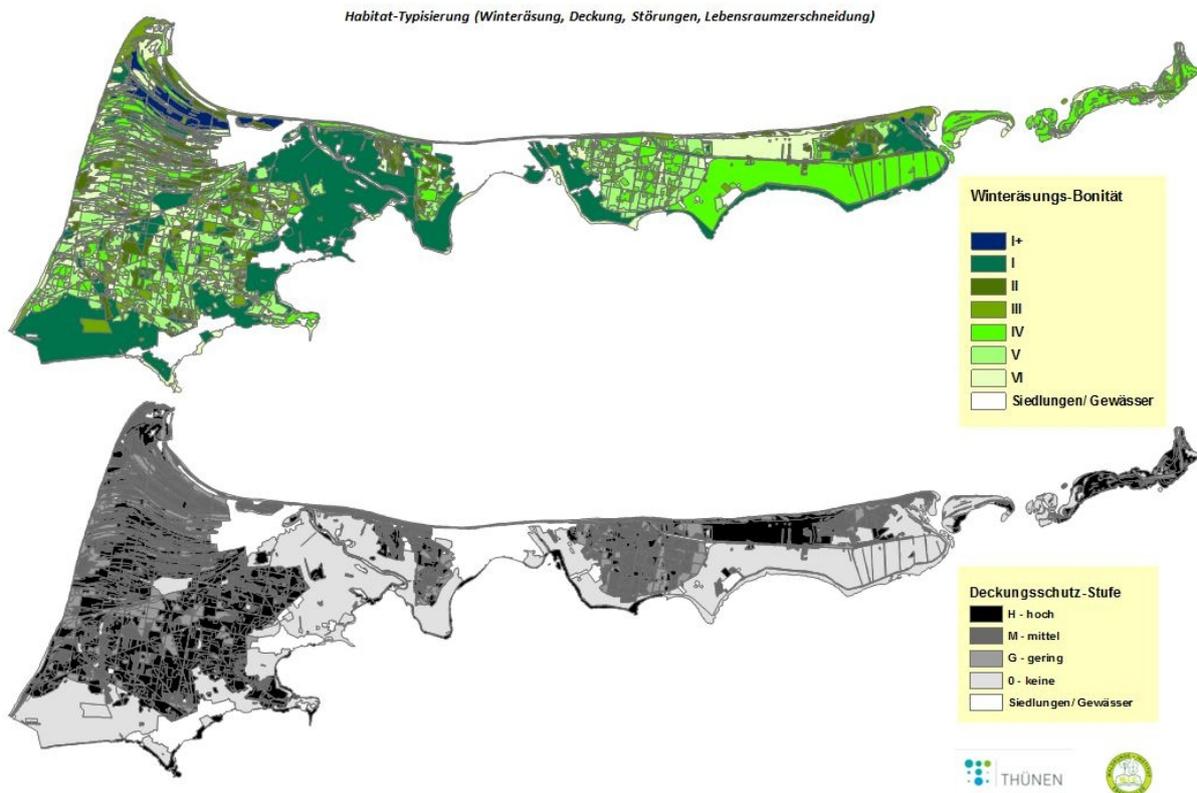


Abb. 33: Wildökologische Lebensraumbewertung Darß und Zingst im NLP Vorpommersche Boddenlandschaft (Abbildung: Thünen-Institut). Die Karten zeigen die verfügbare Winterärsung (oben) und die Sichtdichte der Vegetation (unten)

Neu in der Anwendung im NLP Vorpommersche Boddenlandschaft war die Verschneidung der wildökologischen Lebensraumbewertung mit einer hohen Datendichte an GPS-besenderten und verorteten Rothirschen in den Wald- und Offenlandlebensräumen auf dem Darß und Zingst im NLP Vorpommersche Boddenlandschaft (NEUMANN und TOTTEWITZ 2010b). Die Bedeutung waldnahen Grünlandes, artenreicher Erlensumpfwälder wie auch störungsarmer Einstandsflächen in dem stark touristisch frequentierten Wald des NLPs konnten herausgearbeitet werden. Eine wildökologische Lebensraumbewertung in dieser Weise stellt fundierte Grundlagen für die Planung im Schalenwildmanagement bereit.

## **Monitoring zur Wildwirkung im Umfeld des Nationalparks**

NLPs sind in Deutschland eng verzahnt mit ihrem land- und forstwirtschaftlichen Umfeld (s. Kapitel 11). Das Schalenwildmanagement in den NLPs ist daher vor allem auch darauf abgestimmt, wirtschaftliche Schäden im Umfeld zu minimieren (vgl. auch Kapitel 7.2.2). Bei objektiver Betrachtung fällt auf, wie wenig über den jährlichen Umfang und die zeitliche Entwicklung von Wildschäden im Umfeld der NLPs bekannt ist, obwohl seitens der NLPs hierin ein wesentliches Argument zur jagdlichen Regulierung der Schalenwildbestände im NLP liegt. Verschiedenartige Eigentumsverhältnisse und durch private Jagden geprägte Revierverhältnisse im Umfeld erschweren erfahrungsgemäß eine gemeinsame Vorgehensweise in Management und Monitoring. Eine besonders schwierige Situation hinsichtlich der Eigentums- und Jagdhoheitsverhältnisse findet sich im NLP Unteres Odertal. Hier liegen innerhalb der NLP-Kulisse große Flächen, die nicht im Eigentum des NLPs sind, und auf welche die NLPV keinen stärkeren Einfluss auf das Wildtiermanagement hat. Gleichzeitig bildet der NLP aufgrund seiner langgestreckten, schmalen Form entlang des Odertals eine lange Außengrenze bei gleichzeitig relativ geringer Flächengröße. Umso wichtiger ist eine möglichst objektive Erfassung der Wildschäden auf Wirtschaftsflächen, gleichzeitig aber auch die Verknüpfung dieser Ergebnisse mit den Schalenwildwirkungen im NLP.

Im NLP Unteres Odertal erfolgen im Rahmen des Schalenwildwirkungs-Monitorings systematisch objektive Erhebungen von Wildschäden im Offenland (vor allem Wildschweinfraß und Umbruch) und gleichzeitig die Erfassung der Schalenwildwirkung auf die Gehölze der Waldvegetation innerhalb und außerhalb des NLPs (BÖRNER et al. 2010). Die Daten bilden die Grundlage für die Schalenwildmanagementplanung, erhöhen aber gleichermaßen auch die Akzeptanz Dritter gegenüber dem Management.

### **10.3 Fazit und Empfehlungen**

NLPs und nutzungsfreie Kernzonen von Großschutzgebieten haben die Aufgabe und bieten die Chance, eine von ökonomischen Zwängen und ideologischen Werten freie Forschung der Waldentwicklung unter Schalenwildwirkung zu leisten und zum Verständnis ökosystemarer Abläufe beizutragen (REMMERT 1988, SCHERZINGER 1996).

Das Vegetation-Schalenwildwirkungs-Monitoring in den deutschen NLPs zeigt eine starke Betonung bzw. alleinige Anwendung forstlicher Verfahren. Die angewandten Methoden dokumentieren vor allem die Entwicklung der Gehölze. Das Monitoring ist in Teilen (Schälherhebung in Hessen und Niedersachsen, Verbisserhebung in Mecklenburg-Vorpommern) oder in Gänze (Schäl- und Verbisserhebungen in Bayern und Sachsen) in Methode und Zeitintervall dem landesweiten Forstlichen Gutachten angepasst. Die vergleichende Auswertung unter allen NLPs und dabei vor allem auch die Anwendung statistischer Verfahren in der Auswertung werden dadurch erschwert bzw. sind nicht möglich.

Das zurzeit in der Mehrzahl der NLPs angewandte Vegetationsmonitoring zur Erfassung von Schalenwildwirkungen ist vor allem ein Gehölzmonitoring. Eine gesamtheitliche Betrachtung der Vegetationsentwicklung unter Schalenwildeinfluss fehlt in vielen NLPs, selbst wenn Weiserflächen vorhanden sind und eine Auswertung grundsätzlich möglich wäre.

Die Ergebnisse aus dem Vegetationsmonitoring sind die Grundlage für die Entscheidung, ob, wo und wie intensiv Schalenwildbestände reguliert werden. In der Praxis der NLPVs findet eine Verschneidung der Ergebnisse mit den Daten aus dem Schalenwildmonitoring und dem Schalenwildmanagement (vor allem Schalenwildregulierung) nicht oder nur unzureichend statt. Eine Rückkopplung ist jedoch notwendig, um einerseits die Eignung der angewandten Forschungs- und Managementmethoden und andererseits die Erfolge oder auch Nicht-Erfolge des Schalenwildmanagements bewerten zu können. Forschung, die Wechselwirkungen zwischen Schalenwild und übriger Fauna betrachtet, findet nur ausnahmsweise statt.

Ein Weiserflächensystem wird, unterstützt durch die PAG, als Basis für das Monitoring empfohlen. In der Mehrzahl der NLPs folgt die Auswahl der Weiserflächenstandorte bislang einem systematischen Raster. Zu bedenken ist, dass durch die alleinige Anwendung von Rastern seltener Waldgesellschaften unzureichend oder gar nicht berücksichtigt werden. Vorgeschlagen wird daher, bei der Anlage von Weiserflächen auf eine Kombination aus räumlicher Verteilung und ausreichend repräsentativer Abbildung aller Waldgesellschaften zu achten. Beispielhaft wurde – als eine mögliche Vorgehensweise – die Auswahl von Weiserflächen im NLP Kellerwald-Edersee im vorangegangenen Kapitel 10.2.7 ausführlich dargestellt. Im NLP Harz wurden von MANN (2009) die „selteneren“ Waldgesellschaften und Waldentwicklungsstadien mit einer ausreichenden Stichprobenzahl von jeweils fünf Flächenpaaren repräsentiert, indem das Gitternetzfeld soweit verdichtet wurde, dass diese Stichprobenzahl erreicht wurde (SCHMIDT 2015). Für den NLP Bayrischer Wald geben EWALD et al. (2011) ebenso eine Stichprobenzahl von 5-(7) Weiserflächenpaaren je Waldgesellschaft und Waldentwicklungsstadium auch für die selteneren Waldgesellschaften als ausreichend an.

Schwellenwerte für Schalenwildwirkungen sind in der überwiegenden Mehrzahl der NLPs nicht vorhanden oder aber nicht nachvollziehbar hergeleitet. Eine fachlich überzeugende Herleitung ist zweifelsfrei schwierig. Aus dem Vegetationsmonitoring abgeleitete und gut begründete Schwellenwerte können – auch mit Blick auf die Außenwirkung der NLPs – dazu beitragen, Maßnahmen (auch Schalenwildregulierungen) zu rechtfertigen oder aber auch zu unterlassen. Neben der Außenwirkung können auch Artenschutzaspekte und FFH-Anforderungen oder auch die Lage des NLPs innerhalb der Kulturlandschaft die Erarbeitung von Schwellenwerten erfordern. Gehölzverbiss als alleiniger Indikator ist zur Schwellenwertbildung nicht ausreichend. Die Schwellenwerte können in einem NLP höher oder auch niedriger liegen und anders gewichtet sein als in der umgebenden nutzungsbestimmten Landschaft, da in NLPs keine wirtschaftsbestimmte Nutzung stattfindet (SCHERFOSE 2014). Die Ergebnisse aus der Waldvegetationsforschung, die für alle Wald-NLPs vorliegen, sind bei der Definition von Schwellenwerten notwendigerweise auszuwerten. Lange Dokumentationsreihen, welche die Waldentwicklung beschreiben, sind dabei hilfreich. SCHERFOSE (2014) nennt sechs Parameter, die bei der Schwellenwertfindung berücksichtigt werden sollten und den NLPs helfen können, spezifische Schwellenwerte zu definieren:

1. Varianz bodenkundlich-geologischer Beschaffenheiten und unterschiedlicher Produktivitäten der Wald-Ökosysteme in einem NLP
2. Ausgangskonstellationen (forstliche Prägung) und Naturnähegrad der Waldökosysteme
3. Artenvielfalt und Biotoptypenzusammensetzung
4. Artenvorkommen des Schalenwildartenspektrums
5. Wald-Offenland-Verhältnis
6. Präsenz von Schalenwild-Prädatoren

Grunddaten zur Schwellenwertfindung sind in allen NLPs vorhanden, da in allen Wald-NLPs vegetationskundliche Untersuchungen stattfinden. Schalenwildwirkungen werden dabei allerdings nur ausnahmsweise oder randlich untergeordnet mit in die Betrachtung einbezogen. Diese getrennte Betrachtung sollte zugunsten einer ganzheitlichen, synökologischen Betrachtung erweitert werden. Ohne nennenswerte finanzielle Mehraufwendung ließe sich dadurch ein deutlich höherer Erkenntnisgewinn erzielen, der wiederum auch der Herleitung von Schwellenwerten dienen kann.

So unterliegt die Beobachtung und Dokumentation des günstigen Erhaltungszustandes der in den NLPs typischen FFH-Lebensraumtypen einem vegetationskundlichen Monitoring, das in der Regel von Vegetationskundlerinnen und -kundlern durchgeführt wird. Gleichzeitig findet ein Schalenwildwirkungs-Monitoring statt, in der Regel durchgeführt von forstlich ausge-

bildetem Personal. Tatsächlich kann es dann vorkommen, dass vegetationskundliche Analysen in den Waldgesellschaften einen günstigen Erhaltungszustand beschreiben, die Schalenwildwirkungsbewertungen im selben NLP dagegen zu der Schlussfolgerung führen, dass der Schalenwildeinfluss den Zielstellungen der Waldentwicklung entgegensteht. An dieser Stelle wird das Dilemma der segregativen Betrachtung deutlich (siehe beispielsweise für den NLP Harz KARSTE et al. 2011a, KARSTE et al. 2011b, RAIMER 2013).

Eine weitere mögliche Synergie aus dem vorhandenen vegetationskundlichen Grundbestand für das Schalenwildmanagement ist die Entwicklung einer wildökologischen Lebensraumbeschreibung und -bewertung<sup>3</sup> (s. Kapitel 10.2.7).

Obwohl die meisten NLPs mehr oder weniger große Offenlandanteile haben, beschränkt sich das Schalenwildwirkungsmonitoring weitgehend bis ausschließlich auf den Wald bzw. ist eine Erfassung der Schalenwildwirkungen im Offenland bislang die Ausnahme in wenigen NLPs. Vor diesem Hintergrund wird empfohlen, zukünftig auch die Entwicklung des Offenlandes unter Schalenwildwirkung in das Monitoring zu integrieren (s. Beispiele unter Kapitel 10.2.6 und 10.2.7).

In nahezu allen NLPs Deutschlands fehlen synökologische Betrachtungsweisen und Untersuchungen zu Schalenwildwirkungen und Vegetation. Ebenso fehlt eine Forschung, die sich mit Wechselwirkungen zwischen Schalenwild, Avifauna und Entomofauna befasst, obwohl zoologische Untersuchungen zahlreich in den NLPs stattfinden. Beispielsweise dokumentieren die Auswertungen von zwei Jahres-Tätigkeitsberichten der NLPV Harz (NATIONALPARK HARZ 2012b, NATIONALPARK HARZ 2013b) eine rege Forschungsaktivität mit mehr als 70 wissenschaftlichen Untersuchungen zur Fauna, 25 Untersuchungen zur Flora und zehn Untersuchungen zu Pilzen. Keiner dieser Arbeiten lag jedoch eine synökologische Fragestellung unter Betrachtung der Schalenwildwirkung zugrunde bzw. wurden die Forschungsergebnisse nicht dahingehend betrachtet und bewertet. Der Sachverhalt ist symptomatisch für alle übrigen Wald-NLPs in Deutschland. Zukünftig wird empfohlen, mitgetragen durch die PAG, stärker auch den Einfluss der Schalenwildwirkung in zoologischen Untersuchungen zu reflektieren (u. a. RECK et al. 2012), zumal die Entwicklung bzw. der Schutz von Tierlebensgemeinschaften für die Schutzziele der Großschutzgebiete von gleichwertigem Interesse sind (SCHERFOSE 2014).

Der Diskussionsprozess in den verschiedenen NLPVs im Hinblick auf methodische Vorgehensweisen der Erfassung der Schalenwildwirkungen (auch in Wechselwirkung synökologischer Prozesse) ist noch nicht abgeschlossen. Das Interesse an der Entwicklung geeigneter Schwellenwerte zum Schalenwildeinfluss im Schalenwildmanagement ist gegeben. Gleichzeitig findet bislang ein nur sehr eingeschränkter Austausch zu diesem Themenfeld zwischen den NLPVs statt. Die bislang vorherrschende Praxis ist es, dass Forschungsaktivitäten und Gutachten als „graue Literatur“ ausschließlich den Fachgebieten der beauftragenden NLPVs zur Verfügung stehen. Es wird daher eine bessere Transparenz und verstärkte Kommunikation der Forschungsaktivitäten vor allem auch interaktiv zwischen den NLPVs empfohlen. Daten und Ergebnisse der Forschungsaktivitäten in den NLPVs zu Schalenwildeinflüssen und Biozöosenentwicklung sollten möglichst zeitnah publiziert und zugänglich gemacht werden. Die NLPVs und Forschungsbeiräte der NLPVs würden gleichermaßen davon profitieren.

---

<sup>3</sup> Typisierung der verschiedenen Habitatelelemente auf ökologisch-vegetationskundlicher Grundlage im Hinblick auf Äsungsrelevanz (Qualität und Quantität) und Deckungsschutz für Wildwiederkäuer. Auch Zerschneidungen des Lebensraums und Störungen im Wildlebensraum durch menschliche Aktivitäten werden bei der wildökologischen Lebensraumbewertung (WÖLB) berücksichtigt.

## Konkrete Empfehlungen für ein Schalenwildwirkungs-Monitoring

Als ein wesentliches Ergebnis des F+E-Vorhabens wird empfohlen, in allen NLPs ein solides langfristiges Schalenwildwirkungsmonitoring durchzuführen, das Populationsveränderungen dokumentiert, als Grundlage für Maßnahmen im Schalenwildmanagement dient und gleichermaßen auch als Erfolgskontrolle für das Schalenwildmanagement Anwendung findet.

Ein wesentlicher Baustein im Schalenwildmanagement ist das Schalenwildwirkungs-Monitoring im Hinblick auf die Vegetationsentwicklung. Dabei umfasst die Vegetationsentwicklung nicht allein die Gehölze, sondern ganzheitlich Vegetationsgesellschaften und Lebensraumtypen. Das Monitoring soll langfristig stattfinden und so eingerichtet sein, dass eine Prüfung der im NLP-Plan gelisteten Ziele tatsächlich auch möglich ist.

Anwendung finden Weiserflächenpaare, gezäunt/ungezäunt, paarig vergleichbar angelegt auf jeweils 100 m<sup>2</sup> Waldfläche. Erhebungen finden im ein- bis fünfjährigen Turnus statt, abhängig von der Dynamik der jeweiligen Waldfläche. Flächen, die besonders hohen Schalenwildeinflüssen und dynamischen Prozessen unterliegen (Sturmwurfflächen, Waldlichtungen, Bachauen) werden – nach Möglichkeit – jährlich erhoben, um jedes Jahr Kenndaten zum aktuellen Schalenwildeinfluss und abiotischen Einflüssen zu haben. Die Auswertung der Ergebnisse erfolgt in zwei Schritten (s. auch REIMOSER 2015):

- (1) Wertfreier Vergleich der beiden IST-Zustände der Entwicklung der Gehölzverjüngung „mit aktuellem Schalenwildeinfluss“ und „ohne Schalenwildeinfluss“.

Die Entwicklung im Zaun stellt unstrittig einen unnatürlichen Zustand dar (völliger Ausschluss des Schalenwildes aus dem Ökosystem), ist aber methodisch erforderlich. Der Zaun dient als „Schalenwildfilter“, wodurch die kumulativen Auswirkungen der jährlichen Schalenwildeinwirkungen im Laufe der Zeit objektiv sichtbar gemacht werden können. Für die Gehölzarten (Baumarten, Strauch- und Zwergstraucharten einschließlich der Rubus-Arten) werden zusätzlich zur Analyse der Verjüngungsentwicklung (Individuenzahl und Höhenentwicklung je Gehölzart) auch einige Biodiversitäts-Indices (Richness, Shannon-Index, Evenness, Turnover, Fluktuation) berechnet, jeweils mit und ohne Wildeinfluss. Kräuter, Gräser, Farne (ggf. auch Moose und Flechten) werden mit Deckungsgrad (ggf. auch Äsungszahl) auf Artenebene aufgenommen (ebenso ausgewählte faunistische Parameter). Das Erhebungspersonal muss über eine ausreichende Artenkenntnis verfügen und mit der Erhebung von Vegetationsaufnahmen vertraut sein. Dabei gilt es zu beachten, dass ein jährlicher Personalwechsel in der Aufnahme stärkere Veränderungen in den Erhebungsergebnissen nach sich ziehen kann, als tatsächlich Veränderungen in der Fläche stattgefunden haben.

- (2) Beurteilung und Bewertung der festgestellten Auswirkungen des Schalenwildeinflusses anhand von vorher je Waldgesellschaft festgelegten Mindestsollwerten und Toleranzgrenzen, dargestellt auf der Ebene von Untersuchungseinheiten.

Dadurch wird ersichtlich, ob, wie und in welchem Ausmaß sich die Auswirkungen der Schalenwildarten positiv oder negativ auf die Erreichung der Sollwerte auswirken, vor allem aber auch, wie groß der Anteil der positiv und negativ beurteilten Vergleichsflächenpaare für jede Untersuchungseinheit ist. Abhängig von den NLP-Zielen und der Abstimmung mit dem NLP-Umfeld lässt sich so erkennen, ob und wie umfänglich Maßnahmen erforderlich sind.

## 11 Schalenwildmanagement in Netzwerken zwischen Nationalparks und deren Umfeld

*Autoren: Stefan Ehrhart, Prof. Dr. Ulrich Schraml*

### 11.1 Einführung

Im weltweiten Übereinkommen über die biologische Vielfalt ist die Einrichtung von Schutzgebieten eine der Hauptstrategien zur Umsetzung von Naturschutzziele (UNITED NATIONS 1992). Demnach sind Schutzgebiete bedeutend für die Bewahrung natürlicher Prozesse, der Biodiversität, besonderer Lebensräume sowie Klimaschutz, Ökosystemleistungen, Forschung, Bildung für Nachhaltige Entwicklung, Erholung und Tourismus, Regionalentwicklung und das Erleben von Wildnis (MCNEELY 1995, STOLL-KLEEMANN 2001). Diese hohen Erwartungen werden auch an einen Teil der deutschen Schutzgebiete gerichtet (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2013). Bis zum Jahr 2020 soll sich gemäß den Zielen der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt auf „mindestens 2 % der Landesfläche Deutschlands Natur wieder nach ihren eigenen Gesetzmäßigkeiten entwickeln“ können (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT 2007:40) und der „Flächenanteil der Wälder mit natürlicher Waldentwicklung 5 % der Waldfläche“ betragen (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT 2007:31). Eine wichtige Schutzgebietskategorie, um die oben genannten Ziele des Bundes zu erreichen, sind NLPs.

NLPs stellen allerdings eine spezifische Form der Landnutzung dar, die eine bestimmte Wertvorstellung widerspiegelt und durch ihre definierten Ziele mit anderen Ansprüchen und Werthaltungen in Widerspruch geraten kann. Ursachen für Konflikte sind häufig befürchtete Veränderungen der wirtschaftlichen Situation einer Region, z. B. Auswirkungen auf Holzwirtschaft und Tourismus, Fragen des tatsächlichen Mehrwerts für Natur- und Klimaschutz, Veränderungen des Landschaftsbilds, Verlust identitätsstiftender Kulturlandschaft, eingeschränkte Landnutzungsrechte (Betretung, Ressourcennutzung), Fragen der Kosten-Nutzen-Relation und negative Auswirkungen durch natürliche Prozesse (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2013).

Ein häufiges Beispiel bzw. Spannungsfeld im Zusammenhang mit der Auswirkung natürlicher Prozesse ist das Vorkommen mobiler Wildtiere, die nicht an den Schutzgebietsgrenzen Halt machen, sondern sich auch in deren Umfeld bewegen und dort entsprechend auf Wald- und Landwirtschaft einwirken (MESSMER 2000, CÔTÉ et al. 2004). Solche Situationen können zu Konflikten mit Akteuren außerhalb der Schutzgebiete über den angemessenen Umgang mit den Wildtieren führen (MADDEN 2004, WOODROFFE et al. 2005). Neben der Nationalparkverwaltung macht dies vor allem Waldbesitzende und Landbewirtschaftler wie Landwirte oder jagende Menschen zu Konfliktparteien (GERNER et al. 2012).

Nicht nur unterschiedliche Interessen, auch unterschiedliche Werte, Wahrnehmungen und Einstellungen zu Wildtieren können dabei Kommunikationsprobleme verstärken und Konflikte zwischen den Akteuren fördern (CONOVER 2002, MARSHALL et al. 2007). Grundsätzliche Einstellungen gegenüber Wildtieren müssen zudem nicht zwangsläufig mit jenen zu spezifischen Managementmaßnahmen übereinstimmen. Darüber hinaus können unabhängig vom Thema gewachsene Kommunikationsstrukturen zwischen den Akteuren die Einstellungen und das Verhalten im Themenbereich Wildtiermanagement beeinflussen (STOLL-KLEEMANN 2001, GERNER et al. 2011, GERNER et al. 2012). Das Themenfeld NLPV-Umfeld-Beziehung ist entsprechend wichtig für das Verständnis und die Weiterentwicklung von Managementmaßnahmen in den Schutzgebieten (u. a. SCHERFOSE 2014). Eine Auseinandersetzung mit und die Einbindung von betroffenen Akteuren sowie die Berücksichtigung ihrer Interessen bei Managemententscheidungen wird in der Regel als notwendig angesehen, um zumindest in einem gewissen Umfang Akzeptanz für die Zielsetzungen in Schutzgebieten und die ent-

sprechenden Managementmaßnahmen erreichen zu können (CHASE et al. 2000, MESSMER 2000, STOLL-KLEEMANN 2001).

Die vorrangige Bedeutung des Umlandes für das Wildtiermanagement eines NLPs ist naturgemäß kein deutschland- oder europaspezifisches Thema. Bereits in den 1990er Jahren wurden im Umland großer afrikanischer NLPs spezifische Programme ins Leben gerufen, um das Wildtiermanagement in den NLPs mit den Bedürfnissen der Bewohner des Umlandes abzustimmen (z. B. „Communal Areas Management Programme for Indigenous Resources“ (CAMPFIRE)). In diversen Projekten wurden neben den traditionellen Institutionen, die sich vorrangig mit Wildtieren befassten, wie der NLPV, auch sozialwissenschaftliche Institute und Nichtregierungsorganisationen eingeschaltet, die auf dem Wege der Institutionenbildung die Bevölkerung Schritt für Schritt auf die anspruchsvolle Aufgabe des (Co-)Managements von Wildtieren im Randbereich der NLPs vorbereiteten (GIBSON und MARKS 1995, CHILD 1996, ADAMS und HULME, 2001, ACQUAH 2013).

Nach REDFORD et al. (2006) sind Schutzgebiete ohne eine konstruktive Form der Partizipation nicht langfristig überlebensfähig. Auch andere Autoren stellen fest, dass für eine erfolgreiche und legitime Etablierung und Weiterentwicklung von Schutzgebieten Kenntnisse über Interessen von Umfeldakteuren, Konflikte und Partizipationsmöglichkeiten essentiell sind (ZUBE und BUSCH 1990, HILL 2009, LOCKWOOD 2010, ANDRADE und RHODES 2012, SIRIVONGS und TSUCHIYA 2012, BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2013).

In Deutschland wurden diverse Untersuchungen zur Akzeptanz von NLPs in deren Umfeld durchgeführt (vgl. z. B. MEEMKEN 1997, BECKMANN 2003, SIEBERATH 2007, RUSCHKOWSKI 2010, EHRHART und SCHRAML 2014). Konflikte wurden analysiert und Erklärungsmodelle entwickelt, u. a. von FRYS und NIENABER (2011) und STOLL-KLEEMANN (2001) für Biosphärenreservate oder von GERNER et al. (2011) und GERNER et al. (2012) für den geplanten Kommunikationsprozess für das Rothirschmanagement im NLP Bayerischer Wald. Die Bewertung des Themas Schalenwildmanagement in und um die deutschen NLPs durch verschiedene Akteure wurde bislang jedoch kaum systematisch und vergleichend erfasst, das vorhandene Wissen stützt sich auf diverse Fallstudien, vielfach in Form von Abschlussarbeiten. Es besteht somit Unklarheit über konfliktverursachende bzw. -beeinflussende Faktoren.

Insofern ist es wichtig, mehr über die soziale Dimension des Schalenwildmanagements in den deutschen NLPs und ihrem jeweiligen Umfeld zu erfahren, um in einem zweiten Schritt mögliche Veränderungen im Umgang mit Akteuren außerhalb der NLPs entwickeln zu können.

Eine pauschale Abgrenzung dieses Umfelds ist dabei schwierig. Je nach Thema können die Relevanz von Themen und die damit verbundene Betroffenheit von der lokalen über die regionale und nationale bis hin zur internationalen Ebene reichen. Eine hilfreiche Orientierung in rechtlicher und geographischer Hinsicht können an die NLPs angrenzende Flächen und deren Strukturen (wie Eigentumsanteile und Landnutzungsformen, vgl. Kapitel 11.2.1) sein. Ebenso ist die Betrachtung relevanter Akteure verschiedener politischer Ebenen ein sinnvolles Kriterium zur Abgrenzung des Umfelds auf sozialer und politischer Ebene (z. B. die kleinste Ebene regional oder landesweit wirkender Verbände wie Kreisjägerschaften oder Landesjagdverband, Kreisbauernverband oder Landesbauernverband, Ortsgruppen des Naturschutzes, örtliche Jagdgenossenschaften, Behörden auf Kreis- und Landesebene).

Mit Blick auf die einzelnen Schalenwildarten existieren je nach örtlichen Habitatstrukturen und Populationsgrößen sehr unterschiedliche Einflussbereiche. Hier ist nur eine jeweils regional abgestimmte Bewertung sinnvoll, welche NLP und Umfeld umfassen sollte. Diese kann sich an typischen Kenngrößen in Bezug auf Populationsdynamik und Habitatnutzung der

Schalenwildarten bedienen, z. B. über eine wildökologische Lebensraumbewertung (vgl. NEUMANN und TOTTEWITZ 2010a).

## 11.2 Ergebnisse

### 11.2.1 Struktur der Nationalparke und deren Umfeld

Im Folgenden werden zunächst einige allgemeine Strukturdaten für die NLPs aufgeführt. Die Flächengröße der bearbeiteten NLPs erstreckt sich von 3.072 ha (NLP Jasmund) bis 32.200 ha (NLP Müritz) bzw. 78.600 ha (Vorpommersche Boddenlandschaft, jedoch größtenteils Wasserflächen). Auch die Grenzlinie der NLPs ist sehr heterogen. Sie hängt neben der Flächengröße im Wesentlichen vom Umriss der Gebiete ab, dementsprechend ergibt sich bei der Division des Umfangs durch die Fläche ein höherer (z. B. NLP Sächsische Schweiz, 1,56, lange Grenzlinie, unregelmäßige Flächenform) oder geringerer Wert (z. B. NLP Berchtesgaden, 0,50, geschlossene, nahezu ovale Flächenform) für die Grenzlinien.

Die Flächen der NLPs befinden sich größtenteils in Landeseigentum, bei einigen NLPs entfällt bis zu ein Drittel der Fläche auf weitere Eigentümer wie Bund, Kommunen und Private sowie Sonstige. Ausnahmen bilden die NLPs Unteres Odertal und Vorpommersche Boddenlandschaft (Wasserflächen größtenteils Bundeswasserstraßen) (s. Tab. 10).

Tab. 10: Flächengrößen, Umfang, Quotient aus Umfang und Fläche und Eigentumsanteile in den NLPs.

NLP	Ausweisung	Fläche [ha]	Umfang [km]	Quotient [Umfang/Fläche]	Eigentumsanteile [%]				
					Bund	Land	Kommunen	Privat	Sonstige
BYW	1970	24.222	165	0,68	0	99	0	1	0
BTG	1978	20.808	103	0,50	0	100	0	0	0
EIF	2004	10.788	162	1,50	29	68	0	0	3
HAI	1997	7.518	60	0,80	1	94	5	0	2
HRZ	2006 (1990/94) <sup>4</sup>	24.732	157	0,63	0	99	<1	0	<1
JSM	1990	3.072 <sup>5</sup>	27	1,12	0	84	2	14	
KWE	2004	5.738	55	0,96	0	97	0	0	3
MRZ	1990	32.200	255	0,79	13	67	6	8	6
SÄS	1990	9.350	146	1,56	0	90	1	9	0
UOD	1995	10.418	120	1,15	8	43	2	46 <sup>6</sup>	<1
VBL	1990	78.600 <sup>1</sup>	311	0,39	5	10	2	83 <sup>7</sup>	

<sup>4</sup> Im Jahr 2006 erfolgte die Fusion der NLPs Hochharz (ausgewiesen 1990, Sachsen-Anhalt) und Harz (ausgewiesen 1994, Niedersachsen)

<sup>5</sup> Inklusive Wasserflächen

<sup>6</sup> 45,35 % davon entfallen auf den Verein der Freunde des Nationalparks Unteres als Träger des Gewässerrandstreifenprojektes

<sup>7</sup> 93,50 % davon entfallen auf die Bundeswasserstraßenverwaltung

Das Akteursfeld, in das die einzelnen NLPs eingebunden sind, wird unter anderem durch die Eigentumsverhältnisse sowie die Landnutzung im Umfeld der NLPs bestimmt. Betrachtet man zunächst die Eigentumsanteile der direkt an die NLPs angrenzenden Flächen, zeigt sich ein heterogenes Bild. Die Eigentumsanteile reichen von überwiegend staatlich (NLP Harz) bis überwiegend privat (NLP Hainich). In fast allen Fällen sind unterschiedliche Eigentumsarten präsent, insgesamt überwiegt jedoch der Anteil privater Landeigentümer in der Nachbarschaft der NLPs. Auffällig sind auch die Unterschiede im Vergleich der Eigentumsanteile innerhalb und außerhalb der NLPs (s. Abb. 34 und Abb. 35).

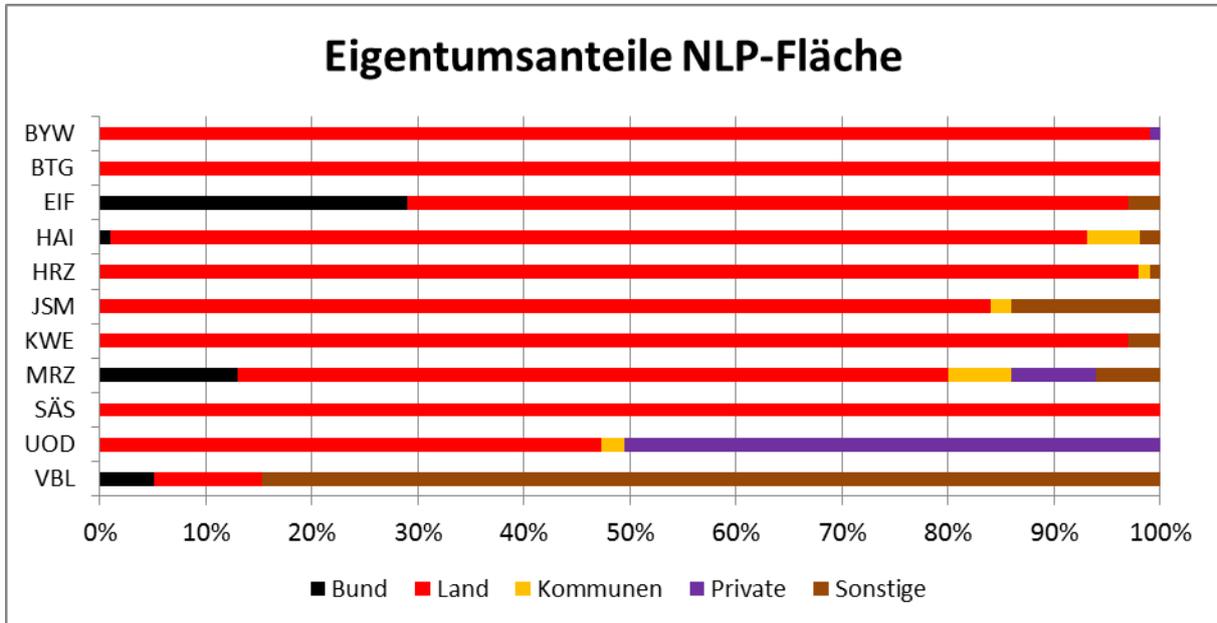


Abb. 34: Eigentumsverteilung der Flächen innerhalb der NLPs. NLPs JSM und VBL inklusive Wasserflächen, NLP UOD zu 45 % Verein der Freunde des NLPs Unteres Odertal, NLPs VBL zu 78 % Bundeswasserstraßenverwaltung.

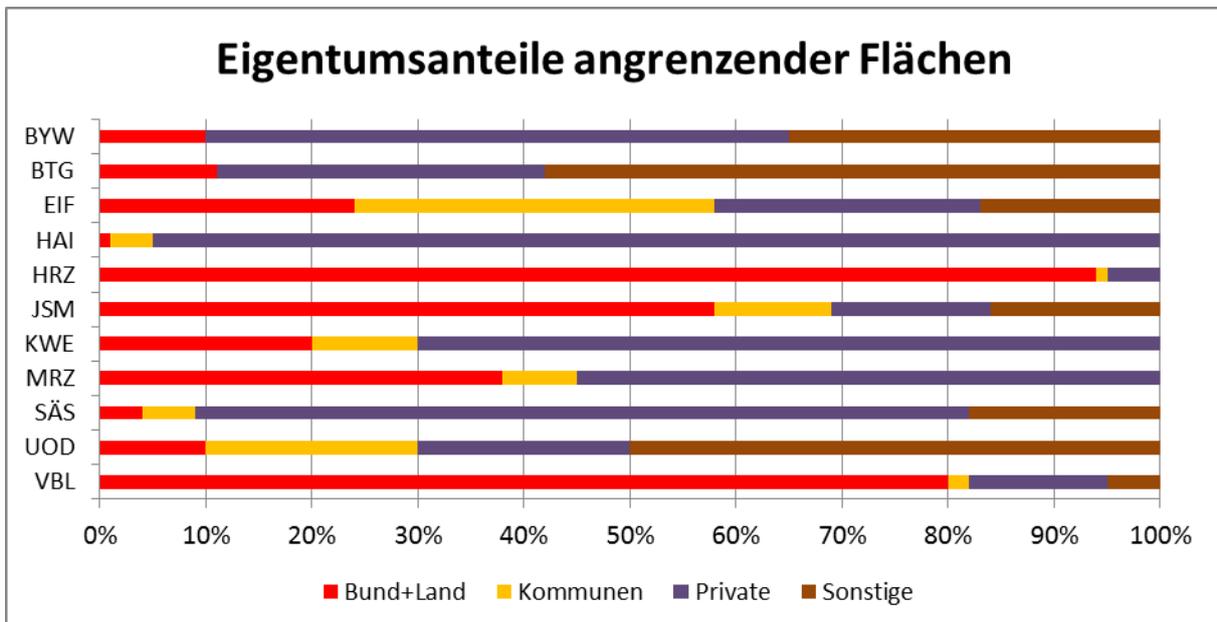


Abb. 35: Eigentumsverteilung der an die NLPs räumlich angrenzenden Flächen.

Gleichermaßen sind verschiedene Landnutzungsformen in der Nachbarschaft der NLPs anzutreffen. Meist sind die Schutzgebiete von Wald umgeben, allerdings mit unterschiedlichen Anteilen an der Landnutzung. Die NLPs Bayerischer Wald, Eifel und Harz grenzen größtenteils an Wald, während in der Nachbarschaft der NLPs Hainich, Kellerwald-Edersee und Müritz der Schwerpunkt auf landwirtschaftlich genutzten Flächen liegt (s. Abb. 36).

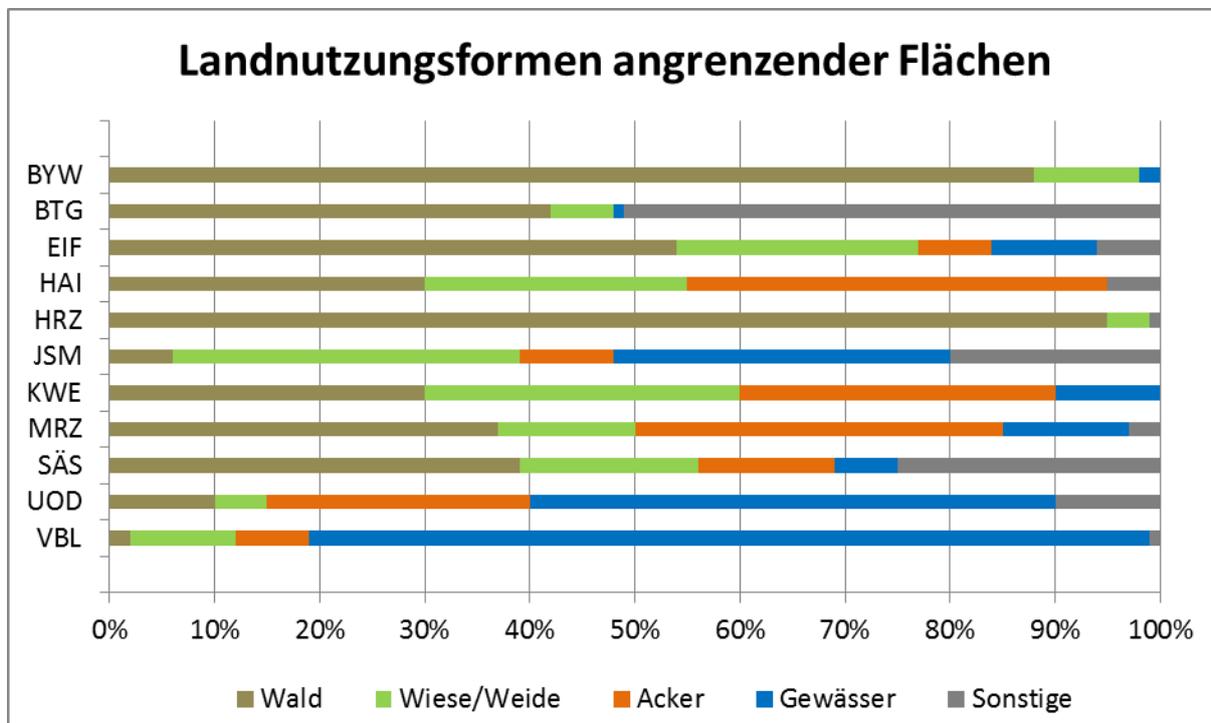


Abb. 36: Landnutzungsformen der direkt an die NLPs angrenzenden Flächen.

Einige der NLPs grenzen an andere Staaten oder liegen im Hoheitsgebiet zweier Bundesländer sowie meist mehrerer Gemeinden. An alle NLPs grenzt eine oft größere Zahl an Jagdrevieren. Letzteres ist besonders charakteristisch für den NLP Eifel (s. Tab. 11).

Tab. 11: Gemeinsame Fläche oder Grenze verschiedener politisch-rechtlicher Gebietskategorien und Jagdreviere mit dem NLP.

NLP	Staaten	Bundesländer	Landkreise	Gemeinden	Jagdreviere
BYW	2	1	2	8	12
BTG	2	1	1	3	5
EIF	2	1	3	8	>50
HAI	1	1	2	15	20
HRZ	1	2	3	8	12
JSM	1	1	1	3	4
KWE	1	1	1	4	12
MRZ	1	1	1	16	k. A.
SÄS	2	1	1	9	19
UOD	2	1	2	5	24
VBL	1	1	1	8	12

### **11.2.2 Kommunikation und Zusammenarbeit mit dem Umfeld**

Kommunikation und Zusammenarbeit zwischen den Akteuren aus den NLPs und deren Umfeld zum Thema Schalenwildmanagement finden in unterschiedlicher Intensität und Ausprägung statt. Informationsmaßnahmen durch die NLPVs existieren in allen NLPs. In den meisten Fällen sind dies alle ein bis zwei Jahre stattfindende Informationsveranstaltungen der NLPVs, Vorträge z. B. auf Anfrage von Hegeringen oder die Teilnahme an Hegeringversammlungen. In allen NLPs werden Informationen ausgetauscht, teilweise jedoch nur in geringem Ausmaß oder in Reaktion auf Nachfrage des Umfelds. Meistens handelt es sich hierbei um persönliche Gespräche.

Darüber hinaus reichende Formen der Zusammenarbeit finden in Einzelfällen statt. Vereinzelt werden gemeinsame, revierübergreifende Jagden durchgeführt; in den NLPs Jasmund, Müritz und Vorpommersche Boddenlandschaft existiert ein Gruppenabschlussplan. Weitere Beispiele für Zusammenarbeit mit dem Umfeld sind schriftliche Wildfolgevereinbarungen (NLP Hainich), der gemeinsame Bau von Ansitzböcken (NLP Harz) oder die Mitarbeit am Rothirschmanagementkonzept des Landkreises (NLP Berchtesgaden).

Fast alle NLPs liegen zudem in einem oder mehreren Wildbewirtschaftungsgebieten (z. B. „Rotwildgebiet“). Zudem sind ebenfalls fast alle NLPs Teil einer Hegegemeinschaft, in welcher meistens die NLPV sowie Jägerinnen und Jäger sowie Grundbesitzerinnen und Grundbesitzer aus dem Umfeld vertreten sind. Diese revierübergreifenden Organisationen werden meistens ehrenamtlich koordiniert, selten durch extra dafür angestellte Personen. In den meisten Fällen erfolgt die Koordination der Organisationen durch eine Zusatzfunktion bestimmter Akteure (z. B. Forstamtsleitung, Sachgebietsleitung aus dem NLP oder Hegeringleitung), auch existiert häufig ein ehrenamtlicher Vorstand, welcher sich aus Akteuren mit unterschiedlichem fachlichen Hintergrund zusammensetzt.

### **11.2.3 Wildschäden und deren Monitoring im Umfeld**

Der „Schutz des Umlandes vor übermäßigen Wildschäden“ ist nach dem Ziel naturnaher Waldbestände und deren Verjüngung das zweitwichtigste Kriterium zur Begründung der Regulation von Schalenwild den NLPs (vgl. Kapitel 9.2.2). Am wichtigsten ist hierbei die Frage nach der Feststellung sowie der Höhe eventueller Wildschäden.

Die Anmeldung und Erstattung von Wildschäden ist im Bürgerlichen Gesetzbuch bzw. in den Landesjagdgesetzen rechtlich geregelt, üblicherweise bestehen entsprechende vertragliche Vereinbarungen zwischen Jagdgenossenschaften bzw. Eigenjagdbesitzern und Jagdpächtern zur Regulierung von Schäden. Wildschadensschätzer helfen in Zweifelsfällen, Schäden zu dokumentieren und zu bewerten. Problematisch bei der Verwendung behördlicher Daten über die Wildschadenssituation ist jedoch die Tatsache, dass Wildschäden vielfach ohne Behördenkenntnis einvernehmlich und formlos erstattet werden. Dadurch ergibt die Betrachtung behördlicher Daten häufig kein realitätsnahes Abbild.

Alternative Instrumente wie ein festes Monitoringsystem zur Feststellung der durch Schalenwild verursachten Schäden existieren im Umfeld keines NLPs. In einigen Fällen erfolgen einzelfallweise Schadensmeldungen der umliegenden Akteure oder die Inaugenscheinnahme vereinzelter Schäden durch die NLPVs. Im NLP Eifel erfolgt eine jährliche Abfrage gemeldeter Wildschadensfälle nach Gemeinden, in den NLPs Jasmund, Müritz und Vorpommersche Boddenlandschaft werden die Daten der landesweit agierenden Wildschadensausgleichskasse abgefragt. Sofern der Datenaustausch funktioniert, ermöglicht dieser Rückgriff auf bestehende Daten ein zumindest landesweit standardisiertes externes Grundmonitoring.

Ebenfalls existieren über die üblichen forstlichen Verfahren wie Bundeswaldinventur, Betriebsinventur und Forstliches Gutachten hinaus kaum schalenwildbezogene Erhebungen

wie wildökologische Lebensraumbewertungen oder Fütterungs- und Fährtenzählungen. Beispielfähig ist eine im NLP Vorpommersche Boddenlandschaft durchgeführte wildökologische Lebensraumbewertung, welche im Optimalfall für NLP und Umfeld vorgenommen wird (beschrieben in Kapitel 10.2.7, nach NEUMANN und TOTTEWITZ 2010a).

Das Fehlen eines festen Monitoringsystems für Wildschäden hat nach Aussage der NLPVs verschiedene Ursachen. Einerseits begründet sich dies in komplexen Strukturen vor Ort (z. B. den Eigentumsverhältnissen und der Zahl der Akteure), fehlender Kommunikation sowie fehlenden finanziellen Mitteln. Dem regelmäßig wiederkehrenden Aufwand eines solchen Monitorings stehen keine entsprechenden personellen und finanziellen Mittel gegenüber. Zudem sei kein Interesse bzw. keine Bereitschaft der Akteure im Umfeld, die Einrichtung eines Monitoringsystems zu unterstützen bzw. dabei mitzuwirken, festzustellen. Insofern bleibt festzuhalten, dass es keine Verpflichtung gibt, entsprechende Daten zu sammeln bzw. auszutauschen und eine freiwillige Erhebung regelmäßig nicht gelingt.

Der Einfluss der Wildschadenssituation im Umfeld auf die Abschussplanung der NLPVs und ggf. auch auf die Abschussplanung der angrenzenden Reviere ist unterschiedlich. In den NLPs Bayerischer Wald, Berchtesgaden, Harz und Sächsische Schweiz hat die Wildschadenssituation im Umfeld wenig bis keinen Einfluss auf die Abschussplanung der NLPs. Dies liegt nach Aussage der NLPVs größtenteils daran, dass die Schäden im Umfeld dieser Gebiete kein kritisches Ausmaß erreichen bzw. die Anteile bestimmter Landnutzungsformen und Eigentumsarten zu keinen Reibungspunkten führen.

In den NLPs Eifel und Kellerwald-Edersee können die Schäden im NLP-Umfeld zu einer Erhöhung der Abschussplanzahlen führen, als Hindernis wurde hierbei jedoch wiederum die fehlende Mess- und Überprüfbarkeit der Schäden im Umfeld genannt. In den NLPs Jasmund und Vorpommersche Boddenlandschaft erfolgt hingegen in solchen Fällen die Erhöhung des gesamten Gruppenabschussplans, an welchem auch die Akteure des Umfelds beteiligt sind. Ähnlich verhält es sich im NLP Müritz, wo die Organisation und Abstimmung bei erhöhten Schäden über die beiden Hegegemeinschaften erfolgt, in denen ebenfalls NLPV und Umfeldakteure vertreten sind. Im NLP Unteres Odertal wird eine Erhöhung des Abschussplans nach dem Vorschlag durch die Jägerschaft im Umfeld genehmigt und im NLP Hainich ist die Wildschadenssituation in der Region die Begründung für die Höhe des Abschussplans.

Schließlich existieren auch in keinem Fall zwischen den NLPs und den angrenzenden Jagdrevieren Regelungen zur Kompensation von Schäden, die durch die Nachbarschaft zum NLP begründet sein könnten. Für die Feststellung dieser Schäden wäre wiederum ein Monitoringssystem im Umfeld der NLPs Voraussetzung. Im NLP Müritz existieren für Flächen, die innerhalb des NLPs liegen, entsprechende Vereinbarungen für öffentliche (via Pachtvertrag) und private Eigentümer (via Wildschadensausgleichskasse).

Wie dargestellt, ist die „Gefährdung von definierten Schutzziele des NLPs durch Schalenwild“, d. h. vor allem „Naturnahe Waldbestände und deren Verjüngung“, das wichtigste Kriterium zur Begründung der Regulation von Schalenwild in den NLPs. Obwohl das NLP-Umfeld teilweise durch sehr hohe Schalenwildbestände und deren intensive Hege charakterisiert ist, hat dies nach Aussage der NLPVs bisher aber keinen Einfluss auf die Abschussplanung im Umfeld. Dies läge in der Regel daran, dass die Schutzziele nicht in dem Maße gefährdet seien, dass das Umfeld den Abschuss erhöhen müsste. Von den NLPVs Jasmund, Müritz und Vorpommersche Boddenlandschaft wurde angegeben, dass die Situation im NLP Einfluss auf den Gruppenabschussplan hat.

### 11.2.4 Akzeptanz des Schalenwildmanagements

Für Jagende im Umfeld bestehen aus der Nachbarschaft zum NLP aus Sicht der NLPVs einige Vor- und Nachteile. Auffallend ist dabei der Stellenwert der beiden Themen von einer besonderen Verfügbarkeit von Trophäenträgern im Umfeld der Schutzgebiete und des Risikos von Wildschäden (s. Tab. 12).

Tab. 12: Vor- und Nachteile für benachbarte Jägerinnen und Jäger aus Sicht der NLPVs und aus Sicht der Jägerinnen und Jäger nach Einschätzung der NLPVs (In Klammern: Zahl der Nennungen).

	Aus Sicht der NLPVs	Aus Sicht der Jagenden nach Einschätzung der NLPVs
<b>Vorteile</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Trophäen (5)</li> <li>• Fortbildung (2)</li> <li>• Forschungsergebnisse (2)</li> <li>• Teilnahme an NLP-Jagden (2)</li> <li>• Artenvielfalt der Schalenwildarten (1)</li> <li>• Wegegebot im NLP (1)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Trophäen (5)</li> <li>• höhere Bestände (2)</li> <li>• keine, „werden nicht zugegeben“ (2)</li> <li>• NLP trägt „Kosten“ für Rothirsche (Lebensraum, Schalenwildwirkung, etc.) (1)</li> <li>• Forschungsergebnisse (1)</li> </ul>
<b>Nachteile</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Verhalten Rothirsche (Nachtwanderung, Fütterungen) (2)</li> <li>• Eliminierung Muffel-, Damhirsch (1)</li> <li>• Luchs (1)</li> <li>• Einschränkung jagdlicher Freiheiten (1)</li> <li>• keine (1)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Wildschäden (7)</li> <li>• Konzentration des Schalenwildes in Ruhe-zonen des NLPs (2)</li> <li>• Störungen durch Besucherverkehr (2)</li> <li>• Verstärkte Konkurrenz (1)</li> <li>• Prädatoren (1)</li> </ul>

Kritik am eigenen Schalenwildmanagement wird von allen NLPVs in unterschiedlicher Ausprägung wahrgenommen. Im Wesentlichen geschieht dies durch Natur- und Tierschutzverbände, Jagdverbände und Jagdpächter, Bauernverbände und Landwirte sowie Forstwirtschaft und Privatwaldbesitzer. Die Kritik wird also vor allem von Akteuren mit einem bestimmten Nutzungsinteresse im Umfeld der NLPs oder spezifischen Wertvorstellungen zum Thema Schalenwild und dessen Management vorgebracht.

Die Kritik bezieht sich auf den Umgang mit Schalenwild wie auch auf Vorgänge in und um die NLPs (Wildschäden, Jagdrecht und Managementpraxis, Kommunikation, etc.). Als Medium zur Äußerung der Kritik wird sowohl der direkte Weg (persönliche Gespräche, Diskussionsrunden) als auch der indirekte Weg (Presse, Vorträge, Stellungnahmen) genutzt.

Die Akzeptanz der Schalenwildregulierung bei den Umfeldakteuren wird durch die NLPVs unterschiedlich eingeschätzt. Die NLPVs Berchtesgaden, Jasmund, Unteres Odertal und Vorpommersche Boddenlandschaft schätzen die Akzeptanz im Umfeld als hoch ein. Die NLPs Bayerischer Wald, Eifel, Harz, Kellerwald-Edersee und Müritz erleben die Akzeptanz ihres Tuns als veränderlich bzw. unterschiedlich in Abhängigkeit der verschiedenen Interessengruppen und der Entfernung zum NLP. Der NLP Hainich geht von einer geringen Akzeptanz im Umfeld aus. Aus dem NLP Sächsische Schweiz liegen keine Angaben vor.

Als Maßnahmen zur Beeinflussung der Akzeptanz wurden von fast allen NLPVs Information und Kommunikation genannt, wobei darunter sowohl reaktives Verhalten (Beantwortung von Fragen, Reaktion auf Kritik) als auch Transparenz und aktives Zugehen auf die Akteure fallen. Das Engagement für Akzeptanzarbeit und Beziehungspflege fällt im Vergleich der NLPs sehr heterogen aus.

Die NLPVs versuchen nach eigenen Angaben sachlich, direkt und persönlich auf Kritiker zu reagieren und nutzen die Presse eher für proaktive Öffentlichkeitsarbeit mit Hintergrundinformationen zum Thema.

Die Zuständigkeit für die Beziehungen zum Umfeld liegt nach Aussage der NLPVs entweder bei dem für das Schalenwildmanagement zuständigen und/oder bei dem für Öffentlichkeitsarbeit zuständigen Sachgebiet, das Thema sei Aufgabe der NLP-Leitung bzw. grundsätzlich Aufgabe jeden Mitarbeiters. In keiner NLPV existiert eine Person, deren Stellenbeschreibung die Beziehungen zu Umfeldakteuren, die am Schalenwildmanagement interessiert sind, in den Mittelpunkt stellt.

### 11.2.5 Konflikttypen und -themen

Mit Akteuren aus den NLPs Müritz, Kellerwald-Edersee und Hainich sowie deren Umfeld wurden Gruppendiskussionen zum Schalenwildmanagement in den NLPs und deren Umfeld durchgeführt (vgl. Kapitel 5.2). Die vor Ort identifizierten, diskutierten und in der folgenden Analyse erkennbaren Themen (s. Tab. 13) lassen sich vier Konflikttypen zuordnen (vgl. GIESEN 1993, MOORE 2003:61-63, SAUER 2008):

- A) Beziehungskonflikte
- B) Interessenkonflikte
- C) Strukturkonflikte
- D) Wertekonflikte

Tab. 13: Themen der Gruppendiskussionen mit Akteuren aus drei NLPs und deren Umfeld.

NLPs	Müritz	Kellerwald-Edersee	Hainich
<b>Gruppen</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• drei Diskussionsgruppen</li> <li>• 21 Teilnehmende</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• vier Diskussionsgruppen</li> <li>• 25 Teilnehmende</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• vier Diskussionsgruppen</li> <li>• 32 Teilnehmende</li> </ul>
<b>Themen</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Wildschäden</li> <li>• Kommunikation, Transparenz, Austausch und Akteure</li> <li>• Ziele des Schalenwildmanagements</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Wildschäden</li> <li>• Historischer Anfangspunkt, 75 %-Ziel für regulierungsfreie Bereiche</li> <li>• Ziele, Beiträge und Problemlösungen der Akteure (Diskussion nicht aufgezeichnet)</li> <li>• Abschussplanung, Schalenwildbiologie, Jagdorganisation (Diskussion nicht aufgezeichnet)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Wildschäden</li> <li>• Schalenwildmanagement-Praxis (2x)</li> <li>• Grundlagen und Ziele im Nationalpark</li> </ul>

Bei den von den Akteuren identifizierten Konfliktthemen spielen somit mehrere dieser Konflikttypen eine Rolle. Besonders oft treten im Umfeld der NLPs Beziehungs- und Interessenkonflikte auf. Beziehungskonflikte stellen dabei den häufigsten primären Konflikttyp dar. Zudem sind sie als sekundärer Faktor bei den anderen Konflikttypen oft von Bedeutung.

Eine besondere Rolle kommt auch den Wertekonflikten zu. Diese sind bei vielen Konflikten mitbestimmend, treten jedoch seltener an die Oberfläche bzw. lassen sich weniger offensichtlich beobachten als Beziehungskonflikte. Es folgt eine Darstellung der einzelnen Konflikttypen und -themen mit Erläuterungen und Beispielen.

## A) Beziehungskonflikte

Im Rahmen der Gruppendiskussionen zeigte sich, dass Beziehungsprobleme am stärksten die NLP-Umfeld-Situation beeinflussen. Hierzu zählen unterschiedliche Themen, welche sich teilweise stark auf die Rolle oder das Agieren bestimmter Akteure beziehen, teils aber auch auf kommunikativen oder strukturellen Problemen beruhen (s. Tab. 14).

Tab. 14: Beziehungskonflikte zwischen Akteuren in NLPs und deren Umfeld, analysiert am Beispiel dreier NLPs.

Konfliktthema	Erläuterungen und Beispiele
Kommunikationsprobleme	<p>Einseitige Kommunikation (z. B. nur innerhalb Verwaltungen, Verbänden und Hegegemeinschaften, unzureichende Einbindung angrenzender Landwirtschaft)</p> <p>Nachteilige Kommunikationswege (z. B. Konfliktaustragung, gegenseitige Beurteilungen oder Informationsübermittlung über die Medien oder über Verwaltungsebenen statt im direkten Kontakt)</p> <p>Fehlender Informationsaustausch (z. B. von Streckendaten oder Wildschäden; fehlende Abstimmung zu landwirtschaftlichen Anbauplänen und Folgen für das Schalenwildverhalten oder zu Jagd in Randbereichen des NLPs)</p> <p>Unkenntnis und Missverständnisse (z. B. Missverständnisse über die Zielsetzungen hinsichtlich der Einstellung des Schalenwildmanagements im NLP oder über das rechtliche Ge- oder Verbot der Schalenwildregulierung im NLP)</p>
Einflussmöglichkeiten und Entscheidungsfindung	Fehlende oder ungerechte Berücksichtigung verschiedener Akteure in der Kommunikation, bei der Entscheidungsfindung oder bei der Durchführung konkreter Maßnahmen (z. B. Verabschiedung einer neuen Verordnung, Veränderungen im Flächenmanagement des NLPs und dessen Infrastruktur)
Machtverhältnisse, Hierarchien, Vertrauen	<p>Ungleiche (oder als solche empfundene) Machtverhältnisse und Hierarchien, insbesondere in Verbindung mit einseitigen Entscheidungen, nicht abgestimmten Maßnahmen oder übergangenen Ansprüchen</p> <p>Skepsis, Misstrauen, Absprechen der Kompetenz</p>
Akteursgruppen	<p>Unterschiedliche Sicht auf Betroffenheit, Verantwortlichkeiten oder die Relevanz der beteiligten Akteure</p> <p>Beziehungskonflikte zwischen verschiedenen Akteursgruppen aufgrund unterschiedlicher Ansprüche, Eigenschaften und Kommunikationskultur (nicht immer zwischen z. B. Naturschutz und Jägerschaft, sondern auch zwischen z. B. Pachtflächeneigentümern und -bewirtschaftern oder Hegegemeinschaften und Waldeigentümern)</p>
Historie	<p>Kommunikationsgeschichte wie fehlender Informationsfluss oder Falschinformationen in der Vergangenheit, Vertrauensbrüche oder personelle Probleme mit Auswirkungen auf die Gegenwart</p> <p>Eingriffe ohne Absprache bzw. entgegen getroffener Vereinbarungen</p> <p>Fehlende Aufarbeitung vergangener Konfliktsituationen</p>
Problembewusstsein und Interesse	Unterschiedliches Problembewusstsein der Akteure, teilweises Desinteresse im Umfeld unterschiedlicher Akteure an bestimmten Themen (z. B. an Eigentum, Wildschäden, Jagd, Tourismus, NLP-Zielsetzung)

## B) Interessenkonflikte

Die NLP-Umfeld-Situation ist von einer Vielzahl an Interessen geprägt. Deren strukturelle Auswirkungen, z. B. auf Landschaftsstruktur und Flächennutzung, führen zur Entstehung von Konflikten. Die unterschiedlichen Interessen und deren Konsequenzen sind dabei vielseitig. Deutlich wurde, dass die Interessenkonflikte in der öffentlichen Wahrnehmung am stärksten verankert sind (s. Tab. 15).

Tab. 15: Interessenkonflikte zwischen Akteuren in NLPs und deren Umfeld, analysiert am Beispiel dreier NLPs.

Konfliktthema		Entstehende Konflikte und Beispiele
Interesse A	Interesse B	
Naturdynamik im NLP	Land- und Forstwirtschaft im Umfeld	Wildschäden, beeinflusst durch direkte Grenzen des NLPs zu angrenzender (oft intensiver) Landwirtschaft, z. B. großflächiger Mais- und Rapsanbau (v. a. Wildschweine), sowie unterschiedliche Waldnutzung im NLP und im angrenzenden Umfeld (v. a. Rothirsche)  Bedeutung von Habitatqualität, Populationen, Raumnutzungsverhalten und unterschiedlichen Bejagungsstrategien
Schalenwildmanagementpraxis im NLP	Jagd im Umfeld	Unterschiedliches Management, Jagdzeiten, Abschussfreigaben, usw. und daraus resultierende Auswirkungen auf die Schalenwildpopulationen und deren Raumnutzungsverhalten (z. B. Bejagung im NLP bei Nichtbejagung im Umfeld, dadurch Verdrängungseffekte auf Schalenwild im NLP in das Umfeld; Kirmung/Fütterung im NLP-Umfeld als Magnet für Schalenwild)  Unterschiedliche oder vage jagdliche Konzepte im Vergleich von NLP und Umfeld bzw. im Hinblick auf bestehende Organisationsformen wie Hegegemeinschaften oder das Jagdrecht
An Wildschadensvermeidung angepasste Schalenwildbestände	An Schalenwildsichtbarkeit angepasste Schalenwildbestände	Sich gegenseitig ausschließende Ansprüche an die Höhe von Schalenwildbeständen (ausreichend gering und ausreichend hoch)
Tourismus im und um den NLP	Jagdausübung in Nachbarschaft zum NLP	Erschweren oder Behinderung der Jagdausübung durch Touristen, Rechtfertigungsdruck für Jäger vor Touristen, Jagd als störendes Element für Touristen
Hohe Schalenwildbestände durch Naturdynamikschutz	Verringerung der Seuchengefahr	Wachsende Schalenwildbestände, insbesondere in Jagdruhezonen im NLP und Sorge um mögliche Tierseuchen, v. a. bei Wildschweinen; aber auch Thematisierung von Nutztieren und industrieller Landwirtschaft sowie deren Auswirkungen auf natürliche Prozesse und mögliche Tierseuchen
Flächenübergreifende Ziele (z. B. Biotopverbund)	Partielle Nutzungsinteressen, heterogene Strukturen (Land- und Forstwirtschaft)	Unterschiede in den Ansprüchen an das großräumige Flächenmanagement und Flächennutzungskonflikte bzw. schwer zu vereinbarende Ziele

### C) Strukturkonflikte

Unterschiedliche Strukturen im NLP und dessen Umfeld, wie auch im übergeordneten Rahmen, führen ebenfalls zu Konflikten. Auch wenn die Strukturen teilweise aus verschiedenen Interessen, Zielsetzungen oder politischen Programmen resultieren und nicht allein durch z. B. geographische oder ökologische Zusammenhänge bedingt werden, haben diese kaum Bezug zu bestimmten Akteuren oder Personen und wurden daher auch eher als abstrakte Problemfelder diskutiert (s. Tab. 16).

Tab. 16: Strukturkonflikte zwischen Akteuren in NLPs und deren Umfeld, analysiert am Beispiel dreier NLPs.

Konfliktthema	Erläuterungen und Beispiele
Strukturen im Umfeld und deren Veränderungen	Erschweren der Einrichtung eines gemeinsamen Schalenwildmanagements im Umfeld sowie zwischen NLP und Umfeld durch Besitz-, Jagd- und Pachtstrukturen im Umfeld
Puffer- bzw. Managementzonen um NLP	Subvention großflächiger Landwirtschaft (Mais, Raps) zur Erzeugung erneuerbarer Energien, Grünland reduziert Förderhöhe, schwierige Realisierbarkeit von Pufferzonen und Strukturen wegen Förderbedingungen
Jagdrechtlicher Rahmen und Kompensation von Wildschäden	Behinderung effizienter und effektiver Ausgleichsmaßnahmen für Wildschäden durch komplexe oder unvorteilhafte rechtliche und politische Rahmenbedingungen
Schadensabwicklung und landwirtschaftliche Strukturen	Behinderung der Feststellung und Abwicklung von Wildschäden durch große landwirtschaftliche Flächen (schwer begehbar, Sichtbarkeit der Schäden häufig erst nach der Ernte)
Landeshaushalt und Ressourcenbedarf Schalenwildmanagement	Steigender Bedarf an Finanzen und Personal bei verschiedenen Verwaltungen (NLPV, Untere Jagdbehörden) aufgrund gestiegener Anforderungen an Schalenwildmanagement und Jagd in NLP und Umfeld gegenüber der Situation des Landeshaushalts und anderen politischen Themenfeldern
Naturdynamikschutz und Lebensraumqualität, Schalenwildsichtbarkeit, Bewirtschaftung	Durch Naturdynamikschutz mittelfristiges Ausdunkeln von Waldflächen, Abnahme der Lebensraumqualität und schlechtere Schalenwildsichtbarkeit Durch Naturdynamikschutz Veränderung der NLP-Flächen zu Tageinständen für Schalenwild und Umfeld-Flächen zu nächtlichen Äsungsflächen mit entsprechend resultierenden Schäden
Naturdynamikschutz und Wegenutzung	Erschwerte oder aufgegebene Wegenutzung, v. a. im Randbereich des NLPs, durch die NLP-Zielsetzung

## D) Wertekonflikte

Bei Wertekonflikten treffen grundlegende (und unterschiedliche) Überzeugungen zu verschiedenen Themen aufeinander, welche das Handeln und die Interessen der Akteure wesentlich beeinflussen. Wertekonflikte wurden naturgemäß im Rahmen der Gruppendiskussionen weniger offensichtlich vorgebracht als die bereits dargestellten Beziehungs- und Interessenkonflikte (s. Tab. 17).

Tab. 17: Wertekonflikte zwischen Akteuren in NLPs und deren Umfeld, analysiert am Beispiel dreier NLPs.

Konfliktthema	Erläuterungen und Beispiele
Naturverständnis und Landschaftswahrnehmung	<p>Unterschiedliches Naturverständnis, Natur als:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• eigenständiges, sich selbst regulierendes System, Mensch als abhängiger Teil davon</li> <li>• eigenständiges, sich selbst regulierendes System, vor dem Einfluss des Menschen zu schützen</li> <li>• vom Menschen zu pflegendes System</li> <li>• vom Menschen zu bewirtschaftendes System</li> </ul> <p>Entsprechend unterschiedliche Haltung zu Naturdynamikschutz, Jagdverzicht und Jagdruhezonen</p>
Verschiedene Wertvorstellungen von Wildtieren und Jagd	<p>Verschiedene Wertvorstellungen von Wildtieren, Schalenwild als:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• eigenständige, fühlende Geschöpfe und von der Natur regulierte Population</li> <li>• Nutzungsgut oder Schadfaktor für den Menschen und Element einer Kulturlandschaft, welches vom Menschen kontrolliert werden muss</li> </ul> <p>Unterschiedliche Wertvorstellungen von Jagd als:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Grundlage der Landnutzung, notwendig zum Schutz des Eigentums,</li> <li>• Resultat rechtlicher und gesellschaftlicher Verpflichtung</li> <li>• notwendiges Übel, Hobby, egoistisches Interesse von Jagenden</li> </ul> <p>Unterschiedliche Bewertung der Zuwanderung von Großprädatoren</p>
Definition von Naturdynamikschutz	<p>Naturdynamikschutz und menschliche Nutzung</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Naturdynamikschutz beinhaltet nicht konsumtive Nutzung (Tourismus und entsprechend auch Unterhaltung von Wegen und Infrastruktur, Forschung)</li> <li>• Naturdynamikschutz schließt jede menschliche Nutzung aus (Tourismus teils als wirtschaftliches Interesse der NLPV bewertet)</li> </ul> <p>Naturdynamikschutz vs. Biodiversitätserhalt oder Artenschutz</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Naturdynamikschutz (oberstes Ziel Natur Natur sein lassen) vs. Biodiversitätserhalt (oberstes Ziel möglichst artenreiche Lebensräume)</li> <li>• Naturdynamikschutz vs. Schutz besonders bedrohter Arten</li> <li>• Sukzessionsflächen vs. Erhalt extensiver Kulturlandschaft</li> </ul>
Stellenwert von Akteuren und Interessen	<p>Unterschiedliche Auffassungen, welche Akteure und welche Interessen am wichtigsten sind</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Angrenzende Landwirtschaft und umliegende Bevölkerung als wichtigste Akteure aufgrund der Bewirtschaftung als Lebensgrundlage</li> <li>• Unterscheidung in direkt Verantwortliche und Betroffene (in Umfeld und NLP) und indirekt Mitwirkende (z. B. Verbände) mit dementsprechend unterschiedlicher Wertigkeit</li> <li>• Unterschiedliche Bewertung verschiedener Themenfelder in und um den NLP (z. B. Waldbehandlung und Jagd vs. Naturschutz und Tourismus)</li> <li>• Gleichstellung aller Interessen, Gesamtgesellschaft als relevante Gruppe</li> <li>• Unterordnung aller gesellschaftlichen Gruppen unter den Eigenwert der Natur und für Naturschutz und Naturdynamikschutz notwendige Schritte</li> </ul>

### **11.2.6 Konfliktmanagementansätze der Akteure**

Im Anschluss an die Akteurs- und Konfliktanalyse diskutierten die Akteure über mögliche Ansätze für das Konfliktmanagement und wünschenswerte Entwicklungen, welche sich zu folgenden Themen zusammenfassen lassen:

- I) Monitoring und Datenbasis
- II) Flächen- und Schalenwildmanagementstrategien
- III) Arbeitsgemeinschaft Wildtiermanagement
- IV) Austausch und Kommunikation

#### **I) Monitoring und Datenbasis**

Als wichtige Grundlage für die Arbeit und Diskussion in den NLPs und deren Umfeld wurde die Einrichtung eines standardisierten Monitoringsystems diskutiert. Selbst in ihren Werten und Interessen sehr unterschiedliche Akteure bewerteten ein einheitliches Monitoring in den NLPs und deren Umfeld als außerordentlich wichtig für eine Vernetzung. Hierzu zählt auch das (verbesserte) Zusammentragen bereits vorhandener Daten zu Wildschäden durch behördliche und private Akteure. Die dadurch zu schaffende Datenbasis bietet nach Ansicht aller Akteure verschiedene Möglichkeiten, um einigen der wichtigsten der oben dargestellten Interessenkonflikte zu begegnen und gleichzeitig die Beziehungen verbessern zu können.

- Einheitliches Monitoring von Schalenwild, der Schalenwildwirkung und anderen, ggf. ortspezifisch wichtigen, Faktoren in den NLPs und deren Umfeld zur Schaffung einer besseren Datenbasis für mehr Transparenz und als Grundlage für Managemententscheidungen
- Regelmäßige Kommunikation der so erhobenen Daten zwischen allen Akteuren und besserer Austausch vorhandener Informationen, um Vertrauen zu schaffen
- Arbeit mit bzw. Untersuchung von Schwellenwerten für eine objektivere Diskussions- und Entscheidungsgrundlage
- Nutzung der Daten zur frühzeitigen Konfliktintervention, z. B. durch Anpassung von Jagdstrategien oder der Landbewirtschaftung

Folgende Punkte sind nach Erwartung der beteiligten Akteure bei der Umsetzung von Monitoringmaßnahmen zu klären:

- Finanzierung der Maßnahmen, v. a. im Umfeld (z. B. über ein gebietsübergreifendes Wildtiermonitoringprogramm des jeweiligen Bundeslandes)
- Verantwortlichkeit und Durchführung (Wie? Wer? Wie häufig? Wann?)
- Akzeptanz der verwendeten Methoden und der beteiligten Personen bzw. Institutionen

#### **II) Flächen- und Schalenwildmanagementstrategien**

Es wurde deutlich gemacht, dass viele Maßnahmen nicht allein an den Tieren, sondern vor allem auch an den Lebensräumen ansetzen müssen. Somit wurden verschiedene Strategien zum Management der betroffenen Flächen und des Schalenwildes identifiziert. Dabei handelt es sich in erster Linie um planerische oder technische Eingriffe, welche zu einer Abschwächung von Konflikten führen können. Dazu zählen:

## **Abgestimmtes Flächenmanagement**

- Anpassung der Bewirtschaftungsform landwirtschaftlicher Flächen im Umfeld (z. B. Verzicht auf schadensgeneigte Kulturen, insbesondere Änderungen bezüglich Maisanbau)
- Gemeinsames Einrichten von Pufferzonen bzw. Randstreifen im Randbereich der NLPs und/oder im Umfeld für eine Verbesserung der Bejagungsmöglichkeit bzw. als Äsungsfläche zur Vermeidung von Wildschäden
- (Partielle) Zäunung kritischer Grenzlinien, Einrichten von Zwangswechsellinien, Lenkung von Wildwirkungen auf Flächen in Besitz öffentlicher Hand
- Reduktion bestehender Fütterungen und Kirrungen im Umfeld zur Abschwächung der Einflüsse auf das Schalenwildverhalten und von Lockwirkungen auf bewirtschaftete Flächen
- Zeitliche Begrenzung des Waldbetretungsrechts im NLP (z. B. durch nächtliche Schließung von Toren wie im NLP Berchtesgaden) als Beruhigungsmaßnahme zur Steuerung des Schalenwildverhaltens und für ein effektiveres Management

## **Integratives Schalenwildmanagementkonzept von NLP und Umfeld**

Von den Teilnehmenden wurden mehrere Ansätze entwickelt, welche Teil eines integrativen Schalenwildmanagementkonzepts von NLP und Umfeld sein sollten. Dabei handelt es sich um strategische Aspekte wie auch um spezifische Maßnahmen, welche im Rahmen des laufenden Managements getestet oder etabliert werden sollten.

- Einrichten eines Gruppenabschussplans von NLP und Umfeld bzw. gegenseitige Anpassung der jeweiligen Abschusspläne aufeinander
- Berücksichtigung verschiedener Planungszeiträume (kurz-, mittel- und langfristig) bei der Formulierung von Zielen, z. B. für die Flächenentwicklung im NLP, Jagdruhezeiten oder Abschussplanung, Evaluation und Korrekturmöglichkeiten
- Berücksichtigung verschiedener Landschaftselemente (z. B. der sich wandelnden Waldstrukturen im NLP, die das Raumnutzungsverhalten des Schalenwildes beeinflussen)
- Berücksichtigung verschiedener Ziele und Zielkonflikte und Schaffen von Kompromissen, z. B. über Flächenmanagementstrategien (s. o.)
- Anpassung von Jagdstrategien und -planung an Witterung, Waldstrukturen, Flächennutzung und saisonale Bewirtschaftung sowie an die Biologie und das Verhalten des Schalenwildes
- Test neuer Jagdmethoden mit Hinblick auf die Parameter Tierschutz, Effizienz, Effektivität und Störungsarmut sowie Beeinflussung des Schalenwildverhaltens und Berücksichtigung der Schalenwildbiologie
- Partielle Erhöhung des Bejagungsdrucks, z. B. in Randstreifen im NLP oder im Umfeld
- Konzentration von Managementmaßnahmen im Herbst und Winter, um nicht im Sommer durch Jagddruck das Schalenwild in die landwirtschaftlichen Flächen zu treiben

- Durchführung gemeinsamer Jagden in NLP und Umfeld, Einbindung angrenzender Jägerinnen und Jäger in die Jagddurchführung, Abbau von Differenzen zwischen „NLP-Jägern“ und „Umfeld-Jägern“
- Beachten der Passgenauigkeit von Forschung, Planung und Monitoring mit den Zielen (z. B. sind Untersuchungen zu effektiverer Jagd nur dann sinnvoll, wenn dies auch das Ziel ist, nicht jedoch, wenn die Jagd eingestellt werden soll)
- Vorbeugung finanzieller Schäden durch Bejagung
- Finanzieller Ausgleich von Wildschäden im Umfeld durch Dritte (Öffentliche Hand, Verbände, u. a.)

### III) Arbeitsgemeinschaft Wildtiermanagement NLP

Als zentrales Element der Zusammenarbeit wurde in den meisten Diskussionsgruppen das Konzept einer Arbeitsgemeinschaft Wildtiermanagement (AG) für den jeweiligen NLP entwickelt. Zwar wurde auch über eine themenübergreifende AG diskutiert, welche alle Konflikte eines NLPs bearbeiten sollte. Insgesamt wurde jedoch einer AG, welche sich nur mit dem Wildtiermanagement befasst, aufgrund der Bedeutung und des Konfliktpotenzials des Themas der Vorzug gegeben. In der AG soll nach Vorstellung der Akteure ein institutionalisierter und koordinierter Austausch erfolgen. Bearbeitet werden sollen in diesem Rahmen u. a. folgende Aspekte:

- regelmäßige Informationsübermittlung unabhängig von festen Terminen
- gegenseitiger Austausch über Ziele, Interessen und Probleme, Interessenausgleich
- Austausch über tagesaktuelle Themen und „Brennpunkte“
- regelmäßiger Austausch zur Vorbeugung von Konflikten
- Austausch über Wildtiermanagementkonzepte
- Festlegen klarer Ziele, Benchmarks und Handlungsanweisungen, z. B. von einem Termin im Jahr zum nächsten oder von Jahr zu Jahr, um zielorientiert zu arbeiten, die Entwicklung messbar zu machen und möglichst objektiv zu bleiben
- allgemein Moderation und Vermittlung

Die Akteure legten zudem Wert darauf, dass einige Rahmenbedingungen für die Arbeit in der AG des jeweiligen NLPs beachtet werden sollten:

- Vergabe klarer Verantwortlichkeiten für Koordination und Durchführung, Einrichtung eines „Sekretariats“ (z. B. bei der NLPV)
- Austausch lokal, gleichberechtigt und direkt
- Vertretung aller relevanten Akteure vor Ort (Flächeneigentümer, Flächenbewirtschafter, Verbände, Verwaltung, usw.)
- Begrenzung der Personenzahl durch die Benennung von Vertreterinnen und Vertretern oder Kontaktpersonen
- Beachtung möglicher verschiedener Kommunikationsebenen (z. B. verschiedener Verbands- oder Verwaltungsebenen oder von Jagdpacht und Revierleitung einerseits und Verbandsvertretung und Ministerium andererseits)

#### **IV) Austausch und Kommunikation**

Weitere wichtige Anregungen für das Konfliktmanagement sind aus Sicht der Akteure die Stärkung des Austauschs, Öffentlichkeitsarbeit und Bewusstseinsbildung sowie die Einhaltung allgemeiner Regeln für Kommunikation und Vertrauensbildung.

##### **Stärkung des Austauschs bestimmter Akteure**

- Umfeldakteure untereinander (sowohl lokale Beziehungen wie zwischen Jagdpacht und Bewirtschaftung als auch Beziehungen weiter entfernter Akteure wie Naturschutzverbände und Jagdgenossenschaften)
- NLP und Umfeld (sowohl höheres Engagement durch die NLPV als auch deutlichere Impulse durch das Umfeld gefordert)
- Verantwortliche im NLP (z. B. Flächeneigentümerinnen und -eigentümer)
- NLPVs verschiedener NLPs (Erfahrungsaustausch)
- Oberste Behörde bzw. Ministerium und NLP-Region, z. B. in moderierender oder koordinierender Funktion oder federführend bei der Entwicklung gemeinsamer Strategien von NLP und Umfeld
- stärkeres Engagement der Unteren Jagdbehörde als Schlüsselakteur
- Stärkung oder Änderung bestehender Strukturen wie Hegegemeinschaften, Kuratorien und Beiräte und bessere Einbindung der NLPV sowie der Umfeldakteure
  - mehr Kommunikation sowohl über das Tagesgeschäft als auch über langfristige Planungen
  - Austausch von Fakten, z. B. vorhandener Daten zu Vegetationsentwicklungen und Schäden
  - mehr Mitsprache- und Mitwirkungsmöglichkeiten

##### **Öffentlichkeitsarbeit und Bewusstseinsbildung**

- Aufbau von Problem- und Verantwortungsbewusstsein, Verständnis schaffen zu diversen Themen (z. B. Waldumbau, Artenschutz, Jagd, NLP-Ziele, Landwirtschaft)
- Aufklärungsarbeit unter Jagenden
- Informationen für Touristen über Wildschäden und Schalenwildmanagement bzw. Jagd, Jagd in Umweltbildungskonzepte aufnehmen
- sinnvoller Einbezug der Medien

##### **Regeln für Kommunikation und Zusammenarbeit**

- Beachtung grundsätzlicher Kommunikationsregeln: Gegenseitiger Respekt und Akzeptanz, Zuhören, Gleichstellung der Akteure im Kommunikationsprozess, Einbindung und Information aller Betroffener
- offener, gegenseitiger und direkter Austausch über die jeweiligen Ziele und Ansprüche der einzelnen Akteure, Herstellen von Transparenz, Äußerung von Sorgen zulassen statt auf erzwungene Gemeinsamkeit abzielen
- gemeinsames Problemlösen und Konsensfindung

- rechtzeitiger, präventiver Austausch, Austausch sowohl über akute Probleme als auch über langfristige Perspektiven
- zielorientierter und praxisnaher Austausch, Bedarf der Akteure nah „an der Sache“ zu kommunizieren
- faktengestützte direkte Kommunikation statt politische Meinungsäußerung über Medien
- der Austausch bereits vorhandener Informationen (z. B. über Anbaupläne angrenzender Landwirtschaft oder Bejagungsstrategien verschiedener Jagdpächterinnen und Jagdpächter sowie der NLPV) erfordert wenig Aufwand und kann gleichzeitig Konflikte verhindern oder Synergieeffekte schaffen

## 11.3 Fazit und Empfehlungen

### 11.3.1 Bewertung

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass das Umfeld der Schutzgebiete für das Schalenwildmanagement in den NLPs große Bedeutung hat (vgl. auch DECKER und CHASE 1997, SCHERFOSE 2014). Eine zentrale Begründung für das Schalenwildmanagement in NLPs ist die Abwehr von wirtschaftlichen Schäden im Umfeld neben der Zielsetzung naturnaher Waldbestände und Verjüngung (und der damit verbundenen Abwehr übermäßiger ökologischer Beeinträchtigung durch Wildwirkungen im NLP) sowie die Vermeidung von Tierseuchen.

Die im Vergleich von NLP und Umfeld heterogenen Eigentumsstrukturen sowie die unterschiedliche Flächennutzung bergen naturgemäß ein Konfliktpotential (Staatsbesitz grenzt an Privatbesitz, Prozessschutzwald grenzt an Intensivlandwirtschaft, verschiedene jagdliche Regularien, usw.). Diese Faktoren unterscheiden sich zwischen den einzelnen NLPs erheblich. Dementsprechend ergeben sich jeweils verschiedene Konfliktthemen. Der unterschiedliche Quotient von Umfang und Fläche bedingt ggf. ein höheres Konfliktpotential bei NLPs, deren Grenzlinie mit dem Umfeld in Relation zur NLP-Fläche größer ist.

Ähnlichkeiten zwischen den NLPs und deren Umfeld bestehen bei den relevanten Akteursgruppen und deren Interessen. Auch die besondere Bedeutung von Beziehungskonflikten, die breite Palette an Interessenkonflikten und die grundlegende Rolle von Wertekonflikten sind eine Gemeinsamkeit.

Der Austausch der NLPVs mit dem Umfeld ist nicht in allen Fällen institutionalisiert. Er erfolgt teilweise sogar intensiv über jeweils vorhandene Institutionen wie Hegegemeinschaften. Allerdings ist dabei nicht gewährleistet, dass alle relevanten Akteure in gleichem Maße berücksichtigt werden und die Ziele des Schutzgebiets adäquat eingehen.

Die über den grundlegenden Informationsaustausch und grundsätzliche Reaktion auf Einzelfälle hinausgehende Zusammenarbeit mit dem Umfeld fällt unterschiedlich aus, wie auch die Kenntnis der NLPVs über die Situation im Umfeld sehr unterschiedlich ist. Bisweilen fehlen die notwendigen Mittel für ein solides Konfliktmanagement, aber auch die institutionelle Unterstützung (z. B. aus der vorgesetzten Behörde), notwendige Fakten (Kenntnisse über die genaue Konfliktsituation, Daten zu Wildschäden) oder ausreichende Akzeptanz (z. B. für ein Monitoring im Umfeld).

Insgesamt kristallisieren sich einige wesentliche Variablen heraus, welche die NLP-Umfeld-Beziehungen bestimmen. Die Qualität dieser Faktoren ist bei allen NLPs unterschiedlich, sie spielen jedoch überall eine Rolle. Schalenwild als Konfliktthema ist nicht alleiniger Einflussfaktor, die entsprechenden Debatten werden auch beeinflusst durch:

- NLP-Historie mit dem Vorhandensein oder Fehlen von Beteiligungsgremien
- aktuelle und frühere Kommunikation mit den Umfeldakteuren (Kooperationsformen wie Hegegemeinschaften, Verbände, Allianzen, Stellung der NLPV)
- Konfliktthemen und Konflikttypen (Beziehung, Interessen, Werte, usw.)
- „Akteurslandschaft“ (beeinflusst durch Eigentums- und Landnutzungsformen)

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass bei der problemantizipierenden, ziel- statt problemorientierten und institutionalisierten Zusammenarbeit sowie einem standardisierten Monitoring und Datenaustausch Entwicklungsbedarf besteht.

Für das Management der NLP-Umfeld-Situation lassen sich aus den Ergebnissen einige Schlussfolgerungen und Empfehlungen ableiten. Im Folgenden wird ein Konzept aufgezeigt, welches den NLPVs sowie weiteren betroffenen oder interessierten Akteuren als Handlungsempfehlung dienen kann.

### **11.3.2 Partizipative Akteurs- und Status-quo-Analyse**

Die Befragung der elf NLPVs lieferte erste Anhaltspunkte zur NLP-Umfeld-Situation. Vor allem zur Erfassung von Strukturdaten (Landnutzung, Eigentumsformen, Gebietskulisse) sowie für einen groben Überblick über die „Akteurslandschaft“ (Anzahl der Akteure, institutionelle Austauschinstrumente, bestehende Kooperationen, Managementaktivitäten der NLPVs) waren diese hilfreich.

Eine detaillierte Analyse der Akteurs- und Konfliktsituation vor Ort war jedoch erst durch die mit den Akteuren aus dem Umfeld der NLPs Hainich, Kellerwald-Edersee und Müritz durchgeführten Gruppendiskussionen realisierbar. Dabei zeigte sich, dass die Außenwahrnehmung der Situation eines NLPs (z. B. in anderen Teilen Deutschlands), aber auch die Selbsteinschätzung der NLPV, durchaus von dem analysierten Gesamtbild abweichen kann.

Als erster Schritt ist daher, unabhängig von der momentanen Qualität der NLP-Umfeld-Beziehungen, eine Sondierungsphase mit den Akteuren zu empfehlen. So kann eine einheitliche Grundlage für das weitere Konfliktmanagement geschaffen werden. Die Wahl der Methoden, Informationen und Einbindungsprozesse sollte sich nach der Definition des Konfliktes durch die Akteure richten (vgl. NIEMELÄ et al. 2005). Das aktive Zugehen auf die Akteure im Umfeld hat eine positive Signalwirkung.

Folgende Fragen sollten zusammen mit den Akteuren einleitend bearbeitet werden:

- Welche Akteure sind involviert, betroffen, verantwortlich? Wie sind die derzeitigen Beziehungen und welche Qualität hat die Kommunikation zwischen den Akteuren?
- Welche Konflikte und Probleme bestehen aus Sicht der Akteure? Wo besteht Entwicklungsbedarf?
- Was sollte sich verändern? Welche Akteure sollten was tun? Welche Ideen oder Lösungsansätze gibt es für die Zukunft?
- Ist die Umsetzung bestehender Lösungsansätze (Arbeitsgruppe, gemeinsame Schalenwildmanagementstrategie, etc.) sinnvoll und realisierbar?

Je nach Verfügbarkeit der Ressourcen und der Situation vor Ort kann hierfür auf unterschiedliche Methoden (Online- oder schriftliche Befragung, mündliche Befragung, Gruppendiskussion, Workshop) zurückgegriffen werden (vgl. z. B. HÄDER 2006, SCHNELL et al. 2008). Der Vorteil von Gruppendiskussionen, Workshops und sich daraus ggf. formierenden Arbeitsgruppen ist die hohe Akzeptanz dieser Instrumente durch die Akteure. Die Verwendung wissenschaftlicher Informationen, echter Einfluss und die Gleichbehandlung sind für Akteure

häufig die wichtigsten Kriterien im Beteiligungsprozess (CHASE et al. 2004). Wichtig ist dabei die zeitnahe und vergleichbare Dokumentation der Daten, Diskussionsbeiträge, Ergebnisse, etc. sowie deren Kommunikation an die Akteure.

### 11.3.3 Modell Konfliktmanagement und Zusammenarbeit

Abhängig von den Ergebnissen der Sondierungsphase werden im Folgenden unterschiedliche Arbeitsschritte anstehen. Allgemein unterscheidet sich das Vorgehen je nach Konfliktthema und -typ. Herrschen Beziehungskonflikte vor, sollte der Schwerpunkt auf Transparenz, Vertrauensbildung und offenem Austausch liegen. Die Erfahrungen aus den Gruppendiskussionen zeigen, dass häufig nicht nur die unterschiedlichen Interessen, sondern auch die (wahrgenommene oder tatsächliche) Missachtung, Ungleichbehandlung oder Blockade bestimmter Akteure ein maßgeblicher Konflikttreiber war.

In diesem Fall liegt die Lösung nicht in „mehr Kommunikation zur Sache“, sondern in der Schaffung von Chancengleichheit oder besserer Zusammenarbeit. Wo Interessenkonflikte gemildert werden können, geschieht die Lösung des Beziehungskonflikts im Optimalfall quasi „nebenher“ bei der Zusammenarbeit zur Lösung des Interessenkonfliktes (z. B. durch die gemeinsame Diskussion und Entwicklung von Bejagungsstrategien oder die Änderung regulatoriver Rahmenbedingungen).

Die von den Akteuren bei den Gruppendiskussionen genannten Konfliktmanagementansätze geben wichtige Hinweise auf Entwicklungsmöglichkeiten des NLP-Umfeld-Managements. Dass die Ergebnisse trotz der exemplarischen Durchführung in nur drei NLPs übertragbar sind, zeigt auch die deutliche Übereinstimmung mit den Ergebnissen einer ähnlichen Untersuchung von OLKO et al. (2011) für zwei polnische NLPs (s. Tab. 18).

Tab. 18: Konfliktmanagementansätze von Akteuren im Umfeld von NLPs im Vergleich.

<b>Konfliktmanagementansätze und Ideen für die Weiterentwicklung der NLP-Umfeld-Beziehungen von Akteuren im Umfeld von NLPs</b>	
<b>F+E-Vorhaben (deutsche NLPs Hainich, Müritz und Kellerwald-Edersee)</b>	<b>OLKO et al. (2011) (polnische NLPs Magura und Gorce)</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Monitoring und Datenbasis</li> <li>• Flächen- und Schalenwildmanagementstrategien</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• verbesserter Informationsaustausch</li> <li>• neue Schadensregelungen</li> <li>• gemeinsame Managementstrategien (z. B. Schutz, Monitoring)</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Arbeitsgemeinschaft Schalenwildmanagement für die jeweilige NLP-Region</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• lokale Kooperation und Zusammenarbeit</li> <li>• gemeinsame Weiterbildungen für Mitarbeiter aus NLP und Umfeld</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Austausch und Kommunikation</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• offeneres Verhalten und bessere Kommunikationsstrategien</li> </ul>

Das Monitoring und die Einrichtung einer Datenbasis zu Schalenwildwirkung, Schalenwildbeständen und ggf. weiteren Messwerten stellen die faktische Grundlage für die Entwicklung von Strategien, deren praktische Umsetzung und einen faktenbasierten Austausch der Akteure dar. Wesentliche Hürden sind hierbei die Finanzierung und die Akzeptanz. Eine erfolgreiche Umsetzung hängt daher von einer kooperativen Herangehensweise ab, z. B. in Verbindung mit der Entwicklung einer gemeinsamen Schalenwildmanagementstrategie für NLP und Umfeld.

Wie die Erfahrungen des F+E-Vorhabens zeigen, ist die Entwicklung gemeinsamer Flächen- und Schalenwildmanagementstrategien möglich, hängt jedoch von der richtigen Kommunika-

tion und der richtigen Reihenfolge notwendiger Schritte ab. Bei gescheiterten Vorhaben wurde teilweise versäumt, wesentliche Schritte mit allen Akteuren gleichermaßen abzustimmen oder wurden eingerichtete Beteiligungsmöglichkeiten von den Akteuren genutzt (z. B. Einreichen eines Positionspapiers, Anfragen), aber bei der Entwicklung der Strategie nicht oder nur einseitig berücksichtigt.

Daher ist vor der Entwicklung einer gemeinsamen Strategie oder der Umsetzung gemeinsamer Schalenwildmanagementmaßnahmen wie gemeinsamer Jagden ein koordinierter Austausch wichtig. Hierfür ist die Einrichtung einer AG Wildtiermanagement für den jeweiligen NLP eine Möglichkeit, welche auf eine hohe Akzeptanz stößt (vgl. CHASE et al. 2004). Dezentrale Partizipationsmöglichkeiten werden eher negativ bewertet und einseitige Informationsmaßnahmen (Infoschreiben, Infoveranstaltungen) stellen sich ebenfalls bisweilen als problematisch dar (GRÖNHOLM 2009).

Die bei der Arbeit in einer möglichen AG zu beachtenden Kriterien für einen erfolgreichen Management- und Partizipationsprozess nach GUYNN (1997) und MESSMER (2000) wurden auch von den Teilnehmenden der Gruppendiskussionen im F+E-Vorhaben genannt (s. Tab. 19).

Tab. 19: Kriterien für einen erfolgreichen Management- und Partizipationsprozess in einer Arbeitsgruppe Wildtiermanagement.

Kriterium	Beispiele
Klare Zielsetzung (auch für eine AG oder einzelne Termine)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Zusammentragen von Problempunkten und Festlegen von Lösungen</li> <li>• Erstellen eines Schalenwildmanagementkonzepts</li> <li>• räumliche Abgrenzung von Pufferzonen</li> <li>• Festlegen von Schwellenwerten und direkte Umsetzung im Abschussplan</li> </ul>
Definition von Autoritäten und Verantwortlichkeiten	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Organisation und Koordination der AG durch NLPV</li> <li>• Wahrung von Transparenz und Gleichberechtigung durch übergeordnete Behörde oder dritte Partei</li> </ul>
Übereinkunft über Kommunikationsregeln	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Festlegen von Diskussions- und Beteiligungsregeln</li> <li>• Gleichberechtigung im Beteiligungs- und Entscheidungsprozess</li> </ul>
Teambildung, Kooperation	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Einrichtung einer Kommunikationsschnittstelle bei der NLPV</li> <li>• offener Austausch über die jeweiligen Ziele der Akteure</li> <li>• Auswahl eines lokalen Konsortiums an Akteuren, welche alle Akteursgruppen vertreten</li> </ul>
Kontinuität und Entwicklung	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Treffen in festen Zeitabständen (z. B. zweimal im Jahr) oder zu speziellen Ereignissen (z. B. vor Jagdbeginn)</li> <li>• jährliche Abfrage der NLP-Umfeld-Situation (z. B. mit kleinem Fragebogen oder kurzen Telefonaten)</li> <li>• Weiterentwicklung der bestehenden und beschlossenen Maßnahmen</li> </ul>
Richtlinien und Aktivitäten	<ul style="list-style-type: none"> <li>• gewisse Formalisierung der Treffen, Institutionalisierung der AG (z. B. als fester Bestandteil im Schalenwildmanagementkonzept)</li> </ul>
Vorrang kleiner Erfolge vor Lösung großer Probleme	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Abbau bestehenden Misstrauens oder Nachreichen fehlender Informationen (z. B. über die Höhe von Wildschäden auf einzelnen Flächen) vor der direkten Konfrontation starker Interessenkonflikte</li> </ul>

Insgesamt sollten beim Konfliktmanagement sowohl technische (Substanzebene), politische (Prozedurebene) und kulturelle (Beziehungsebene) Elemente berücksichtigt werden (vgl. WALKER und DANIELS 1997, NIEMELÄ et al. 2005). Das bedeutet, mit verschiedenen Instru-

mentarien zu arbeiten bzw. diese zu kombinieren, z. B. gemeinsames Flächenmanagement, Änderung jagdlicher Regularien und Einrichtung einer Kommunikationsschnittstelle. Schematisch lässt sich abschließend ein mögliches Konzept der NLP-Umfeld-Kooperation als aufeinander aufbauende Pyramide darstellen (vgl. Abb. 37).

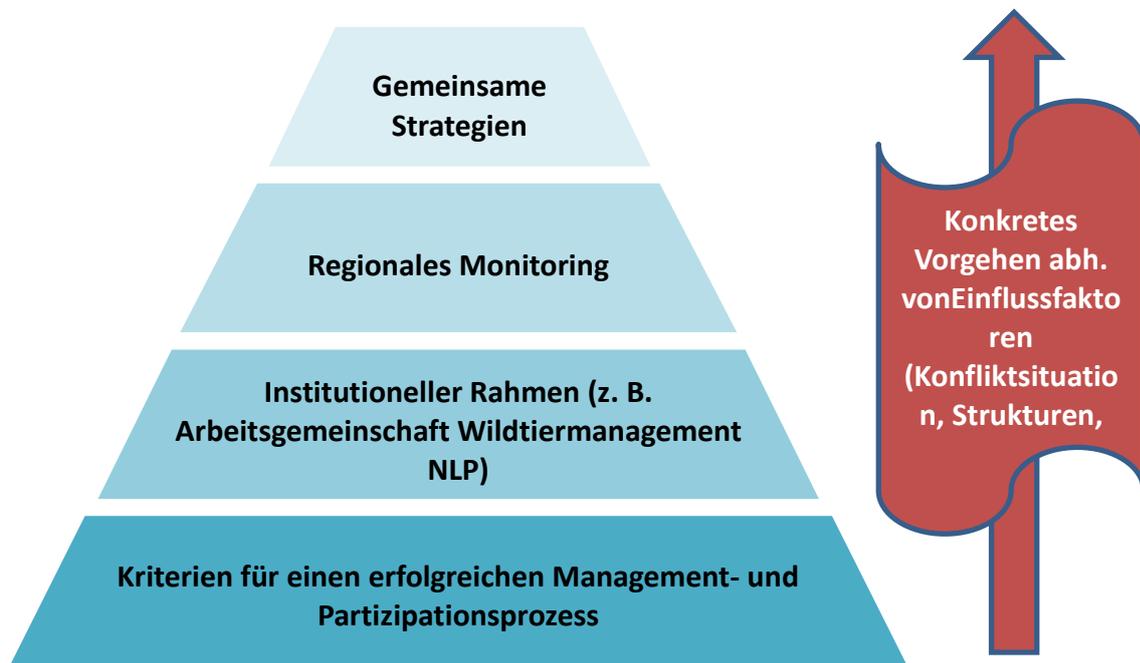


Abb. 37: Schematische Darstellung eines Konzepts einer NLP-Umfeld-Kooperation.

## 12 Resümee

*Autor: Prof. Dr. Ulrich Schraml*

### **Brennglas Nationalpark**

Zwei Faktoren scheinen für die Prominenz des Themas Schalenwildmanagement in NLPs auf der politischen Agenda verantwortlich zu sein: Es geht einerseits um NLPs und es geht andererseits um Schalenwild, insbesondere Hirschartige. Was trivial anmutet, ist für die vor Ort Verantwortlichen von großer Tragweite. NLPs sind, wie der Titel eines Buches behauptet, nicht nur „Schatzkammern der Natur“, sondern auch „Kampfplätze des Naturschutzes“ (MAKOWSKI 1997). Im Reigen der diversen Schutzgebietskategorien gelten sie der Landespolitik als Leuchtturmprojekte und stehen damit dauerhaft im Fokus der Medien und der öffentlichen Debatte. Es ist somit vor allem auch den Regeln medial vermittelter Politik geschuldet, dass sich zahlreiche Diskussionsbeiträge zum Themenbereich Landnutzung-Naturschutz, die grundsätzlich landesweite Relevanz haben, im Brennglas Großschutzgebiet besonders gut zusammenführen lassen. NLPs haben sich zur weithin verstandenen Metapher für einen „anderen“ Umgang mit Natur entwickelt, sie reduzieren die Komplexität vieler Fragestellungen und ermöglichen dadurch erst die politische Kommunikation über abstrakte Themen wie das Zulassen von Naturdynamik.

Aber auch Wildtiere werden weder in der Landnutzung noch im Naturschutz ausschließlich an ihrer Rolle im Ökosystem gemessen. Ihr Wert, die Aufmerksamkeit, die sie erlangen, die Praktiken, die im Umgang mit ihnen als akzeptabel gelten, bemessen sich insbesondere auch an ihrem Symbolgehalt. Viele Arten tragen diesbezüglich einen „kulturellen Rucksack“ mit sich herum. Das soll heißen, sie stehen ggf. für ein bestimmtes Naturbild, vielfach aber auch für etwas Soziales oder Politisches. Sie stehen beispielsweise für wünschenswerte Naturdynamik, wie das beim Biber der Fall ist. Er wurde unter Rückgriff auf amerikanische Mythen aktiv mit einem entsprechenden Image als „kleiner Bruder“ von Naturvölkern und damit im positiven Sinne Gestalter von Natur ausgestattet. Wildtiere stehen ggf. aber auch für unerwünschte Macht und Naturzerstörung. Dies ist häufig beim Rothirsch der Fall, der als Dauersymbol der Mächtigen sowie als sinnbildlicher „großer roter Waldverwüster“ die Dominanz feudaler, jagdlicher Egoisten über konkurrierende Landnutzer verdeutlicht.

Zahlreiche Studien dokumentieren, dass diese kulturhistorisch gewachsenen Zuschreibungen neben der schieren Größe und dem Aussehen der Arten relevant sind für deren Berücksichtigung in Naturschutzprogrammen, Roten Listen oder den Aktivitäten von Verbänden, Behörden und Wissenschaft. Es wäre daher überraschend, wenn ausgerechnet in den NLPs, die so stark im öffentlichen Fokus stehen, eine Orientierung an rein ökologischen Kriterien möglich wäre. Jeder Schuss auf ein Wildtier ist gerade hier auch ein Angriff auf ein politisches Symbol. Jeder Verzicht auf diesen Schuss kann als demonstrative Verweigerung betrachtet werden, der landläufigen Überzeugung, Natur müsse überall reguliert werden, zur Geltung zu verhelfen.

Selbst Wildtiere, die ggf. ähnliche Lebensraumsprüche, eine ähnliche Natur- oder Besiedlungsgeschichte oder ähnliche Wirkung auf die Vegetation haben, werden demzufolge nicht einheitlich behandelt. Wenn sie in der Kulturgeschichte mit verschiedenen Symbolinhalten ausgestattet wurden, werden sie auch ein differenziertes Management erfahren. Folgerichtig werden daher auch nicht alle problematischen Arten gleich behandelt (sondern etwa Wildschweine anders als Rothirsche) und es gibt für den Umgang mit Neozoen sehr unterschiedliche Prinzipien. Diese sehen beim Waschbär oder Marderhund anders aus als beim Damhirsch oder Mufflon.

Die vorliegende Studie gibt Hinweise darauf, dass die hier abstrakt beschriebenen Zusammenhänge in der konkreten Arbeit der NLPVs große Relevanz entfalten. Ein großer Teil der

öffentlichen Diskussion konzentriert sich auf wenige symbolbefrachtete Arten, unter dem Schalenwild insbesondere den Rothirsch. Diese Arten stehen gleichermaßen im Fokus des Managements, der Kooperation mit dem Umfeld und noch deutlicher dem des Monitorings.

### **Konfliktthema Schalenwild**

Menschen, die für das Wildtiermanagement in NLPs verantwortlich sind, sind vor diesem Hintergrund nicht zu beneiden. Der Inhalt ihrer Arbeit ist prädestiniert, Gegenstand von Konflikten zu werden. Deren Bearbeitung ist auch dadurch erschwert, dass sie in ein soziales und politisches Mehrebenensystem eingebunden sind, das sie zwischen die Erwartungen der am Wildtiermanagement beteiligten Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter bzw. der „Jagdhelfenden“ auf der einen Seite und die organisatorische Einbindung in Fachverwaltungen, Ministerien etc. andererseits stellt. Dazu kommen lokal wie überregional diverse Akteure, die mit klassischem Lobbying wie auch öffentlichen Kampagnen für die Durchsetzung ihrer Interessen, auch und gerade in den NLPs und deren Umfeld kämpfen.

Entsprechend unterschiedlich sind die Erwartungen, die von den vielen politischen Akteuren, aber auch von Fachwissenschaftlerinnen und -wissenschaftlern, wie den Autoren dieses F&E-Berichts, an das Wildtiermanagement gerichtet werden. Das hier im Fokus stehende Schalenwild soll beispielsweise die laufende Gestaltung der Entwicklungsnationalparke mit ihren Waldumbauprogrammen nicht behindern, sie sollen im Idealfall für Besucher sichtbar bleiben und dabei am besten gar nicht, oder wenn doch dann effektiv, tierschutz- oder nach Maßgabe der Jagdgesetze waidgerecht bejagt bzw. gemanagt werden. Das erzielte Wildbret soll in exzellenter Qualität auf den Markt, aber Trophäen sollen auf keinen Fall an die Wand der beteiligten Jäger kommen.

Oftmals unbestimmt und vor allem widersprüchlich sind aber, wie auch der vorliegende Bericht durch seine Analyse verdeutlicht, selbst die formalen Vorgaben, so dass man sich als für Wildtiere im NLP Verantwortliche und Verantwortlicher nicht zurücklehnen und für Einzelentscheidungen auf operationale, politisch abgestimmte Ziele und Normen verweisen kann. Die formalen Regeln für die Behandlung der Wildtiere in den Jagdgesetzen setzen andere Referenzwerte als die Vorgaben des Naturschutz-, Abfallbeseitigungs- oder Fleischhygienerechts, nicht zu reden von den informellen Erwartungen aus der Jägerschaft, die wiederum im Regelfall mit den Vorstellungen der Dachorganisationen von Schutzgebieten und Verbandsnaturschutz nicht kohärent sind. So konkret manche Positionspapiere zu diesem Thema auch sein mögen, so gering ist ihre Verbindlichkeit für den einzelnen NLP. Der bestehende Ermessensspielraum der Entscheidenden vor Ort eröffnet ein risikogeneigtes Feld. Das verdeutlichen die immer wieder aufflammenden Diskussionen um Jagdpraktiken in NLPs, die bisweilen weit unter der Gürtellinie verlaufen und auch personelle Konsequenzen in den Verwaltungen nach sich ziehen können.

Das Schalenwildmanagement einiger NLPs ist somit bis heute ein Beispiel für weitreichende Divergenz zwischen einschlägigen Politikprogrammen, die dem programmatischen Grundsatz „Natur Natur sein lassen“ verpflichtet sind und den Aktivitäten der Beteiligten auf den verschiedenen Ebenen des eingangs beschriebenen Mehrebenensystems. Dies gilt sowohl für Nationalparkmitarbeitende, welche die Ziele ihrer Leitung nicht mittragen und durch traditionelle Jagd konterkarieren, wie auch für den landespolitischen Reflex, auf Kampagnen, die gegen das alternative Wildmanagement in NLPs gefahren werden, durch eine Rückkehr zum vermeintlich Bewährten kurzfristig Ruhe zu schaffen, ohne Zielkonflikte dauerhaft zu bearbeiten.

## **Elemente eines nationalparkkonformen Schalenwildmanagements**

Dass sich bis heute keine international oder auch nur bundesweit abgestimmte Behandlungsform etabliert hat, die per se als nationalparkkonform betrachtet würde, wird daher von manchen Vertretern der NLPs als großer Nachteil gesehen. Tatsächlich liegt keine allgemein anerkannte Referenz vor, die eine bundesweite Standardisierung des bisher so heterogenen Managements politisch unterstützen würde.

Natürlich können und sollen Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler in einer solchen Gemengelage nicht als Entscheidende auftreten und aus ihren Disziplinen heraus, den NLPs den „richtigen“ Weg in Form eines wissenschaftlich begründeten Regelwerks weisen. Auch die Autoren haben diese Rolle nicht angestrebt. Sie möchten vor allem die Verwaltungen und die Akteure im Umfeld der NLPs bei der Erreichung ihrer Ziele unterstützen, indem sie vorhandenes Wissen aufbereiten und den Erfahrungsaustausch fördern. Allein dafür wurden im Rahmen des Projektes mehrere Veranstaltungen und Diskussionsrunden organisiert und Beratung angeboten. Der vorliegende Bericht ergänzt diese Bemühungen.

Gleichzeitig bieten die sehr heterogenen Ansätze, die die NLPs in Deutschland beim Schalenwildmanagement aktuell verfolgen, aber auch das Potential für systematische Vergleiche und Bewertungen der geübten Praxis. Schließlich sind die Praktiken, die man aktuell beobachten kann, in Hinblick auf deren Folgen für Ressourceneinsatz, Vegetationsentwicklung, Schalenwildbestände oder die Konflikte an den Rändern der Schutzgebiete ebenfalls vielgestaltig. Vorausgesetzt die NLPs unterstützen eine Dokumentation und Analyse ihrer Vorgehensweisen, ist die aktuelle Vielfalt somit auch eine Chance für Wissenschaft und interessierte Praktikerinnen und Praktiker.

Genau dies war die Grundlage des hier beschriebenen Vorhabens. Es ist erstmals gelungen, mit großer Unterstützung durch die NLPVs, eine systematische und umfassende Erfassung des Status quo des Schalenwildmanagements der deutschen NLPs vorzunehmen und diese in Hinblick auf ihre Wirkung gegenüber Pflanze, Tier und Mensch zu bewerten. Dies lieferte die Basis dafür, Empfehlungen für eine Weiterentwicklung der heutigen Managementpraxis zu formulieren. Referenz ist vor allem der anerkannte Wissensstand in Natur- und Sozialwissenschaft. Ergebnis sind Empfehlungen zur Ausgestaltung wichtiger Elemente des Schalenwildmanagements in und um NLP, die sich in der Praxis bewährt haben und auch aus wissenschaftlicher Sicht als sinnvoll gelten.

Insofern stellt der vorliegende Bericht zunächst jeweils ökologische, rechtliche oder soziale Grundlagen der verschiedenen Themenbereiche vor, bevor die Autoren dann Analysen der Daten anstellen, die die NLPVs zur Verfügung stellten. Sie sind Basis folgender Empfehlungen:

### **Das Schalenwildmonitoring liefert in den Nationalparks und deren Umfeld Datengrundlagen für Managemententscheidungen und Dialog**

Viele Management- und Monitoringaktivitäten der NLPs konzentrieren sich auf den Rothirsch. Dies deckt den Schutzzweck der NLP, aber auch viele Fragen aus deren Umfeld, etwa zu Wildschäden, nicht ab. Es wäre daher wünschenswert, auch anderen wirkmächtigen Schalenwildarten wie dem Reh oder dem Wildschwein entsprechende Aufmerksamkeit zu schenken.

Dabei ist neben der vielfach untersuchten Wirkung auf die Vegetation im Schutzgebiet selbst auch die Erhebung der Bestandeshöhe bzw. die Verteilung der Arten im Raum bedeutsam. Damit ist einerseits eine Erfolgskontrolle von Regulierungsmaßnahmen im Schutzgebiet möglich. Andererseits bewegt diese Frage bei großräumig aktiven Arten wie dem Wild-

schwein naturgemäß auch die Landbewirtschaftenden im Umfeld. Gemeinsam mit Akteuren des Umfelds durchgeführt, sind etwa Scheinwerferzählungen oder Auswertungen von Wildtierkamerabildern gute Gelegenheiten, Transparenz herzustellen und Vertrauen aufzubauen.

### **Das Monitoring der Nationalparke deckt die Wirkungen von Schalenwild in mehreren relevanten Bereichen ab**

Die Wirkungen von Schalenwild berühren viele Pflanzen, Tiere und den Menschen in seinen verschiedenen Rollen, z. B. über Eigentum, Bewirtschaftung oder Naturfreundschaft. Vielen Konflikten könnte vorgebeugt, offene Fragen interessierter Akteure im Rahmen des Managements von Schalenwild könnten beantwortet und Grundlagen für Managemententscheidungen geschaffen werden, wenn das Monitoring entsprechend vieldimensional ausfallen würde.

Die aktuell in den NLPs verbreitete Konzentration des Monitorings auf Gehölze und das Schutzgebiet selbst kann dies nicht leisten. Es wäre wünschenswert, auch andere Pflanzengruppen, das Offenland oder sogar synökologische Fragestellungen zu integrieren. Die Ergebnisse des vielfach bereits praktizierten Vegetationsmonitorings sollten mit dem Schalenwildmonitoring bzw. der Dokumentation der Schalenwildregulation verschnitten werden, um dessen Erfolg mit Blick auf den Schutzzweck des NLPs bewerten zu können. Dadurch werden auch wichtige Grundlagen für die Herleitung von Schwellenwerten geschaffen, die Managemententscheidungen nachvollziehbar machen.

Gemeinsame Monitoringaktivitäten mit Akteuren aus dem Umfeld erhöhen die Transparenz des Managements und stellen gute Anlässe für Dialog und Austausch dar. Monitoringergebnisse aus dem Umfeld des NLPs, die insbesondere die Entwicklung von Wildschäden aufzeigen, sind ein wichtiges Instrument des Konfliktmanagements.

### **Die Schalenwildregulierung folgt klaren Zielen und Konzepten**

Das mehrfach beklagte Fehlen von operationalen Zielen für den Umgang mit Schalenwild in den NLP erschwert es, Maßnahmen zu benennen, die für diese Zwecke „geeignet“ sind. Aktuell unternehmen die NLPVs vielfach Anstrengungen, um möglichst störungsarm, aber effektiv zu jagen. Das Fehlen operationaler Ziele erschwert natürlich gleichzeitig auch die Bewertung bereits geübter Praktiken und Konzepte. Insofern bezieht sich eine wesentliche Forderung, die hier erhoben wird, auf einen entsprechenden Zielfindungsprozess für die Schutzgebiete.

Ein ähnliches Problem stellte sich den Autoren bei der Bewertung von Managementmaßnahmen, da die jeweilige Terminologie der NLPVs nicht klar war. Einheitliche Begriffe – etwa was eine jagdfreie Zone ist – erhöhen die Transparenz vor Ort und die Vergleichbarkeit der unternommenen Aktivitäten zwischen den NLPs.

### **Die Regulierung des Schalenwildes ist in ein Maßnahmenbündel eingebettet**

Bislang konzentriert sich ein wesentlicher Teil der Ressourcen, die für das Wildtiermanagement zur Verfügung stehen, auf klassische Managementansätze, die unmittelbar die Tiere im Fokus haben und im Wesentlichen auf der Bejagung beruhen. Im Einzelfall sind Fang und Gatterabschuss bewährte Methoden, die dazu beitragen, wesentliche Teile des Schutzgebietes jagdfrei zu halten. Eine generelle Eignung dieser Maßnahmen für alle NLPs wird weder aus naturräumlichen noch aus politischen Gründen gesehen. Es empfiehlt sich daher zu-

nächst, jagdliche Maßnahmen durch begleitende Aktivitäten, etwa Verdrängung oder Besucherlenkung zu ergänzen.

Alternative Maßnahmen, die im Schutzgebietsmanagement anderer Erdteile durchaus üblich sind, wie das Vergiften oder massenweise Abschießen in kurzer Zeit, finden in Deutschland derzeit keine Akzeptanz. Weder ist eine Legalisierung absehbar, noch ist es derzeit vorstellbar, dass sich der Einsatz dieser Methoden Besuchern oder Stakeholdern erklären ließe. Die Autoren haben daher auch darauf verzichtet, diese Ansätze auszuführen.

Für eine Bewertung der Effizienz von Regulierungsmethoden sowie des Jagdaufwands sollten mit standardisierten Erhebungsbögen entsprechende Daten erhoben werden. Dies stellt eine wichtige Rückmeldung für eine Weiterentwicklung des Wildtiermanagements dar.

Eine Öffnung des Kreises der an Jagd beteiligten Personen für Anrainer schafft Transparenz und fördert grundsätzlich die Akzeptanz der durchgeführten Maßnahmen. Es ist sinnvoll, diese Beteiligung an entsprechende Fortbildungen der Jägerinnen und Jäger zu binden.

Je länger die Außengrenze des NLPs im Verhältnis zur geschützten Fläche ist, desto schwieriger ist es, mit einem klugen Management von Wildtieren und Menschen auf diese Differenzen einzugehen und Konflikte zu vermeiden. Ein ungünstiger, weil hoher, Quotient von Umfang zu Fläche schafft schwierige Voraussetzungen für die Ausweisung von Jagdruhebereichen, Pufferzonen sowie die Koordination mit den zahlreichen Anspruchsgruppen im Umfeld. Es wird in Anbetracht der in vielen Regionen weiterhin stark steigenden Schalenwildbestände und einem wachsenden öffentlichen Interesse an der Frage, wie Wildtiere behandelt werden, immer wichtiger werden, zukünftig bereits beim Zuschnitt der Schutzgebiete auch den Aufgaben des Schalenwildmanagements gerecht zu werden.

### **Schalenwildmanagement wird von NLPs im Netzwerk mit dem Umfeld betrieben**

Unabhängig von den vorkommenden Arten stellen die Außengrenzen von NLPs immer auch Grenzen dar, an denen verschiedene Wertesysteme aneinanderstoßen. Insofern stellt der Austausch zwischen NLPV und Umfeld, neben allen praktischen Erfordernissen einer überregionalen Koordination bei der Regulierung von Schalenwild, vor allem eine Aufgabe des Konfliktmanagements dar.

Wichtige Instrumente, die hier aktuell zum Tragen kommen, wurden für den Interessenausgleich in der Kulturlandschaft entwickelt, können aber in ihrer jetzigen Form häufig wenig zum Interessenausgleich zwischen Schutzgebiet und Umfeld beitragen. Es ist zu überlegen, in welchen Feldern die NLPVs von diesen Bestimmungen auch befreit werden können (etwa der regelmäßigen Abschussplanung in ihrer bisherigen Form) und wo vorhandene kooperative Ansätze weiterentwickelt sind, etwa indem klassische Hegegemeinschaften durch die hier vorgeschlagenen Arbeitsgemeinschaften für das Schalenwildmanagement in NLP-Regionen ergänzt werden. In jedem Fall sind dies Überlegungen, die nicht im NLP und seinem Umfeld allein umgesetzt werden können, sondern im Rahmen der Rechtssetzung überlegt werden müssen. Der Gesetzgeber ist aufgefordert, zukünftig zu berücksichtigen, dass manche Eigentümerinnen und Eigentümer bereit sind, großflächigen Grundbesitz dem Zwecke der Naturdynamik zu widmen, ohne dass die jagdrechtlichen Bestimmungen dieser besonderen Eigentümerzielsetzung immer gerecht würden, vor allem aber den Interessenausgleich mit der traditionellen Landnutzung im Umfeld aktiv einfordern und institutionell unterstützen würden.

In der Verantwortung der Akteure vor Ort stehen eine ganze Reihe von möglichen Instrumenten, die die Vernetzung zwischen NLP und Umfeld verbessern helfen. Dazu zählen zunächst eine Abgrenzung des „Umfeldes“ und die Erhebung der dort vom NLP betroffenen

Akteure (Akteurs-Mapping). Sie ist die Grundlage für gezielte Angebote des informellen und institutionellen Austausches, wie sie etwa in Arbeitsgruppen und Runden Tischen zum Thema Schalenwildmanagement angeboten werden können.

Grundlage des Austausches sind gemeinsame Einschätzungen der Ausgangssituation. Neben der bereits mehrfach angesprochenen Ausweitung des Monitorings auf Parameter und Flächen, die die Umfeldakteure interessieren (Schalenwildbestände, Wildschäden), trägt dazu vor allem auch die Kooperation bei der Erhebung mancher Daten, etwa bei Zählungen, bei.

Im Idealfall entsteht darüber ein die Eigentumsarten und Flächenkategorien überschreitendes Co-Management der Schalenwildarten durch NLPV und Umfeld-Akteure. Die Mitwirkenden an diesem Vorhaben haben dafür zahlreiche Maßnahmen formuliert, die neben einer räumlich und zeitlich abgestimmten Bejagung auch Maßnahmen der Flächenbewirtschaftung, Ruhezeiten oder Besucherlenkung beinhaltet.

### **NLPs finden als Laboratorien des Schalenwildmanagements überregionales Interesse**

Die Attraktivität des Schutzgebietstyps NLP liegt darin, dass sich die Betrachter am hier wahrgenommenen Zustand der Natur gemeinhin entweder stoßen oder aber berauschen und dies Debatten auslöst. Im NLP entstehen also im besten Wortsinn Denkanstöße. Der Anspruch der NLPs, hier natürliche Prozesse beobachten zu können, die es in der Kulturlandschaft nicht geben kann, lässt sich ausweiten auf die Möglichkeit einer Beobachtung von Managementansätzen, die vielfach auch nur in den NLPs praktiziert werden können. Hier lässt sich studieren, wie Wildtiere, Vegetation und auch Besucher auf Alternativen im Wildtiermanagement reagieren.

Im Idealfall sind NLPs Laboratorien, in denen nicht nur ökologische Prozesse laufen, die es in der Kulturlandschaft nicht gibt, sondern in den Managementzonen Praktiken angewandt werden können, die aus wirtschaftlichen, politischen oder kulturellen Gründen im Umfeld ebenfalls nicht möglich sind. NLPs sind, so betrachtet, im doppelten Sinne Laboratorien. Sie haben Zonen, in denen sich die Entwicklung und Wirkung von wenig beeinflussten Schalenwildarten studieren lässt, geben aber auch Raum für alternative Behandlungsformen dieser Arten in den Managementzonen. Bei einigen Ansätzen wie konsequenten Betretungsverböten, großen Jagdruhezeiten, kurzen Jagdzeiten, dem Abschuss im Wintergatter oder dem Saufang wird heute schon vieles in den NLPs praktiziert, das auch andernorts in der Diskussion steht. Die NLPs können dazu beitragen, diese Diskussionen auf ein höheres fachliches Niveau zu heben.

Die Bereitschaft der NLPVs, das im Rahmen eines breiten Monitorings entstehende Wissen unvoreingenommen zu teilen und die Bereitschaft von Jagenden, Grundbesitzenden und sonstigen Naturfreunden, sich diesem Wissen auszusetzen, entscheidet maßgeblich darüber, ob NLPs beim Schalenwildmanagement weiterhin vor allem Kampflätze sind oder zu Lernorten werden können, von denen Naturschützer und Landnutzer mit ihren Ansprüchen gleichermaßen profitieren.

### 13 Literaturverzeichnis

- AARDE, R. VAN, WHYTE, I. und PIMM, S. (1999): Culling and the dynamics of the Kruger National Park African elephant population. *Animal Conservation*, 4(2), 287-294.
- ACQUAH, E. (2013): Human-wildlife interactions, nature-based tourism, and protected areas management: the case of Mole National Park and the adjacent communities in Ghana. PhD Thesis, University of Victoria.
- ADAMS, W. M. und HULME, D. (2001): Conservation and Community: Changing Narratives, Policies and Practices in African Conservation. In: HULME, D. und MURPHREE, M. (Hg.): *African Wildlife and Livelihoods: The Promise and Performance of Community Conservation*, James Currey, Oxford.
- AMMER, C. (1996): Impact of ungulates on structure and dynamics of natural regeneration of mixed mountain forests in the Bavarian Alps. *Forest Ecology Management*, 88(1/2), 45-53.
- AMMER, C., VOR, T. und KNOKE, T., WAGNER, S. (2010): Der Wald-Wild-Konflikt. Analyse und Lösungsansätze vor dem Hintergrund rechtlicher, ökologischer und ökonomischer Zusammenhänge. *Göttinger Forstwissenschaften*, Band 5.
- AMSTRUP, S. C., MCDONALD, T. L. und MANLY, B. F. J. (2005): *Handbook of Capture-Recapture Analysis*. Princeton University Press, Princeton.
- ANDRADE, G. S. M. und RHODES, J. R. (2012): Protected Areas and Local Communities: an Inevitable Partnership toward Successful Conservation Strategies? *Ecology and Society*, 17(4), 1-16.
- BAILEY, N. (1951): On Estimating the Size of Mobile Populations from Recapture Data. *Biometrika*, 38(3/4), 293-306.
- BAUER, M. (2014): Waldentwicklung und Wildtiermanagement im Nationalpark Kellerwald-Edersee. In: NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ (Hg.): *Waldentwicklung und Wildbestandsregulierung im Nationalpark Harz*. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Wernigerode, Band 12, 90-96.
- BECKMANN, O. (2003): *Die Akzeptanz des Nationalparks Niedersächsisches Wattenmeer bei der einheimischen Bevölkerung*. Peter Lang Verlag, Frankfurt am Main.
- BEE, J. N., TANENTZAP, A. J., LEE, W. G., LAVERS, R. B., MARK, A. F., MILLS, J. A. und COMES, D. A. (2008): The benefits of being in a bad neighbourhood: plant community composition influences red deer foraging decisions. *Oikos*, 118(1), 18-24.
- BELOTTI, E., KREISINGER, J., ROMPORTL, D., HEURICH, M. und 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.
- BERBERICH, W. und RIECHERT, V. (1994): Raumnutzung des Rotwildes (*Cervus elaphus*) im Nationalpark Berchtesgaden. In: NATIONALPARK BERCHTESGADEN (Hg.): *Zur Situation des Schalenwildes im Nationalpark Berchtesgaden*, Forschungsbericht, 28, S. 27-56.
- BERGER, K. M. und GESE, E. M. (2007): Does interference competition with wolves limit the distribution and abundance of coyotes? *Journal of Animal Ecology*, 76(6), 1075-1085.
- BESCHTA, R. L. und RIPPLE, W. J. (2009): Large predators and trophic cascades in terrestrial ecosystems of the western United States. *Biological Conservation*, 142(11), S. 2401-2414.

- BEYER, G. (2002): Eine erstaunliche Karriere – vom bösen Rindenfresser zur ökologischen Leitart. In: HOLST, S. und HERZOG, S. (Hg.): Der Rothirsch – ein Fall für die Rote Liste? – Neue Wege für das Rotwildmanagement. Tagungsband zum Rotwildsymposium der Deutschen Wildtierstiftung in Bonn, 269-276.
- BLANKENHORN, H. J., BUCHLI, C. H., VOSER, P. und BERGER, C. H. (1979): Bericht zum Hirschproblem im Engadin und im Münstertal. Anzeiger-Druckerei Verlags AG, St. Gallen.
- BONENFANT, C., GAILLARD, J.-M., KLEIN, F. und HAMANN, J. L. (2005): Can we use the young : female ratio to infer ungulate population dynamics: an empirical test using the red deer *Cervus elaphus* as a model. *Journal of Applied Ecology*, 42(2), 361-370.
- BORKOWSKI, J. und UKALSKA, J. (2008): Winter habitat use by red and roe deer in pine-dominated forest. *Forest Ecology and Management*, 255(3/4), 468-475.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1931): Vegetationsentwicklung im Schweizerischen Nationalpark. Ergebnisse der Untersuchungen von Dauerflächen. Jahresbericht Naturforschende Gesellschaft Graubündens, 69, 3-82.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie, Grundzüge der Vegetationskunde. Springer-Verlag, Wien, New York.
- BREITENMOSE, U. und HALLER, H. (1993): Pattern of Predation by Reintroduced European Lynx in the Swiss Alps. *Journal of Wildlife Management*, 57(1), 135-144.
- BRIEDERMANN, L. (1991): Über den Einfluss von Wildwiederkäuern, im Besonderen des Rotwildes, auf mitteleuropäische Forstgesellschaften. *Waldhygiene*, 19, S. 17-36.
- BRIGHT, P. W. und MORRIS, P. A. (1992): The Dormouse. The Mammal Society, London.
- BROWN, J. S., LAUNDRÉ, J. W. und GURUNG, M. (1999): The Ecology of Fear: Optimal Foraging, Game Theory, and Trophic Interactions. *Journal of Mammalogy*, 80(2), 385-399.
- BROWN, R. und HARRIS, G. (2004): Comanagement of wildlife corridors: the case for citizen participation in the Algonquin to Adirondack proposal. *Journal of Environmental Management*, 74(2), 97-106.
- BÖRNER, K., SCHNEIDER, R. und TOTTEWITZ, F. (2010): Erhebungen zum Schalenwildeinfluss auf die Vegetation im Nationalpark „Unteres Odertal“ und angrenzenden Flächen auf der Grundlage von Verbissbelastung und landwirtschaftlichen Wildschäden. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung*, 35, 33-42.
- BUCHLI, C. (1979): Zur Populationsdynamik, Kondition und Konstitution des Rothirsches (*Cervus elaphus* L.) im und um den Schweizerischen Nationalpark. Dissertation, Universität Zürich, Zürich.
- BUCKLAND, S. T., ANDERSON, D. R., BURNHAM, K. P., LAAKE, J., BORCHERS, D. L. und THOMAS, L. (2001): Introduction to Distance Sampling – Estimating abundance on biological populations. University Press, Oxford.
- BÜTTNER, K. (1989): Zur Effektivität der Bejagung von Dickungsrehen. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, 35(1), 64-70.
- BÜTTNER, K. (2000): Das Sichertverhalten von Rehen als Maß für die Belastung durch verschiedene Gesellschaftsjagdmethoden. In: ÖJV BAYERN (Hg.): Mit Hunden jagen, 71-80.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hg.) (2013): Weitere Nationalparke für Deutschland?! Argumente und Hintergründe mit Blick auf die aktuelle Diskussion um die Ausweisung von Nationalparks in Deutschland. Bonn.

- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (Hg.) (2007): Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt. Berlin.
- BUNDESNATURSCHUTZGESETZ (2009): Bundesnaturschutzgesetz vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), das zuletzt durch Artikel 421 der Verordnung vom 31. August 2015 (BGBl. I S. 1474) geändert worden ist.
- BURGHARDT, F. (2010): Die Verantwortung des Tourismus für einen Ausgleich von Wald und Wild. In: KINSER, A., MÜNCHHAUSEN, H. FRHR. V. und REDDEMANN, J. (Hg.): Der Hirsch und der Wald – von einem abgeschobenen Flüchtling und seinem ungeliebten Exil. Tagungsband zum 5. Rotwildsymposium der Deutschen Wildtierstiftung vom 1. bis 3. Dezember 2010 im Deutschen Jagd- und Fischereimuseum München, Deutsche Wildtier Stiftung und Bayerischer Jagdverband, 188-193.
- BURGHARDT, F., COPPES, J., HAGEN, R., RUMMEL, A., SUCHANT, R. und WEINDEL, E. (2010): Rotwild und Wintertourismus im Südschwarzwald. Unveröffentlichter Abschlussbericht, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Freiburg.
- CAILLERET, M., HEURICH, M. und BUGMANN, H. (2014): Reduction in browsing intensity may not compensate climate change effects on tree species composition in the Bavarian Forest National Park. *Forest Ecology and Management*, 328, 179-192.
- CENTRE NATIONAL DU MACHINISME AGRICOLE, DU GENIE RURAL, DES EAUX ET DES FORETS (1984): Méthodes de recensement des populations de chevreuils. Ministère de l'Agriculture France, Notes techniques, 51.
- CHASE, L. C., DECKER, D. J. und LAUBER, T. B. (2004): Public Participation in Wildlife Management: What Do Stakeholders Want? *Society and Natural Resources*, 17(7), 629-639.
- CHASE, L. C., SCHUSLER, T. M., und DECKER, D. J. (2000): Innovations in stakeholder involvement: What's the next step? *Wildlife Society Bulletin*, 28(1), 208-217.
- CHILD, B. (1996): The practice and principles of community-based wildlife management in Zimbabwe: the CAMPFIRE programme. *Biodiversity and Conservation*, 5(3), 369-398.
- CLASEN, C. und KNOKE, T. (2009): Entmischung von Baumarten durch Wildverbiss und mögliche finanzielle Konsequenzen. *AFZ-DerWald*, 64(21), 1145-1147.
- CLUTTON-BROCK, T. H., GUINNESS, F. E. und ALBON, S. D. (1982): Red Deer – behavior and ecology of two sexes. Edinburgh University Press, Chicago.
- CONOVER, M. (2002): Resolving human-wildlife conflicts. The science of wildlife damage management. Lewis Publishers, Boca Raton.
- CORNELISSEN, P. und VULNIK, T. (1996): Grote Herbivoren in wetlands. Evaluatie begrazingsbeheer Oostvaardersplassen. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Den Haag.
- CORNELIUS, R. und HOFMANN, R. R. (Hg.) (1998): Extensive Haltung robuster Haustierrassen, Wildtiermanagement, Multi-Spezies-Projekte – Neue Wege in Naturschutz und Landschaftspflege? Tagungsband, Institut für Zoo- und Wildtierforschung, Berlin.
- CÔTÉ, S. D., ROONEY, T. P., TREMBLAY, J.-P., DUSSAULT, C. und WALLER, D. M. (2004): Ecological impacts of deer overabundance. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 113-147.
- CREEL, S. und CHRISTIANSON, D. (2008): Relationships between direct predation and risk effects. *Trends in Ecology and Evolution*, 23(4), 194-201.

- CREEL, S., SCHUETTE, P. und CHRISTIANSON, D. (2014): Effects of predation risk on group size, vigilance, and foraging behavior in an African ungulate community. *Behavioral Ecology*, 25(4), 773-784.
- CREEL, S. und WINNIE, J. A. (2005): Responses of elk herd size to fine-scale spatial and temporal variation in the risk of predation by wolves. *Animal Behaviour*, 69(5), 1181-1189.
- CRESPI, A. L., MONZON, A., PINTO, S., CASTRO, A., FERNANDES, C. P., RODRIGUES, R., COSTA, A. und BERNARDOS, S. (2007): Evaluation of roe deer effects upon forest structure in Nogueira Mountain (NE of Portugal). *Wildlife Biology in Practice*, 3(2), 60-72.
- CROMSIGT, J. P. G. M., KUIJPER, D. P. J., ADAM, M., BESCHTA, R. L., CHURSKI, M., EYCOTT, A., KERLEY, G. I. H., MYSTERUD, A., SCHMIDT, K. und WEST, K. (2013): Hunting for fear: innovating management of human-wildlife conflicts. *Journal of Applied Ecology*, 50(3), 544-549.
- DECKER, D. J. und CHASE, L. C. (1997): Human Dimensions of Living with Wildlife: A Management Challenge for the 21st Century. *Wildlife Society Bulletin*, 25(4), 788-795.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden. Ulmer, Stuttgart.
- DIETZ, M. und SIMON, O. (2008): Fledermäuse im Nationalpark Kellerwald-Edersee. *Forschungsberichte des Nationalparks Kellerwald-Edersee*, 1, Bad Wildungen, 1-87.
- DÖLLE, M., HEINRICHS, S., SCHMIDT, W. und SCHULTE, U. (2013): Zwischen Anspruch und Wirklichkeit – die Entwicklung der Naturwaldzelle „Am Sandberg“, ein Eichen-Hainbuchenwald in einem FFH-Gebiet der Niederrheinischen Bucht. *Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie*, 6, Eberswalde, 1-12.
- DOLLINGER, S. (2000): Wissenschaftliche Analyse von Bewegungsjagden. In: ÖJV (Hg.): Mit Hunden jagen. Rothenburg, 36-43.
- DUMONT, B., RENAUD, P.-C., MORELLET, N., MALLET, C., ANGLARD, F. und VERHEYDEN-TIXIER, H. (2005): Seasonal variations of Red Deer selectivity on a mixed forest edge. *Animal Research*, 54(5), 369-381.
- DZIECIOLOWSKI, R. M. (1991): Ecological niches of five big ungulates in a forest tract. *Folia Forestalia Polonica*, (33), 56-70.
- EBERT, C., KNAUER, F., SPIELBERGER, B., THIELE, B., und HOHMANN, U. (2012a): Estimating wild boar *Sus scrofa* population size using faecal DNA and capture-recapture modelling. *Wildlife Biology*, 18(2), 142-152.
- EBERT, C., SANDRINI, J., SPIELBERGER, B., THIELE, B., und HOHMANN, U. (2012b): Non-invasive genetic approaches for estimation of ungulate population size: a study on roe deer (*Capreolus capreolus*) based on faeces. *Animal Biodiversity and Conservation*, 35(2), 267-275.
- EBERT, J. (1998): Bedeutung von Schalenwild und kleinräumigen Strukturen für die Vegetationsentwicklung auf Sturmwurfflächen im potentiellen Nationalpark Kellerwald. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Philipps-Universität Marburg.
- ECCARD, J., MEISSNER, K. und HEURICH, M. (2015): European Roe Deer Increase Vigilance When Faced with Immediate Predation Risk by Eurasian Lynx. *Ethology*.
- EHRHART, S. und SCHRAML, U. (2014): Wahrnehmung und Bewertung natürlicher Walddynamik. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, 185(7/8), 166-183.

- EISFELD, D. (1999): Welche Auswirkungen hat das jagdliche Management beim Rehwild? In: REDDEMANN, J. (Hg.): Rehwild in der Kulturlandschaft. Schriftenreihe des Landesjagdverbandes Bayern e.V., (7), 133-141.
- ELLENBERG, H. (1994): Zur Verbißproblematik durch Wild in Wäldern. Beiträge zur. Jagd- und Wildforschung, 19, 11-17.
- ELMHAGEN, B., LUDWIG, G., RUSHTON, S. P., HELLE, P. und LINDÉN, H. (2010): Top predators, mesopredators and their prey: interference ecosystems along bioclimatic productivity gradients. *Journal of Animal Ecology*, 79(4), 785-794.
- ENGEMAN, R. M., MASSEI, G., SAGE, M. und GENTLE, M. N. (2013): Monitoring wild pig populations: a review of methods. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(11), 8077-8091.
- ERICSSON, G. und WALLIN, K. (1999): Hunter observations as an index of moose *Alces alces* population parameters. *Wildlife Biology*, 5(3), 177-185.
- ESTES, J. A., TERBORGH, J., BRASHARES, J. S., POWER, M. E., BERGER, J., BOND, W. J., CARPENTER, S. R., ESSINGTON, T. E., HOLT, R. D. und JACKSON, J. B. (2011): Trophic Downgrading of Planet Earth. *Science*, 333(6040), 301-306.
- EUROPARC DEUTSCHLAND (Hg.) (2005): Leitbilder deutsche Nationalparks, Naturparks und Biosphärenreservate. Berlin.
- EUROPARC DEUTSCHLAND (Hg.). (2008): Qualitätskriterien und -standards für deutsche Nationalparke. Entwicklung eines Evaluierungsverfahrens zur Überprüfung der Managementeffektivität. Berlin.
- EUROPARC DEUTSCHLAND (Hg.) (2010): Richtlinien für die Anwendung der IUCN-Managementkategorien für Schutzgebiete. Berlin. Deutsche Übersetzung von: DUDLEY, N. (Hg.) (2008): Guidelines for Applying Protected Area Management Categories. IUCN, Gland.
- EUROPARC DEUTSCHLAND (Hg.) (2011): Abschlussdokumentation der Tagung Wildbestandsregulierung in deutschen Nationalparks am 29. und 30. März in Bad Wildungen, Berlin.
- EUROPARC DEUTSCHLAND (Hg.) (2012): Positionspapier der Arbeitsgemeinschaft der deutschen Nationalparke zum Thema Wildtierregulierung. Berlin.
- EUROPARC und IUCN. (2000): Richtlinien für Management-Kategorien von Schutzgebieten. Interpretation und Anwendung der Management-Kategorien für Schutzgebiete in Europa. EUROPARC und WCPA, Grafenau.
- EVANS, D. M. (1973): Seasonal Variations in the Body Composition and Nutrition of the Vole *Microtus agrestis*. *Journal of Animal Ecology*, 42(1), 1-18.
- EWALD, J., JEHL, S., BRAUN, L. und LOHBERGER, E. (2011): Die Vegetation des Nationalparks Bayerischer Wald als Ausdruck von Standort und Walddynamik. *Tuexenia*, 31, 9-38.
- EYHOLZER, R. und BAUMANN, M. (2010): Methoden zur Erhebung von Schalenwildbeständen. In: BUNDESAMT FÜR UMWELT BAFU (Hg.): Wald und Wild – Grundlagen für die Praxis. Wissenschaftliche und methodische Grundlagen zum integralen Management von Reh, Gämse, Rothirsch und ihrem Lebensraum. Umwelt-Wissen, Nummer 1013, Bern.
- FALIŃSKI, J. B. (1986): Vegetation Dynamics in Temperate Lowland Primeval Forests. *Ecological Studies in Białowieża Forest*. Geobotany, 8.

- FERRETTI, F., SFORZI, A. und LOVARI, S. (2011): Behavioural interference between ungulate species: roe deer are not velvet with fallow deer. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 65(5), 875-887.
- FICKEL, J. und HOHMANN, U. (2006): A methodological approach for non-invasive sampling for population size estimates in wild boars (*Sus scrofa*). *European Journal of Wildlife Research*, 52(1), 28-33.
- FIELTIZ, U. (1999): Satellitentelemetrie an Rothirschen im Harz. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben. *Environmental Studies*, Göttingen.
- FISCHER, A. (2001): Der Einfluss des Schalenwildes auf die Bodenvegetation – ein Beitrag zur Leitbildentwicklung für das Wildtiermanagement aus vegetations-ökologischer Sicht. In: EISFELD, D., HUSS, J., OESTEN, G., UERPMANN, B. und VOLZ, K.-R. (Hg.): Wald und Schalenwild.- Neue Forschungsergebnisse zu einem alten Konflikt. *Berichte Freiburger Forstliche Forschung*, 17, 69-79.
- FLOWERDEW, J. R. und ELLWOOD, S. A. (2001): Impacts of woodland deer on small mammal ecology. *Forestry*, 74(3), 277-287.
- FÜHRER, E. und NOPP, U. (2001): Ursachen, Vorbeugung und Sanierung von Waldschäden. *Facultas*, Wien.
- FRANKE, U. (2013): Abschlussbericht zur luftgestützten Schalenwilderfassung in den Weltnaturerbestätten „Jasmund“ und „Serrahn“ im Frühjahr 2013. Unveröffentlichter Abschlussbericht.
- FRANKE, U. und GOLL, B. (2012): Erprobung und Entwicklung eines praxistauglichen Verfahrens zum Monitoring von Großsäugern in Waldgebieten mittels innovativer simultaner, luftgestützter Infrarot- und Echtbild-Aufnahmen. Abschlussbericht, Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück.
- FRYS, W. und NIENABER, B. (2011): Protected areas and regional development: conflicts and opportunities - presented on the example of the UNESCO biosphere reserve Bliesgau. *European Countryside*, 3(3), 208-226.
- FUCHS, H., MÜRTZ, H. und SCHUMACHER, W. (2010): Renaturierung der Narzissentäler im deutsch-belgisches Grenzgebiet. *Natur in NRW*, 1/2010, 32-38
- GARVE, E. (2007): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Hannover. *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen*, Heft 43.
- GASAWAY, W. C., BOERTJE, R. D., GRANGAARD, D. V., KELLEYHOUSE, D. G., STEPHENSON, R. O. und LARSEN, D. G. (1992): The Role of Predation in Limiting Moose at Low Densities in Alaska and Yukon and Implications for Conservation. *Wildlife Monographs*, 120, 3-59.
- GAZZOLA, A., BERTELLI, I., AVANZINELLI, E., TOLOSANO, A., BERTOTTO, P. und APOLLONIO, M. (2005): Predation by wolves (*Canis lupus*) on wild and domestic ungulates of the western Alps, Italy. *Journal of Zoology*, 266(2), 205-213.
- GEBERT, C. und VERHEYDEN-TIXIER, H. (2001): Variations of diet composition of Red Deer (*Cervus elaphus* L.) in Europe. *Mammal Review*, 31(3/4), 189-201.
- GEORGII, B. (1980): Home range patterns of female red deer (*Cervus elaphus* L.) in the Alps. *Oecologia*, 47(2), 278-285.
- GEORGII, B. (1995): Raum- und Zeitverhalten von Rotwild – Bedeutung für die Rotwildbejagung. In: LANDESJAGDVERBÄNDE BAYERN, HESSEN UND THÜRINGEN (Hg.): *Gemeinsame*

- Lösungsansätze zum Rotwildmanagement in Bayern, Hessen und Thüringen. Schriftenreihe des Landesjagdverbandes Bayern e. V., 1, 31-38.
- GERHARDT, P., ARNOLD, J. M., HACKLÄNDER, K. und HOCHBICHLER, E. (2013): Determinants of deer impact in European forests – A systematic literature analysis. *Forest Ecology and Management*, 310(15), 173-186.
- GERKUHN, G. (2000): Die Funktion von Wildruhezonen als Bestandteil der Wildbestandsregulierung in den Nationalparks Mecklenburg-Vorpommerns. *Natur und Landschaft*, 75(3), 121-123.
- GERNER, J., HEURICH, M., GÜNTHER, S. und 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(5), 319-326.
- GERNER, J., SELTER, A., HEURICH, M., GÜNTHER, S. und SCHRAML, U. (2012): How Attitudes are Shaped: Controversies Surrounding Red Deer Management in a National Park. *Human Dimensions of Wildlife*, 17(6), 404-417.
- GIBSON, C. C. und MARKS, S. A. (1995): Transforming rural hunters into conservationists: An assessment of community-based wildlife management programs in Africa. *World Development*, 23(6), 941-957.
- GIESEN, B. (1993): Die Konflikttheorie. In: ENDRUWEIT, G. (Hg.): *Moderne Theorien der Soziologie*. Enke, Stuttgart, 87-134.
- GILL, R. (2000): *The impact of Deer on Woodland Biodiversity*. Forestry Commission, Edinburgh.
- GLEICH, E. (2012): *Untersuchungen zur Lebensraumnutzung von Damwild (Cercus dama L., 1758) in einem durch Verkehrswege fragmentierten Wald-Feldhabitat*. Dissertation, Freie Universität Berlin.
- GRÖNHOLM, S. (2009): Governing national parks in Finland: the illusion of public involvement. *Local Environment*, 14(3), 233-243.
- GROOT BRUINDERINK, G. W. T. A. und HAZEBROEK, E. (1996): Wild boar (*Sus scrofa scrofa* L.) rooting and forest regeneration on podzolic soils in the Netherlands. *Forest Ecology and Management*, 88(1/2), 71-80.:
- GÜNTHER, S. (2011): Rothirsch auf neuen Wegen – wenn Wildnis an ihre Grenzen stößt. In: KINSER, A., MÜNCHHAUSEN, H. FRHR. V. und REDDEMANN, J.: *Der Hirsch und der Wald – von einem abgeschobenen Flüchtling und seinem ungeliebten Exil*. Tagungsband zum 5. Rotwildsymposium der Deutschen Wildtierstiftung vom 1. bis 3. Dezember 2010 im Deutschen Jagd- und Fischereimuseum München, Deutsche Wildtier Stiftung und Bayerischer Jagdverband, 264-267.
- GÜNTHER, S. und HEURICH, M. (2013): Bewertung der Naturnähe des Rothirschmanagements in mitteleuropäischen Nationalparks. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, (184)1/2, 1-16.
- GUYNN, D. E. (1997): Miracle in Montana: Managing conflicts over private lands and public wildlife issues. *Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference*, (62), 146-154.
- HÄDER, M. (2006): *Empirische Sozialforschung*. VS Verlag für Sozialwissenschaften, Wiesbaden.

- HAGEN, R., KRAMER-SCHADT, S., FAHSE, L. und HEURICH, M. (2014): Population control based on abundance estimates: Frequency does not compensate for uncertainty. *Ecological Complexity*, 20, 43-50.
- HAIRSTON, N. G., SMITH, F. E. und SLOBODKIN, L. B. (1960): Community Structure, Population Control, and Competition. *The American Naturalist*, 94(879), 421-425.
- HALLER, H. (2002): Der Rothirsch im Schweizerischen Nationalpark und dessen Umgebung: eine alpine Population von *Cervus elaphus* zeitlich und räumlich dokumentiert. *Nationalparkforschung in der Schweiz*, 91, Schweizerischer Nationalpark, Zerne, Institut für Wildbiologie und Jagdkunde, Göttingen.
- HAMLIN, K. L., GARROTT, R. A., WHITE, P. J. und CUNNINGHAM, J. A. (2008): Chapter 25 Contrasting Wolf–Ungulate Interactions in the Greater Yellowstone Ecosystem, In: ROBERT, A., GARROTT, P. J. W. und FRED, G. R. W. (Hg.): *The Ecology of Large Mammals in Central Yellowstone: Sixteen Years of Integrated Field Studies*. *Terrestrial Ecology*, 3, 541-577.
- HARMER, R., KERR, G. und BOSWELL, R. (1997): Characteristics of lowland broadleaved woodland being restocked by natural regeneration. *Forestry*, 70(3), 199-210.
- HARMER, R., KIEWITT, A., MORGAN, G. und GILL, R. (2010): Does the development of bramble (*Rubus fruticosus* L. agg.) facilitate the growth and establishment of tree seedlings in woodlands by reducing deer browsing damage? *Forestry*, 83(1), 93-102.
- HEBBLEWHITE, M., WHITE, C. A., NIETVELT, C. G., MCKENZIE, J. A., HURD, T. E., FRYXELL, J. M., BAYLEY, S. E. und PAQUET, P. C. (2005): Human Activity Mediates a Trophic Cascade Caused by Wolves. *Ecology*, 86(8), 2135-2144.
- HEGLAND, S. J., LILLEENG, M. S., MOE, S. R. (2013): Old-growth forest floor richness increases with red deer herbivory intensity. *Forest Ecology and Management*, 310, 267-274.
- HEINEKEN, T. und RAUDNITSCHKA, D. (2002): Trägt Schalenwild durch Epizoochorie zur Ausbreitung von Gefäßpflanzen in mitteleuropäischen Wäldern bei? Eine Fallstudie aus Nordostdeutschland. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 121(4), 179-194.
- HEINKEN, T., OHEIMB, G. v., SCHMIDT, M., KRIEBITZSCH, W.-U. und ELLENBERG, H. (2005): Schalenwild breitet Gefäßpflanzen in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft aus: ein erster Überblick. *Natur und Landschaft*, 80(4), 141-146.
- HEINRICHS, S. und SCHMIDT, W. (2013): Windwurf und Eisbruch im Buchenwald: eine Chance für Eiche und andere Baumarten? *Ergebnisse aus vier Naturwaldreservaten*. *Forstarchiv*, 84(6), 181-197.
- HENNECKE, W. (1998): Aufnahmeanweisung zur Schnelleinschätzung von Vegetation und Schalenwildeinfluss im Traktverfahren (Linientaxation mit Probekreisen). *Nationalparkverwaltung Harz, Braunlage-Oderhaus*.
- HEROLDOVÁ, M., HOMOLKA, M. und KAMLER, J. (2003): Breakage of rowan caused by red deer – an important factor for *Sorbeto-Piceetum* stand regeneration? *Forest Ecology and Management*, 181(1/2), 131-138.
- HERTER, W. (2003): Ursprüngliche Natur und ihre Gefährdung im Oberen Donautal. – Gamswild kontra Felsvegetation. *ÖkoJagd*, (2), 6-7.
- HEURICH, M., PENN, M., BURGHART, H. und GAHBAUER, M. (in Arbeit): Raum-Zeit-Verhalten von Rothirschen im Nationalpark Bayerischer Wald. *Forschungsvorhaben 2003-2014 im NLP Bayerischer Wald, Grafenau*.

- HEUTE, F. C. (2014): Natur Natur sein lassen. Prozessschutz mit oder ohne Schalenwildregulierung? *Ökojagd*, (5), 14-17.
- HICKLER, T. (2014): Ökosysteme und Klima – ein Wechselspiel. *Natur Forschung Museum*, 144, 26-31.
- HILL, C. M. (2009): Working with Communities to Achieve Conservation Goals. In: MANFREDO, M. J., VASKE, J. J., BROWN, P. J., DECKER, D. J. und DUKE, E. A. (Hg.): *Wildlife and Society*. Island Press, Washington D.C., 117-128.
- HOFMANN, R. R. (1985): Digestive physiology of the deer – their morphophysiological specialisation and adaptation. *Royal Society of New Zealand Bulletin*, 22, 393-407.
- HOFMANN, G. und POMMER, U. (2009): Wildökologische Lebensraumbewertung für das Gebiet von Darß und Zingst. Bericht im Auftrag des Nationalparkamtes Vorpommern, unveröffentlicht.
- HOFMANN, G., POMMER, U. und JENSSEN, M. (2008): Wildökologische Lebensraumbewertung für die Bewirtschaftung des wiederkäuenden Schalenwildes im nordostdeutschen Lebensraum. Eberswalder forstliche Schriftenreihe, Band 39, Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg, Potsdam.
- HOHMANN, U., RAHLFS, M. und EBERT, C. (2011): Die Rotwildzählung. *ÖkoJagd*, (8), 55-56.
- HOTHORN, T. und MÜLLER, J. (2010): Large-scale reduction of ungulate browsing by managed sport hunting. *Forest Ecology and Management*, 260(9), 1416-1423.
- HUPE, K. und SIMON, O. (2013): Scheinwerferzählung von Rotwild im Rotwildring Herzogtum Lauenburg (Ost). *Jäger in Schleswig-Holstein*, (9), 14-15.
- HUPE, K., SIMON, O. und LANG, J. (2010): Wo sind die Hirsche – Scheinwerferzählungen im Solling. *Niedersächsischer Jäger*, (20), 26-29.
- ICMO (2006): Reconciling Nature and Human Interests. Report of the International Committee on the Management of large herbivores in the Oostvaardersplassen (ICMO). The Hague/Wageningen, Wageningen UR. Wing rapport 018, 23.
- IUCN (Hg.) (1994): Parke für das Leben: Aktionsplan für Schutzgebiete in Europa. Gland.
- JĘDRZEJEWSKA, B. und JĘDRZEJEWSKI, W. (1998): Predation in vertebrate communities: the Białowieża Primeval Forest as a case study. *Ecological Studies*, 135. Springer, Berlin, New York.
- JĘDRZEJEWSKI, W., APOLLONIO, M., JĘDRZEJEWSKA, B., KOJOLA, I., PUTMAN, R. und ANDERSEN, R. (2010): Ungulate-large carnivore relationships in Europe. In: APOLLONIO, M., ANDERSEN, R. und PUTMAN, R. (Hg.): *Ungulate management in Europe: problems and practices*. Cambridge University Press, Cambridge, 284-318.
- JĘDRZEJEWSKI, W., JĘDRZEJEWSKA, B., OKARMA, H., SCHMIDT, K., ZUB, K. und MUSIANI, M. (2000): Prey Selection and Predation by Wolves in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Journal of Mammalogy*, 81(1), 197-212.
- JĘDRZEJEWSKI, W., SCHMIDT, K., MILKOWSKI, L., JĘDRZEJEWSKA, B. und OKARMA, H. (1993): Foraging by lynx and its role in ungulate mortality: The local (Białowieża Forest) and the Palaearctic viewpoint. *Acta theriologica*, 38(4), 385-403.
- JĘDRZEJEWSKI, W., SCHMIDT, K., THEUERKAUF, J., JĘDRZEJEWSKA, B., SELVA, N., ZUB, K. und SZYMURA, L. (2002): Kill rates and predation by wolves on ungulate populations in Białowieża Primeval Forest (Poland). *Ecology*, 83(5), 1341-1356.

- JEPPESEN, J. L. (1987): Seasonal Variation in Group Size, and Sex and Age Composition in a Danish Red Deer (*Cervus elaphus*) Population under Heavy Hunting Pressure. Danish Review of Game Biology, 13 (1).
- KARANTH, U. und NICHOLS, J. (1998): Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. Ecology, 79(8), 2852-2862.
- KARSTE, G., WEGENER, U., SCHUBERT, R. und KISON, H.-U. (2011a): Die Pflanzengesellschaften des Nationalparks Harz (Niedersachsen). Eine kommentierte Vegetationskarte. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 6. Nationalpark Harz, Wernigerode.
- KARSTE, G., WEGENER, U., SCHUBERT, R. und KISON, H.-U. (2011b): Die Pflanzengesellschaften des Nationalparks Harz (Sachsen-Anhalt). Eine kommentierte Vegetationskarte. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 7. Nationalpark Harz, Wernigerode.
- KATO, F. (1969): Stammfäuleschäden der Fichte. Ein Beitrag zur Schadensberechnung in den staatlichen Fichtenwäldern. Forstarchiv, 40, 81-92.
- KEIDEL, S., MEYER, P. und BARTSCH, N. (2008): Regeneration eines naturnahen Fichtenwaldökosystems im Harz nach großflächiger Störung. Forstarchiv, 79, 187-196.
- KEßLING, A. (2014): Pionierarbeit zur Dokumentation der Waldentwicklung im Nationalpark Hochharz und die Zusammenführung des Monitorings (Weisergatter und Trakte) im Nationalpark Harz. In: NATIONALPARK HARZ (Hg.): Waldentwicklung und Wildbestandsregulierung im Nationalpark Harz. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Wernigerode, Band 12, 37-41.
- KEULING, O., STIER, N., IHDE, J., LAMPE, T., LAUTERBACH, K. und SAEBEL, J. (2009): 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, Technische Universität Dresden, Dresden.
- KIE, J. G. (1988): Performance in wild ungulates: measuring population density and condition of individuals. General Technical Report PSW-106. Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, Berkeley.
- KIFFNER, C., RÖßIGER, E., TRISL, O., SCHULZ, R. und RÜHE, F. (2008): Probability of Recent Bark Stripping Damage by Red Deer (*Cervus elaphus*) on Norway Spruce (*Picea abies*) in a Low Mountain Range in Germany – A Preliminary Analysis. Silva Fennica, 42(1), 125-134.
- KIRBY, K. J. (2001): The impact of deer on the ground flora of British broadleaved woodland. Forestry, 74(3), 219-229.
- KIRBY, P. (1992): A Review of Scarce and Threatened Hemiptera in Great Britain. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough.
- KJELLANDER, P., GAILLARD, J. M. und HEWISON, A. J. M. (2006): Density-dependent responses of fawn cohort body mass in two contrasting roe deer populations. Oecologia, 146(4), 521-530.
- KLAWITTER, F. (2014): Individualerkennung von Damhirschen zur Bestimmung von Mindestindividuenzahlen. Masterarbeit, Technische Universität Dresden, Dresden.
- KLÖTZLI, F. (1965): Qualität und Quantität der Rehäsung in Wald- und Grünlandgesellschaften des nördlichen Schweizer Mittellandes. Dissertation, Eidgenössische Technische Hochschulze Zürich, Zürich.

- KOLODZIEJ, K., SCHULZ, H. K., THEISSINGER, K., EBERT, C., HOHMAN, U. und SCHULZ, R. (2013): Comparison of established methods for quantifying genotyping error rates in wildlife forensics. *Conservation Genetics Resources*, 5(1), 287-292.
- KRAUS, P. (1987): Vegetationsbeeinflussung als Indikator der relativen Rotwildichte. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, 33(1), 42-59.
- KRÜGER, U. (2001): 10 Thesen zur Situation des Rotwildes in Deutschland. In: GERKEN, B. und GÖMER, M. (Hg.): *Neue Modelle zu Maßnahmen der Landschaftsentwicklung mit großen Pflanzenfressern. Praktische Erfahrungen bei der Umsetzung*. Huxaria, Jena, 383-392.
- KRÜSI, B. O., SCHÜTZ, M., GRÄMIGER, H. und ACHERMANN, G. (1996): Was bedeuten Huftiere für den Lebensraum Nationalpark? *Cratschla*, 4(2), 51-63.
- KUCKARTZ, U. (2012): *Qualitative Inhaltsanalyse. Methoden, Praxis, Computerunterstützung*. Beltz Juventa, Weinheim, Basel.
- 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.
- KUIJPER, D. P. J., DE KLEINE, C., CHURSKI, M., VAN HOOFT, P., BUBNICKI, J. und JĘDRZEJEWSKA, B. (2013): Landscape of fear in Europe: wolves affect spatial patterns of ungulate browsing in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Ecography*, 36(12), 1263-1275.
- KUPPE, S. und SCHRAML, U. (2012): *Wildtiere in Umweltkommunikation und Regionalmarketing. Untersuchung zur Initiative „Tierisch Wild“ in der Nationalparkregion Bayerischer Wald. Arbeitsberichte der Professur für Forst- und Umweltpolitik*, (1), Universität Freiburg, Freiburg.
- KURT, F. (1980): *Das Reh in der Kulturlandschaft*. Parey, Hamburg, Berlin.
- LAASS, J. (2002): *Fotofallen-Monitoring im westlichen Berner Oberland 2001*. KORA Bericht, Nr. 14 d, Koordinierte Forschungsprojekte zur Erhaltung und zum Management der Raubtiere in der Schweiz (KORA), Muri.
- LANCIA, R. A., BISHIR, J. W., CONNER, M. C. und ROSENBERRY, C. S. (1996): Use of Catch-Effort to Estimate Population Size. *Wildlife Society Bulletin*, 24(4), 731-737.
- LANG, J. (2013): Stöberhunde: Eine Frage der Strategie. *Unsere Jagd*, (10), 54-59.
- LANG, J., HUCKSCHLAG, D. und SIMON, O. (im Druck): Möglichkeiten und Grenzen der Wildbestandsschätzung für Rotwild auf der Basis von Abgangsdaten am Beispiel des Rotwildgebietes „Pfälzerwald“. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung*, Band 41.
- LANG, J. und JAKOB, A. (2014): Die Körpermasse von Rehen *Capreolus capreolus* aus einem süddeutschen Waldgebiet. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung*, Band 39, (1), 189-193.
- LANG, J., KEHR, J. und WAßMUTH, D. (2009): Jagdzeiten für Rotwild in Europa. In: MÜNCHHAUSEN, H. FRHR. V., KINSER, A. und HERZOG, S. (Hg.): „Jagdfrei“ für den Rothirsch! Strategien zur Verringerung des Jagddrucks. Tagungsband zum 4. Rotwildsymposium der Deutschen Wildtier Stiftung am 29. und 30. August 2008 in Döllnsee-Schorfheide, 192-197.
- LANG, J., RIEGERT, C., LEGELER, O. und JAKOB, A. (2010): Zur Effizienz von Bewegungsjagen auf Rehe. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung*, Band 35, (1), 85-92.

- LANG, J. und SIMON, O. (2009): Zeitliche Dynamik der Rotwildbejagung in Deutschland. In: MÜNCHHAUSEN, H. FRHR. V., KINSER, A. und HERZOG, S. (Hg.): „Jagdfrei“ für den Rothirsch! Strategien zur Verringerung des Jagddrucks. Tagungsband zum 4. Rotwildsymposium der Deutschen Wildtier Stiftung am 29. und 30. August 2008, Döllnsee-Schorfheide, 198-201.
- LAUNDRÉ, J. W., HERNÁNDEZ, L. und 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, 1401-1409.
- LEDER, B. (1998): Die Vogelbeere – eine unterschätzte Baumart unserer Mittelgebirge. *LWF-Wissen*, Ausgabe 17, 25-43.
- LEHMANN, P. (2008): Wildbestandsschätzung durch Losungszählung: Modellversuche zur Erhebung von Vergleichs- und Korrekturgrößen an gegattertem Rotwild (*Cervus elaphus* L.) im Wildgehege Grillenburg. Diplomarbeit, Technische Universität Dresden, Dresden.
- LEICHT, E. (2013): Bedeutung von Naturwaldreservaten und ihrer Forschung für die forstliche Praxis. *AFZ-DerWald*, 68(24), 19-21.
- LICOPPE, A. M. und DE CROMBRUGGHE, S. A. (2003): Assessment of spring habitat selection of red deer (*Cervus elaphus* L.) based on census data. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, 49(1), 1-13.
- LIGOT, G., GHEYSEN, T., LEHAIRE, F., HÉRBERT, J., LICOPPE, A., LEJEUNE, P. und BROSTAUX, Y. (2012): Modelling recent bark stripping by red deer (*Cervus elaphus*) in South Belgium coniferous stands. *Annals of Forest Science*, 70(3), 1-10.
- LOCKWOOD, M. (2010): Good governance for terrestrial protected areas: A framework, principles and performance outcomes. *Journal of Environmental Management*, 91(3), 754-766.
- LÖDIGE, M. (2010): Vergleich der Verfahren zur Beurteilung von Verbiss-, Schäl- und Fegeschäden durch Schalenwild in Deutschland. Bachelorarbeit, Universität Göttingen, Göttingen.
- LUNZE R. (2014): Individualerkennung von Rot- und Muffelwild mittels Fotofallen am Beispiel Nationalpark Jasmund. Masterarbeit, Technische Universität Dresden, Dresden.
- MADDEN, F. (2004): Creating Coexistence between Humans and Wildlife: Global Perspectives on Local Efforts to Address Human–Wildlife Conflict. *Human Dimensions of Wildlife*, 9(4), 247–257.
- MAHNKE, I. (2000): Studie zum Raumnutzungsverhalten des Damwildes und zur Problematik seiner Bestandesregulierung im Müritz-Nationalpark, Teil Serrahn. Abschlussbericht, Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischerei des Landes Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin.
- MAILLARD, D., GAILLARD, J.-M., HEWISON, M., BALLON, P., DUNCAN, P., LOISON, A., TOÏGO, C., BAUBET, E., BONENFANT, C., GAREL, M. und SAINT-ANDRIEUX, C. (2010): Ungulates and their management in France. In: APOLLONIO, M., ANDERSEN, R. und PUTMAN, R. (Hg.): *European Ungulates and their Management in the 21st Century*. Cambridge University Press, Cambridge, 441-474.
- MAKOWSKI, H. (1997): Nationalparke in Deutschland, Schatzkammern der Natur. Kampfplätze des Naturschutzes. Wachholtz Verlag, Neumünster.

- MANN, T. E. (2009): Vegetationsökologisches Monitoring im Nationalpark Harz unter besonderer Berücksichtigung des Schalenwild-Einflusses und der Waldstruktur. Dissertation, Universität Göttingen, Cuvillier Verlag, Göttingen.
- MARSHALL, K., WHITE, R. und FISCHER, A. (2007): Conflicts between humans over wildlife management: on the diversity of stakeholder attitudes and implications for conflict management. *Biodiversity and Conservation*, 16(11), 3129-3146.
- MATTIOLI, L., CAPITANI, C., AVANZINELLI, E., BERTELLI, I., GAZZOLA, A. UND APOLLONIO, M. (2004): Predation by wolves (*Canis lupus*) on roe deer (*Capreolus capreolus*) in north-eastern Apennine, Italy. *Journal of Zoology*, 264(3), 249-258.
- MATTISSON, J., ARNTSEN, G.B., NILSEN, E.B., LOE, L.E., LINNELL, J.D.C., ODDEN, J., PERSSON, J. und ANDRÉN, H. (2014): Lynx predation on semi-domestic reindeer: do age and sex matter? *Journal of Zoology*, 292(1), 56-63.
- MAUERHOF J. (2014): Plan zur Jagdausübung im Nationalpark Eifel für die Jahre 2014 bis 2016. Landesbetrieb Wald und Holz NRW, Nationalparkforstamt, Schleiden-Gemünd.
- MAYLE, B. A., PEACE, A. J. und GILL, R. M. A. (1999): How many deer? A guide to estimating deer population size. Forestry Commission, Edinburgh.
- MCNEELY, J. A. (1995): Expanding Partnerships in Conservation. Island Press, Washington, D.C.
- MECH, L. D. und PETERSON, R. O. (2003): Wolf-Prey Relations. In: MECH, L. D. und BOITANI, L. (Hg.). *Wolves: Behavior, Ecology, and Conservation*. University of Chicago Press, Chicago, 131-160.
- MEEMKEN, P. C. (1997): Die Akzeptanz des Nationalparks Wattenmeer bei der einheimischen Bevölkerung. *Hamburger Vegetationsgeographische Mitteilungen*, (10).
- MEIßNER, M., REINECKE, H. und HERZOG, S. (2012): Vom Wald ins Offenland – der Rothirsch auf dem Truppenübungsplatz Grafenwöhr: Raum-Zeit-Verhalten, Lebensraumnutzung, Management. Frank Fornacon, Ahnatal.
- MEIßNER-HYLANOVÁ, V. (2011): Anwendung der Distance Sampling Methode und der Wärmebildkamera FLIR P 620 zur Bestimmung der Schalenwildichte. Masterarbeit, Technische Universität Dresden, Dresden.
- 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., SHKVYRYA, M., SIDOROVICH, V. E., ZAWADZKA, B. und 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.
- MELIS, C., SZAFRAŃSKA, P.A., JĘDRZEJEWSKA, B. und BARTOŃ, K. (2006): Biogeographical variation in the population density of wild boar (*Sus scrofa*) in western Eurasia. *Journal of Biogeography*, 33(5), 803-811.
- MESSIER, F. (1994): Ungulate Population Models with Predation: A Case Study with the North American Moose. *Ecology*, 75(2), 478-488.
- MESSMER, T. A. (2000): The emergence of human-wildlife conflict management: turning challenges into opportunities. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 45, 97-102.
- MEYER, P. (2013): Naturwaldreservate und ihre Erforschung in Deutschland: Erreichtes und Erwartungen. In: LANDESBETRIEB WALD UND HOLZ NORDRHEIN-WESTFALEN (Hg.): 40 Jah-

- re Naturwaldforschung in Nordrhein-Westfalen. Schriftenreihe der Landesforstverwaltung NRW, (23), 124-129.
- MEYER, P. (2014): Monitoring der eigendynamischen Gehölzverjüngung in Waldforschungsflächen des Nationalparks Harz (WFF) und niedersächsischen Naturwäldern. In: NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ (Hg.): Waldentwicklung und Wildbestandsregulierung im Nationalpark Harz. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Wernigerode, Band 12, 27-36.
- MILNER, J. M.; BONENFANT, C.; MYSTERUD, A.; GAILLARD, J.-M.; CSÁNYI, S. und STENSETH, N. C. (2006): Temporal and spatial development of red deer harvesting in Europe: biological and cultural factors. *Journal of Applied Ecology*, 43(4), 721-734.
- MILLER, B. F., CAMPBELL, T. A., LASETER, B. R., FORD, W. M. und MILLER, K. V. (2010): Test of Localized Management for Reducing Deer Browsing in Forest Regeneration Areas. *Journal of Wildlife Management*, 74(3), 370–378.
- MOLINARI-JOBIN, A., MOLINARI, P., BREITENMOSER-WÜRSTEN, C. und BREITENMOSER, U. (2002): Significance of lynx *Lynx lynx* predation for roe deer *Capreolus capreolus* and chamois *Rupicapra rupicapra* mortality in the Swiss Jura mountains. *Wildlife Biology*, 8(2), 109-115.
- MOORE, C. W. (2003): *The Mediation Process*. Jossey-Bass, San Francisco.
- MORELLET, N., GAILLARD, J.M., HEWISON, A.J.M., BALLON, P., BOSCARDIN, Y., DUNCAN, P., KLEIN, F. und MAILLARD, D. (2007): Indicators of ecological change: new tools for managing populations of large herbivores. *Journal of Applied Ecology*, 44, 634-643.
- MORELLET, N., KLEIN, F., SOLBERG, E. und ANDERSEN, R. (2011): The census and management of populations of ungulates in Europe. In: APOLLONIO, M., ANDERSEN, R. und PUTMAN, R. (Hg.): *Ungulate Management in Europe – Problems and Practices*. Cambridge University Press, Cambridge: 106-143.
- MOTSCHMANN, S. (2010): Auswertung der Rotwildjagd 2009 im Nationalpark Harz. *ÖkoJagd*, (3), 37-41.
- MÖST, L., HOTHORN, T., MÜLLER, J. und 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.
- MÜLLER, H.-J. (1963): Untersuchungen zur Bemessung der wirtschaftlich tragbaren Wilddichte nach Wildschaden und Standort. Dissertation, Forstliche Fakultät Eberswalde, Eberswalde.
- NATIONALPARK HAINICH (Hg.) (2012): Waldentwicklung im Nationalpark Hainich. Ergebnisse der ersten Wiederholung der Waldbiotopkartierung, Waldinventur und der Aufnahme der vegetationskundlichen Dauerbeobachtungsflächen. Schriftenreihe Erforschen, Bad Langensalza, Band 3.
- NATIONALPARK HARZ (Hg.) (2012a): Waldforschung im Nationalpark Harz. Waldforschungsfläche Bruchberg. Methodik und Aufnahme 2008/09. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Wernigerode, Band 9.
- NATIONALPARK HARZ (Hg.) (2012b): Tätigkeitsbericht 2012. Wernigerode.
- NATIONALPARK HARZ (Hg.) (2013a): Analyse und Ergebnisse der Wildbestandsregulierung, Nationalpark Harz - Jagdjahr 2013. Wernigerode.
- NATIONALPARK HARZ (Hg.) (2013): Tätigkeitsbericht 2013. Wernigerode.

- NATIONALPARK KELLERWALD-EDERSEE (Hg.) (2008): Nationalparkplan für den Nationalpark Kellerwald-Edersee. Bad Wildungen.
- NATIONALPARK VORPOMMERSCHE BODDENLANDSCHAFT (2002): Nationalparkplan. – Bestandsanalyse. Landesamt für Forsten und Großschutzgebiete Mecklenburg-Vorpommern, Malchin.
- NEITZKE, A. (2014): Prozessschutz, Waldökosysteme und die „Wald-Wild-Frage“. *Natur in NRW*, (2), 39-42.
- NEITZKE, A. und RÖÖS, M. (2015): Vom Wirtschaftswald zum sekundären Urwald. Der systemorientierte Prozessschutz im Nationalpark Eifel. *Natur in NRW*, (1), 38-42.
- NEITZKE, A., RÖÖS, M. und FALKENBERG, E. (2011): Vom Fichtenwald zur Bärwurzweide. Entwicklung einer Bärwurzweide durch Mahdgutübertragung im Nationalpark Eifel. *Natur in NRW*, (2), 28-30.
- NENTWIG, W., BACHER, S. und BRANDL, R. (2007): *Ökologie kompakt*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg.
- NETPHYD und BFN (2013): NETZWERK PHYTODIVERSITÄT DEUTSCHLAND und BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hg.) (2013): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Landwirtschaftsverlag, Münster.
- NEUMANN, M. und TOTTEWITZ, F. (2010a): Wildökologische Lebensraumbewertung auf dem Darß/Zingst. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung*, 35, 33-42.
- NEUMANN, M. und TOTTEWITZ, F. (2010b): Untersuchungen zur Lebensraumnutzung des Rotwildes (*Cervus elaphus* L.) auf der Halbinsel Darß/Zingst im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft durch GPS-Satelliten-Telemetrie. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung*, 35, 15-31.
- NIEMELÄ, J.; YOUNG, J.; ALARD, D.; ASKASIBAR, M.; HENLE, K.; JOHNSON, R.; KURTTILA, M.; LARSSON, T.-B.; MATOUCH, S.; NOWICKI, P.; PAIVA, R.; PORTOGHESI, L.; SMULDERS, R.; STEVENSON, A.; TARTES, U. und WATT, A. (2005): Identifying, managing and monitoring conflicts between forest biodiversity conservation and other human interests in Europe. *Forest Policy and Economics*, 7(6), 877-890.
- NITZE, M. (2012): Schalenwildforschung im Wolfsgebiet der Oberlausitz. Forschungsbericht, Technische Universität Dresden, Dresden.
- NITZE, M., STACHE, A., HELLMUND, M., FUCHS, K. und ROTH, M. (2006): Untersuchungen zum Raum-Zeit-Muster von Schalenwildarten in ausgewählten Gebieten des Freistaates Sachsen 1997-2005. Unveröffentlichter Abschlussbericht, Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Dresden.
- NITZE, M., STIER, N., DEEKEN, A., MEIßNER-HYLANOVÁ, V. und ROTH, M. (2012): Infrarot-Thermografie in der wildbiologischen Freilandforschung. Abschlussbericht, Technische Universität Dresden, Dresden.
- NOPP, U. (1999): Erarbeitung von Identifikationsschlüsseln der Prädisposition fichtenreicher Bestände gegenüber verschiedenen abiotischen und biotischen Schadauslösern. Dissertation, Universität für Bodenkultur Wien, Wien.
- O'CONNELL, A. F., ILSE, L. und ZIMMER, J. (1999): Annotated bibliography of methodologies to census, estimate and monitor the size of white-tailed deer *Odocoileus virginianus* populations. Technical Report NPS/BSO-RNR/NRTR/00-2, Boston Support Office, National Park Service, Department of the Interior, Boston.

- OBERDORFER, E. (1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil IV, Wälder und Gebüsch. Gustav Fischer, Jena.
- OFFICE NATIONAL DE LA CHASSE (Hg.) (1982): Méthodes de recensement des populations de cerfs (*Cervus elaphus*). Notes techniques, 9, Étueffont.
- OKARMA, H., JEDRZEJEWSKI, W., SCHMIDT, K., KOWALCZYK, R. und JEDRZEJEWSKA, B. (1997): Predation of Eurasian lynx on roe deer and red deer in Bialowieza Primeval Forest, Poland. *Acta Theriologica*, 42(2), 203-224.
- OLKO, J.; HĘDRZAK, M.; CENT, J. und SUBEL, A. (2011): Cooperation in the Polish national parks and their neighborhood in a view of different stakeholders – a long way ahead? *Innovation: The European Journal of Social Science Research*, 24(3), 295–312.
- ORIAN, G. H.; COCHRAN, P. A.; DUFFIELD, J. W.; FULLER, T. K.; GUTIERREZ, R. J. und HANEMANN, W. M. (1997): *Wolves, Bears, and Their Prey in Alaska: Biological and Social Challenges in Wildlife Management*. National Academy Press, Washington, D.C.
- OTTO, H.-J. (1979): Entwicklungen der forstlichen Produktion in den Niedersächsischen Landesforsten und ihre Wechselwirkungen mit dem Schalenwild. *Forst- und Holzwirt*, 34(23), 513-520.
- OWEN-SMITH, N., KERLEY, G.I.H., PAGE, B., SLOTOW, R. und AARDE VAN, R.J. (2006): A scientific perspective on the management of elephants in the Kruger National Park and elsewhere. *South African Journal of Science*, 102(9/10), 389-394.
- PARDEY, A. und VOLLMER, M. (2014): Die Integration des ehemaligen Truppenübungsplatzes Vogelsang in den Nationalpark Eifel. In: SCHERFOSE, V. (Hg.): *Nationalparkmanagement in Deutschland. Naturschutz und Biologische Vielfalt*, Heft 136, Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, 139-160.
- PASANEN-MORTENSEN, M., PYYKÖNEN, M. und ELMHAGEN, B. (2013): Where lynx prevail, foxes will fail – limitation of a mesopredator in Eurasia. *Global Ecology and Biogeography*, 22(7), 868-877.
- PECHACEK, P. (1994): *Spechte (Picidae) im Nationalpark Berchtesgaden*. Dissertation, Universität München, München.
- PEGEL, M. und THOR, G. (2000): *Rehwildprojekt Borgerhau*. Wildforschung in Baden-Württemberg, Band 5, Staatliche Lehr- und Versuchsanstalt für Viehhaltung und Grünlandwirtschaft, Aulendorf.
- PÉRIQUET, S., VALEIX, M., LOVERIDGE, A. J., MADZIKANDA, H., MACDONALD, D. W. und FRITZ, H. (2010): Individual vigilance of African herbivores while drinking: the role of immediate predation risk and context. *Animal Behaviour*, 79(3), 665-671.
- PETERKEN, G. F., TUBBS, C. R. (1965): Woodland regeneration in the New Forest, Hampshire, since 1650. *Journal of Applied Ecology*, 2(1), 159-170.
- PETERS, S. (2010): *Results and evaluation of different methods of faecal pellet group counts to estimate red deer winter distribution in the Palatinate Forest*. Bachelorarbeit, Universität Freiburg, Freiburg.
- PETERS, S., BEVANDA, M. und HOHMANN, U. (2011): Rotwildverteilung im Winter - Erfassungsprobleme und Lösungsvorschlag bei geringer Dichte. In: KINSER, A., MÜNCHHAUSEN, H., FRHR., V., und REDDEMANN, J. (Hg.): *Der Hirsch und der Wald – von einem abgeschobenen Flüchtling und seinem ungeliebten Exil*. Tagungsband zum 5. Rotwildsymposium der Deutschen Wildtierstiftung vom 1. bis 3. Dezember 2010 im Deutschen Jagd- und

- Fischereimuseum München, Deutsche Wildtier Stiftung und Bayerischer Jagdverband, 298-303.
- PETERSON, R. O., VUCETICH, J. A., PAGE, R. E. und CHOUINARD, A. (2003): Temporal and spatial aspects of predator-prey dynamics. *ALCES*, 39, 215-232.
- PETRAK, M. (1982): Etho-ökologische Untersuchungen an einer Rothirschpopulation der Eifel unter besonderer Berücksichtigung des stoffwechselbedingten Verhaltens. Schriften des Arbeitskreises für Wildbiologie und Jagdwissenschaft an der Justus-Liebig-Universität Gießen, Heft 10, Enke, Stuttgart.
- PETRAK, M. (1990): Ergebnisse modellhafter Erhebungen über Schältschäden und Wildver-biss in Nordrhein-Westfalen. *AFZ-DerWald*, 45(4), 84-85.
- PETRAK, M. (1991): Wechselbeziehungen zwischen Wild und Vegetation. *AFZ-DerWald*, 46(4), 172-175.
- PETRAK, M. (1992): Rotwild (*Cervus elaphus* Linné, 1758) als Pflegefaktor für bärwurzreiche Magertriften (*Arnica montana* Schw. 1944  $\triangleq$  *Meo* – *Festucetum*) in der Nordwesteifel. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, 38(4), 221-234.
- PETRAK, M. (1996): Der Mensch als Störgröße in der Umwelt des Rothirsches (*Cervus elaphus* L. 1758). *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, 42(3), 180-194.
- PETRAK, M. (1998): Wer funzelt da bei Nacht und Wind, es ist der Jäger, ob der spinnt? Auch Rotwild lässt sich zählen. *Rheinisch-Westfälischer Jäger*, (2), 36-38.
- PETRAK, M. (2004): Wildmanagement im Nationalpark Eifel. *AFZ-DerWald*, 59(9), 452-458.
- PETRAK, M. (2009): Führende Stücke bei Rot-, Dam- und Rehwild: Bedeutung von Muttertieren für die Entwicklung des Jungwildes – Anforderungen an Jagd- und Lebensraumnutzung. In: LANDESJAGDVERBAND BAYERN E.V. (Hg.): Tierschutz in der Jagd. Schriftenreihe des Landesjagdverbandes Bayern e.V., Band 16, 45-60.
- PETRAK, M. (2010): Nutzung der Schluchtwälder im Nationalpark Eifel durch Rotwild. Zur Balance zwischen Naturschutz und Tourismus. *Natur in NRW*, (4), 2-7.
- PETRAK, M., FRIELINGS DORF, F. und REICHELT, B. (2005): Wild und Vegetation. *LÖBF-Mitteilungen*, (1), 24-29.
- PETRAK, M. und KLUG, A. (2014): Nationalpark Eifel: Wildbeobachtung auf der Dreiborner Hochfläche. *Natur in NRW*, (4), 20-23.
- PETRAK, M., OTTO, L. F. und TOTTEWITZ, F. (1998): Forstliche Gutachten zur Abschussplanung. *AFZ-DerWald*, 53(6), 298-300.
- PETTORELLI, N., GAILLARD, J. M., DUNCAN, P., OULLET, J. P. und VAN LAERE, G. (2001): Population density and small-scale variation in habitat quality affect phenotypic quality in roe deer. *Oecologia*, 128(3), 400-405.
- PETTORELLI, N., GAILLARD, J. M., VAN LAERE, G., DUNCAN, P., KJELLANDER, P., LIBERG, O., DELORME, D. und MAILLARD, D. (2002): Variations in adult body mass in roe deer: the effects of population density at birth and of habitat quality. *Proceedings of the Royal Society B*, 296(1492), 747-753.
- PFANNENSTIEL, H. D. und STUBBE, C. (2012): Wildbestandsregulierung in deutschen Nationalparks – Ergebnis einer Befragung. Unveröffentlichtes Manuskript.

- PODOLSKI, I., BELOTTI, E., BUFKA, L., REULEN, H. und HEURICH, M. (2013): Seasonal and daily activity patterns of free-living Eurasian lynx *Lynx lynx* in relation to availability of kills. *Wildlife Biology*, 19(1), 69-77.
- POLLANSCHÜTZ, J. (1980): Empfehlungen für die Bewertung von Verbiss- und Fegeschäden (Hilfstafeln). Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt, Wien.
- POLLOCK, K. und OTTO, M. (1983): Robust Estimation of Population Size in Closed Animal Populations from Capture-Recapture Experiment. *Biometrics*, 39(4), 1035–1049.
- PRUGH, L. R., STONER, C. J., EPPS, C. W., BEAN, W. T., RIPPLE, W. J., LALIBERTE, A. S. und BRASHARES, J. S. (2009): The Eise of the Mesopredator. *Bioscience*, 59(9), 779-791.
- PUSCH, A. (2011): Wildbestandsregulierung als notwendige Unterstützung für die Waldentwicklung – eine Daueraufgabe?. In: EUROPARC (Hg.) (2011): Abschlussdokumentation der Tagung Wildbestandsregulierung in deutschen Nationalparks am 29. und 30. März in Bad Wildungen, Berlin, 27-26.
- PUTMAN, R. J., EDWARDS, P. J., MANN, J. C. E., HOW, R. C. und HILL, S. D. (1989): Vegetational and faunal changes in an area of heavily grazed woodland following relief of grazing. *Biological Conservation*, 47(1), 13-32.
- RAIMER, F. (1998): Aufnahmeanweisung zum Systematischen Kontrollzaunverfahren – NLP Harz. Methode zur Zustandserfassung der aktuellen Waldentwicklung. Nationalparkverwaltung Harz, Braunlage-Oderhaus.
- RAIMER, F. (2004): Monitoring-Verfahren zur Waldentwicklung und der Einfluss des Schalenwildes im Nationalpark Harz. *Forst und Holz*, 59(7), 331-335.
- RAIMER, F. (2013): Waldentwicklung im Nationalpark Harz. *AFZ-DerWald*, 68(3), 20-23.
- RECK, H., THIEL-EGENTER, C. und HUCKAUF, A. (2009): Pilotstudie „Wild + Biologische Vielfalt“. ArGe Reck im Auftrag der stiftung natur + mensch (vergriffen).
- RECK, H., HUCKAUF, A., STÖCKER, B., KRÜTGEN, J. und EVERSHEIM, R. (2012): Wald, Wild und biologische Vielfalt. Ergebnisse einer 2-jährigen Forschungsarbeit. Jägerstiftung natur+mensch, Sinzig.
- REDFORD, K. H., ROBINSON, J. G. und ADAMS, W. M. (2006): Parks as shibboleths. *Conservation Biology*, 20(1), 1-2.
- REIMOSER, F. (1986): Wechselwirkungen zwischen Waldstruktur, Rehwildverteilung und Rehwildbejagbarkeit in Abhängigkeit von der waldbaulichen Betriebsform. Dissertation, Universität für Bodenkultur Wien, VWGÖ-Verlag, Wien.
- REIMOSER, F. (2000): Anmerkungen zur Feststellung von Wildverbiss und zum Vergleich von Verbisskennzahlen. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, 46(1), 51-56.
- REIMOSER, F. (2015): Vegetationsmonitoring und Wildwirkungen. Diskussionsbeitrag und Empfehlungen für ein Schalenwildwirkungs-Monitoring in Nationalparks. Persönliche schriftliche Mitteilung im Rahmen der PAG-Sitzungen des F+E-Vorhabens.
- REIMOSER, F. und 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.
- REIMOSER, F., REIMOSER, S., LEITNER, H. und SCHEIDERBAUER, B. (2003): Wildtierökologisches Monitoring im Nationalpark Donau-Auen (Jahr 2003). Nationalpark Donau-Auen GmbH, Orth.

- REIMOSER, F. und SUCHANT, R. (1992): Systematische Kontrollzäune zur Feststellung des Wildeinflusses auf die Waldvegetation. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, 163(2), 27-31.
- REIMOSER, F.; ZANDL, J. und REIMOSER, S. (2000): Rehwild-Modellversuch „Laab“. *Weidwerk*, (5), 8-11.
- REINECKE, H. (2003): Nach der Jagd ist vor der Jagd. In: WÖLFEL, H. (Hg.): *Bewegungsjagen – Planung, Auswertung, Hundewesen*. Leopold Stocker Verlag, Graz, 91-121.
- REMMERT, H. (1988): *Ökologie – ein Lehrbuch*. Springer, Heidelberg, Berlin, New York.
- RICHARD, E., GAILLARD, J. M., SAÏD, S., HAMANN, J.-L. und KLEIN, F. (2010): High red deer density depresses body mass of roe deer fawns. *Oecologia*, 163(1), 91-97.
- RILEY, S. J., DECKER, D. J., CARPENTER, L. H., ORGAN, J. F., SIEMER, W. F., MATTFELD, G. F. und PARSONS, G. (2002): The essence of wildlife management. *Wildlife Society Bulletin*, 30(2), 585-593.
- RILEY, S. J., SIEMER, W. F., DECKER, D. J., CARPENTER, L. H., ORGAN, J. F. und BERCHIELLI, L. T. (2003): Adaptive impact management: An integrative approach to wildlife management. *Human Dimensions of Wildlife*, 8(2), 81-95.
- RIPPLE, W. und BESCHTA, R. L. (2012a): Large predators limit herbivore densities in northern forest ecosystems. *European Journal of Wildlife Research*, 58(4), 733-742.
- RIPPLE, W. J. und BESCHTA, R. L. (2012b): Trophic cascades in Yellowstone: The first 15 years after wolf reintroduction. *Biological Conservation*, 145(1), 205-213.
- RIPPLE, W. J., ESTES, J. A., BESCHTA, R. L., WILMERS, C. C., RITCHIE, E. G., HEBBLEWHITE, M., BERGER, J., ELMHAGEN, B., LETNIC, M. und NELSON, M. P. (2014): Status and Ecological Effects of the World's Largest Carnivores. *Science*, 343(6167).
- ROEDER, A., BÜCKING, M. und JOCHUM, M. (2001): Erfassung von Wildverbiss in Naturverjüngungen. *AFZ-DerWald*, 56(12), 606-609.
- RÖÖS, M. (2014): Nationalpark Eifel: Eigendynamische Prozesse in der Waldentwicklung. *Natur in NRW*, (4), 16-19.
- ROTH, R. (1996): Der Einfluß des Rehwildes auf die Naturverjüngung von Mischwäldern. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, 42(2), 143-156.
- ROVERO, F. und MARSHALL, A. R. (2009): Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *Journal of Applied Ecology*, 46(5), 1011-1017.
- ROWCLIFFE, J. M., FIELD, J., TURVEY, S. T. und CARBONE, C. (2008): Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology*, 45(4), 1228-1236.
- RUSCHKOWSKI, E. v. (2010): Ursachen und Lösungsansätze für Akzeptanzprobleme von Großschutzgebieten. Dissertation, Universität Hannover, ibidem, Stuttgart.
- SAND, H., ZIMMERMANN, B., WABAKKEN, P., ANDRÉN, H. und PEDERSEN, H. C. (2005): Using GPS technology and GIS cluster analyses to estimate kill rates in wolf-ungulate ecosystems. *Wildlife Society Bulletin*, 33(3), 914-925.
- SAUER, A. (2008): Conflict Pattern Analysis: Preparing the Ground for Participation in Policy Implementation. *Systemic Practice and Action Research*, 21(6), 497-515.
- SCHERFOSE, V. (2011): Grundlegende Aspekte und Möglichkeiten des Wildmanagements in deutschen Nationalparks. In: EUROPARC (Hg.) (2011): *Abschlussdokumentation der*

Tagung Wildbestandsregulierung in deutschen Nationalparks am 29. und 30. März in Bad Wildungen, Berlin, 8-9.

- SCHERFOSE, V. (2014): Grundlegende Aspekte und Möglichkeiten des Schalenwild-Managements in deutschen Nationalparks. In: SCHERFOSE, V. (Hg.): Nationalparkmanagement in Deutschland. Naturschutz und Biologische Vielfalt, Heft 136, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 7-46.
- SCHERZINGER, W. (1996): Naturschutz im Wald. Ulmer, Stuttgart.
- SCHMIDT, M., MEYER, P. und SUNDERMANN., M. (2013): 25 Jahre Naturwaldreservate in Hessen. Ziele, Forschungskonzept und Stand der Forschung. AFZ-DerWald, (68)24, 4-6.
- SCHMIDT, W. (1978): Einfluss einer Rehpopulation auf die Waldvegetation – Ergebnisse von Dauerbeobachtungsflächen im Rehgatter Stammham 1972-1976. Phytocoenosis, 7, 43-49.
- SCHMIDT, W. (1999): Bioindikation und Monitoring von Pflanzengesellschaften – Konzepte, Ergebnisse, Anwendungen, dargestellt an Beispielen aus Wäldern. In: REINHOLD-TÜXEN-GESELLSCHAFT (Hg.): 100 Jahre Reinhold Tüxen – Geobotanik und Vegetationsgeographie. Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft, Band 11, Hannover, 133-155.
- SCHMIDT, W. (2015): Vegetationsmonitoring und Wildwirkungen. Diskussionsbeitrag am Beispiel der Moorbirke im Nationalpark Harz. Persönliche schriftliche Mitteilung im Rahmen der PAG-Sitzungen des F+E-Vorhabens.
- SCHMIDT, W. und HEINRICHS, S. (2013): Förster, Rehe, Stickstoff – oder doch allein der Klimawandel? Der Efeu (*Hedera helix* L.) als Indikator für Veränderungen in Buchenwäldern. In: LANDESBETRIEB WALD UND HOLZ NORDRHEIN-WESTFALEN (Hg.): 40 Jahre Naturwaldforschung in Nordrhein-Westfalen. Schriftenreihe der Landesforstverwaltung NRW, (23), 48-65.
- SCHNELL, R.; HILL, P. B. und ESSER, E. (2008): Methoden der empirischen Sozialforschung. Oldenbourg, München, Wien..
- SCHRAML, U. (1998): Die Normen der Jäger. Soziale Grundlagen des jagdlichen Handelns. Riwa, Augsburg.
- SCHRAML, U. (2000): Waidgerechtigkeit als Norm für jagdliches Handeln. In: EISFELD, D., HUSS, J., OESTEN, G., UERPMANN, B. und VOLZ, K.-R. (Hg.): Wald und Schalenwild – Neue Forschungsergebnisse zu einem alten Konfliktfeld. Beiträge zu einer Fachtagung an der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg am 2. und 3. Dezember 1999. Berichte Freiburger Forstliche Forschung, 17, 127-138.
- SCHRAML, U. (2012): Bambi und die Folgen. Oder: Warum sich beim Thema Jagd im Wald nicht alle grün sind. Freiburger Universitätsblätter, Heft 196, 87-100.
- SCHÜTTE-KRUG, K. und FILLI, F. (2006): Diurnal patterns of red deer *Cervus elaphus* activity in three areas of the Swiss National Park. Nationalpark-Forschung in der Schweiz, Band 93, 105-116.
- SCHÜTZ, M., KRÜSI, B.O., ACHERMANN, G., MOSER, B., LEUZINGER, E. und NIEVERGELT, B. (1999): Langzeitwirkung des Rothirsches auf räumliche Struktur, Artenzusammensetzung und zeitliche Entwicklung der Vegetation im Schweizerischen Nationalpark seit 1917. Beiträge zur Jagd- und Wildtierforschung, Nr. 24, 49-59.
- SCHULTE, U. (2013): Buche in Naturwaldzellen auf dem Vormarsch – Waldkundliche Ergebnisse nach 40 Jahren Dauerbeobachtung. In: LANDESBETRIEB WALD UND HOLZ NORD-

- RHEIN-WESTFALEN (Hg.): 40 Jahre Naturwaldforschung in Nordrhein-Westfalen. Schriftenreihe der Landesforstverwaltung NRW, (23), 37-47.
- SCHWICKERATH, M. (1944): Das Hohe Venn und seine Randgebiete – Vegetation, Boden und Landschaft. Pflanzensoziologie, Band 6, Fischer, Jena.
- SEBER, G. (1986): A review of Estimating Animal Abundance. *Biometrics*, 42(2), 267-292.
- SENN, J. und SUTER, W. (2003): Ungulate browsing on silver fir (*Abies alba*) in the Swiss Alps: beliefs in search of supporting data. *Forest Ecology and Management*, 181(1/2), 151-164.
- SIEBERATH, J. (2007): Die Akzeptanz des Nationalparks Eifel bei der lokalen Bevölkerung. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- SIEGRIST, J. (2000): Natürliche Wiederbewaldung und Struktur eines ungeräumten Fichten-Sturmwurfs auf potentielltem Bergmischwald-Standort im Nationalpark Berchtesgaden. In: NATIONALPARKVERWALTUNG BERCHTESGADEN (Hg.): Waldentwicklung im Nationalpark Berchtesgaden von 1983 bis 1997. Forschungsberichte des Nationalparks Berchtesgaden, Nr. 43, 93-146.
- SIMARD, M. A., DUSSAULT, C., HUOT, J. und CÔTÉ, S. D. (2013): Is hunting an effective tool to control overabundant deer? A test using an experimental approach. *Journal of Wildlife Management*, 77(2), 254-269.
- SIMON, O. (2002): Säugetiere im Umfeld des Flughafens Frankfurt am Main. In: MALTEN, A., BÖNSEL, D., FEHLOW, M. und ZIZKA, G. (Hg.): Erfassung von Flora, Fauna und Biotoptypen im Umfeld des Flughafens Frankfurt am Main, Teil V, Arten und Biotope. Forschungsinstitut Senckenberg, Frankfurt.
- SIMON, O. und GOEBEL, W. (1999): Zum Einfluss des Wildschweines (*Sus scrofa*) auf die Vegetation und Bodenfauna einer Heidelandschaft. In: GERKEN, B. und GÖRNER, M. (Hg.): Europäische Landschaftsentwicklung mit großen Weidetieren. Natur- und Kulturlandschaft, Band 3, 172-177.
- SIMON, O. und GOEBEL, W. (2014): Gehölzverjüngung unter Wildeinfluss in naturnahen Wäldern. Vegetationskundliche Landzeitstudien im Wildschutzgebiet Kranichstein. *AFZ-DerWald*, 69(1), 10-12.
- SIMON, O., GOEBEL, W. und PETRAK, M. (2011): Lebensraumgutachten Wildschutzgebiet Kranichstein. Teil 2: Wildbiologisch-vegetationskundliche Untersuchungen eines Waldlebensraumes zwischen 1986 und 2003. Mitteilungen der Hessischen Landesforstverwaltung, Band 44/II, Wiesbaden.
- SIMON, O. und KUGELSCHAFTER, K. (1998): Das Rotwild der Montabaurer Höhe. Nutzerkonflikte und Lösungsansätze. Schriften des Arbeitskreises Wildbiologie an der Justus-Liebig-Universität Gießen e.V., Hennecke, München.
- SIMON, O. und LANG, J. (2005): Unter Beschuss. *Pirsch*, (22), 8-13.
- SIMON, O. und LANG, J. (2010): Rotwild-Streckenentwicklung nach Einführung des körperlichen Nachweises im LMP Hochwald, Saarland. In: KINSER, A., MÜNCHHAUSEN, H. FRHR. V. und REDDEMANN, J. (Hg.): Der Hirsch und der Wald – von einem abgeschobenen Flüchtling und seinem ungeliebten Exil. Tagungsband zum 5. Rotwildsymposium der Deutschen Wildtierstiftung vom 1. bis 3. Dezember 2010 im Deutschen Jagd- und Fischereimuseum München, Deutsche Wildtier Stiftung und Bayerischer Jagdverband, 304-309.

- SIMON, O., LANG, J. und PETRAK, M. (2008): Rotwild in der Eifel. – Lösungen für die Praxis aus dem Pilotprojekt Monschau-Elsenborn. Landesbetrieb Wald und Holz Nordrhein-Westfalen, Lutra Verlag, Klitten.
- SIMON, O., LANG, J., PETRAK, M. und GOEBEL, W. (2003a): Rotwild im Salmwald. Lebensraumgutachten Gerolstein – Situationsanalyse und Konzepte zur Wildschadensreduzierung und revierübergreifenden Wildbewirtschaftung. Gutachten im Auftrag der Stadt Gerolstein und des Ministeriums für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, Gerolstein/Mainz, Zeitbuch-Verlag.
- SIMON, O., LANG, J. und PETRAK, M. (2003b): Zur Methode der Linientaxation bei der Aufnahme von Verbiss an Gehölzpflanzen. In: STUBBE, M. und STUBBE, A. (Hg.): Methoden feldökologischer Säugetierforschung, Wissenschaftliche Beiträge der Universität Halle, 83-98.
- SIMON, O. und LIESER, H. (2004): Jagd und Hege im Rotwildring Osburg-Saar: Empfehlungen für die Praxis im Jagdrevier; erste Ergebnisse aus dem Lebensraum-Modellprojekt. Förderverein Rotwildring Osburg-Saar e.V.
- SIMON, O. und PETRAK, M. (1998): Zur Methodik der Linientaxation bei der Erhebung von Schälereignissen. Zeitschrift für Jagdwissenschaft, 44(3), 113-122.
- SINCLAIR, A. R. E. (1998): Natural Regulation of Ecosystems in Protected Areas as Ecological Baselines. Wildlife Society Bulletin, 26(3), 399-409.
- SIRIVONGS, K. und TSUCHIYA, T. (2012): Relationship between local residents' perceptions, attitudes and participation towards national protected areas: A case study of Phou Khao Khouay National Protected Area, central Lao PDR. Forest Policy and Economics, 21, 92-100.
- SMITH, D. W., PETERSON, M. J. und HOUSTON, D. B. (2003): Yellowstone after Wolves. BioScience, 53(4), 330-340.
- SMITH, D. W. und TYERS, D. B. (2012): The History and Current Status and Distribution of Beavers in Yellowstone National Park. Northwest Science, 86(4), 276-288.
- STEWART, A. J. A. (2001): The impact of deer on lowland woodland invertebrates: a review of the evidence and priorities for future research. Forestry, 74(3), 259-270.
- STIER, N., BORCHERT, M., HOFFMANN, D., MEIßNER-HYLANOVA, V., KÖHLER, U., ROTH, M. und ROWECK, H. (2014a): Erfassungsmethoden von Baummartener und Iltis zur Beurteilung ihrer Populationszustände. Abschlussbericht, Technische Universität Dresden, Dresden.
- STIER, N., KEULING, O., BEITSCH, C., EIDNER, C., LEHMANN, A. und ROTH, M. (2010): Untersuchung zur Raumnutzung von Damwild. Abschlussbericht, Technische Universität Dresden, NWM-Verlag, Grevesmühlen.
- STIER, N., NITZE, M., MEIßNER-HYLANOVA, V., SCHUMANN, M., DEEKEN, A. und ROTH, M. (2014b): Evaluierung von Monitoringmethoden für Schalenwildbestände. Abschlussbericht, Technische Universität Dresden, Dresden.
- STÖCKER, G. (1994): Natürliche Dynamik der Bergfichtenwälder im Nationalpark Hochharz. In: MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN DES LANDES SACHSEN-ANHALT und NATIONALPARKVERWALTUNG HOCHHARZ (Hg.): Nationalpark Hochharz: Wald und Waldentwicklung – Belastungen und Chancen im Nationalpark, 38-45.

- STOLL-KLEEMANN, S. (2001): Barriers to Nature Conservation in Germany: A Model Explaining Opposition to Protected Areas. *Journal of Environmental Psychology*, 21(4), 369-385.
- STORMS, D., SAID, S., FRITZ, H., HAMANN, J.-L., SAINT-ANDRIEUX, C. und KLEIN, F. (2006): Influence of hurricane Lothar on red and roe deer winter diets in the Northern Vosges, France. *Forest Ecology and Management*, 237(1-3), 164-169.
- STRIEPEN, K. (2013): Nutzen oder Schaden? Einfluss des Schalenwildes auf die Baumverjüngung in Naturwaldzellen. In: LANDESBETRIEB WALD UND HOLZ NORDRHEIN-WESTFALEN (Hg.): 40 Jahre Naturwaldforschung in Nordrhein-Westfalen. Schriftenreihe der Landesforstverwaltung NRW, (23), 66-79.
- STUBBE, C. (1997): *Rehwild - Biologie, Ökologie, Bewirtschaftung*. Parey, Berlin.
- STUBBE, C., STUBBE, M., STUBBE, W., ZÖRNER, H. und STUBBE, I. (1999): Der Populationsumsatz des Damwildes im Havel. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung*, Band 24, 223-233.
- STURM, K. (1993): Prozeßschutz – ein Konzept für naturschutzgerechte Waldwirtschaft. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz*, 2(3), 181-192.
- SUTER, W. (2005): Vom Verbissprozent zur Walddynamik: Der weite Weg zum Verständnis der Wechselbeziehungen zwischen Wald und Huftieren. *Forum für Wissen* 2005, 7-16.
- SUTER, W., SUTER, U., KRÜSI, B. und SCHÜTZ, M. (2004): Spatial variation of summer diet of red deer *Cervus elaphus* in the eastern Swiss Alps. *Wildlife Biology*, 10(1), 43-50.
- SUZUKI, M., MIYASHITA, T., KABAYA, H., OCHIAI, K., ASADA, M. und KIKVIDZE, Z. (2012): Deer herbivory as an important driver of divergence of ground vegetation communities in temperate forests. *Oikos*, 122(1), 104-110.
- TERBORGH, J. und ESTES, J. A. (2010): *Trophic cascades: predators, prey, and the changing dynamics of nature*. Island Press, Washington, D.C.
- TOÏGO, C., GAILLARD, J. M., VAN LAERE, G., HEWISON, A. J. M. und MORELLET, N. (2006): How does environmental variation influence body mass, body size and body condition? Roe deer as a case study. *Ecography*, 29(3), 301-308.
- TOTTEWITZ, F. (1997): Entwicklung eines Monitoringsystems zur Kontrolle von Wilddichte und Wildschaden als Grundlage für Entscheidungen von waldbaulichen und jagdwirtschaftlichen Maßnahmen. Dissertation, Technische Universität Dresden, Dresden.
- TOTTEWITZ, F., AHRENS, M., DOBIAS, K., GORETZKI, J., und STUBBE, C. (1995): Monitoring der Populationsdynamik von Schalenwild durch Ermittlung der Losungsdichte. In: STUBBE, M., STUBBE, A. und HEIDECKE, D. (Hg): *Methoden feldökologischer Säugetierforschung* Band 1, Halle/Saale, 23-50.
- TOTTEWITZ, F., STUBBE, C., AHRENS, M., DOBIÁŠ, K., GORETZKI, J., und PAUSTIAN, K. H. (1996): Die Losungszählung als Methode der Bestandesschätzung von wiederkäuenden Schalenwildarten. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, 42(2), 111-122.
- TREIBER, R. (1997): Vegetationsdynamik unter dem Einfluss des Wildschweins (*Sus scrofa* L.) am Beispiel bodensaurer Trockenrasen der elsässischen Harth. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz*, 6, 83-95.
- TROLLE, M. und KÉRY, M. (2003): Estimation of Ocelot Density in the Pantanal Using Capture-Recapture Analysis of Camera-Trapping Data. *Journal of Mammalogy*, 84(2), 607-614.

- UECKERMANN, E. (1960): Wildstandsbewirtschaftung und Wildschadenverhütung beim Rotwild. Parey, Hamburg, Berlin.
- UNITED NATIONS (Hg.) (1992): Convention on Biological Diversity. Rio.
- VERA, F. W. M. (2000): Grazing ecology and forest history. CABI Publishing, Oxon, Cambridge:
- VIRTANEN, R., EDWARDS, G. R. und CRAWLEY, M. J. (2002): Red deer management and vegetation on the Isle of Rum. *Journal of Applied Ecology*, 39(4), 572-583.
- VÖLK, F. H. (1999): Bedeutung von Waldstruktur und Rotwildhege für die Schälhäufigkeit in den alpinen Bundesländern Österreichs. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, 45(1), 1-16.
- VÖLK, F., REIMOSER, F. und LEITNER, H. (2013). Rotwildüberwinterung in Österreich. *St. Hubertus*, Heft 3, 7-11.
- VOSER, P. (1987): Einflüsse hoher Rothirschbestände auf die Vegetation im Unterengadin und im Münstertal, Graubünden. *Ergebnisse der wissenschaftlichen Untersuchungen im Schweizerischen Nationalpark, Nationalpark-Museum Chur, Bd. XVI.*
- VOSPERNIK, S. und REIMOSER, S. (2008): Modelling changes in roe deer habitat in response to forest management. *Forest Ecology and Management*, 255(3/4), 530-545.
- VOTH, W. und MEYER, M. (in Vorbereitung): Fünf Jahre Losungszählverfahren in Mecklenburg-Vorpommern. *Beiträge zur Jagd und Wildforschung.*
- VUCETICH, J. A., SMITH, D. W. und STAHLER, D. R. (2005): Influence of harvest, climate and wolf predation on Yellowstone elk, 1961-2004. *Oikos*, 111(2), 259-270.
- WALKER, G. B. und DANIELS, S. E. (1997): Foundations of natural resource conflict: conflict theory and public policy. In: SOLBERG, B. und MIINA, S. (Hg.): *Conflict management and public participation in land management.* European Forest Institute, Joensuu, 13-36.
- WARREN, M. S. und KEY, R. S. (1991): Woodlands: past, present and potential for insects. In: COLLINS, N. M. und THOMAS, J. A. (Hg.): *The Conservation of Insects and Their Habitats.* Academic Press, London, 155-211.
- WASEM, U., HÄNE, K. (2006): Natürlich verjüngte Stieleiche – Einflüsse von Mäusen, Rehen und Brombeeren. *Wald und Holz*, 87(3), 49-51.
- WESTEKEMPER, K. (2012): Reactions of red deer *Cervus elaphus* in the Kellerwald-Edersee National Park to human recreation. *Masterarbeit, Universität Göttingen, Göttingen.*
- WHITE, P. und GARROTT, R.A. (2005): Northern Yellowstone Elk after Wolf Restoration. *Wildlife Society Bulletin*, 33(3), 942-955.
- WHITE, P., PROFFITT, K. M. und LEMKE, T. O. (2012): Changes in Elk Distribution and Group Sizes after Wolf Restoration. *The American Midland Naturalist*, 167(1), 174-187.
- WILMERS, C. C., CRABTREE, R. L., SMITH, D. W., MURPHY, K. M. und GETZ, W. M. (2003): Trophic facilitation by introduced top predators: grey wolf subsidies to scavengers in Yellowstone National Park. *Journal of Animal Ecology*, 72(6), 909-916.
- WÖLFEL, H., BECK, O. A., RIEGERT, C. und REINECKE, H. (2001): Eichenanbau ohne Zaun mit Standortfaktor Reh. *Forst und Holz*, 59(19), 617-623.
- WOODROFFE, R., THIRGOOD, S. und RABINOWITZ, A. (2005). *People and wildlife. Conflict or coexistence?* Conservation Biology, 9, Cambridge University Press, Cambridge.

- WOTSCHIKOWSKY, U. (1981): Rot- und Rehwild im Nationalpark Bayerischer Wald. Wissenschaftliche Schriftenreihe des Nationalparks Bayerischer Wald, Heft 7, Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, München.
- WRIGHT, G. J., PETERSON, R. O., SMITH, D. W. und LEMKE, T. O. (2006): Selection of Northern Yellowstone Elk by Gray Wolves and Hunters. *Journal of Wildlife Management*, 70(4), 1070-1078.
- YOCCOZ, N. G., NICHOLS, J. D. und BOULINIER, T. (2001): Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology and Evolution*, 16(8): 446-453.
- ZIEGLER, U. (2002): Prozessschutz vor dem Hintergrund der Ideengeschichte des Naturschutzes. Diplomarbeit, Technische Universität München, München.
- ZIMMERMANN, F., FATTEBERT, J., CAVIEZEL, S., BREITENMOSE-WÜRSTEN, C. und BREITENMOSE, U. (2008): Abundanz und Dichte des Luchses in den Nordwestalpen: Fang-Wiederfang-Schätzung mittels Fotofallen im K-VI im Winter 2007/08. KORA Bericht, Nr. 42d, Koordinierte Forschungsprojekte zur Erhaltung und zum Management der Raubtiere in der Schweiz (KORA), Muri.
- ZUBE, E. H. und BUSCH, M. L. (1990): Park-People Relationships: an International Review. *Landscape and Urban Planning*, 19(2), 117-131.
- ZWEIFEL-SCHIELLY, B., KREUZER, M., EWALD, K. und SUTER, W. (2009): Habitat selection by an Alpine ungulate: the significance of forage characteristics varies with scale and season. *Ecography*, 32(1), 103-113.

## 14 Anhang: Datenerhebungsschema



## F+E-Vorhaben „Wildmanagement in deutschen Nationalparks“: Datenerhebungsschema

### Präambel

Die Bereisung der einzelnen Nationalparke dient der Feststellung des Status quo. Dazu werden einheitliche Fragenkataloge abgearbeitet, um zu vergleichbaren Aussagen bezüglich des Schalenwildmanagements zu kommen.

Nationalparke sind Gebiete, in denen im Zielzustand keine Nutzung durch den Menschen mehr stattfindet (Ausnahme Erholungsnutzung). Jagd als eine Form der nachhaltigen konsumtiven Nutzung von Wildtieren findet in Nationalparks daher grundsätzlich auch nicht statt. Zur Gewährleistung der Schutzziele können jedoch jagdliche Methoden (bis zur Zielerreichung oder dauerhaft) eingesetzt werden. In der Regel wird darum in Nationalparks von „**Wildtierregulierung**“ gesprochen. Darunter fassen wir alle Maßnahmen zusammen, die gezielt vom Nationalpark zur Regulierung der Dichte und Verteilung der Schalenwildarten mit jagdlichen und anderen Methoden (z.B. Ablenkfütterung, Vergrämung, Wintergatter, ...) eingesetzt werden.

Wir verwenden den im jagdlichen Umfeld gebräuchlichen Begriff „**Schalenwild**“ für wild lebende, jagdbare Paarhufer. „**Erfassung**“ ist die einmalige oder kurzzeitige Erhebung und Dokumentation aktueller Zustände (z.B. Wilddichte und -verteilung, Zustand der Vegetation). Werden solche Erfassungen langfristig durchgeführt, sprechen wir von „**Monitoring**“ (Dauerbeobachtung). Dieses hat häufig eine geringere Intensität als die kurzfristige Erfassung.

Der Begriff „**Umfeld**“ beschränkt sich in diesem Fragebogen auf Akteure, die direkt oder indirekt mit den betroffenen Schalenwildarten im jeweiligen NLP und dessen direkten räumlichen Umfeld zu tun bzw. Interesse an diesen.

Vier Themenkomplexe werden im Rahmen des Projektes bearbeitet und bei den Bereisungen abgefragt:

- Schalenwilderfassung und -monitoring
- Erfolgskontrolle und Monitoring der Wildbestandsregulierung
- Erfassung und Monitoring von Vegetation und Wildwirkung
- Beziehungen NLP-Umfeld

Ein allgemeiner Teil wird vorangestellt, in dem Sachverhalte abgefragt werden, die für alle Themenkomplexe relevant sind.

## I. Fragenkatalog „Allgemeiner Teil“

1. Nationalparkfläche?
2. Flächengrößen nach Besitzarten im NLP
3. Umfang des NLP (Grenzlinienlänge)? Quotient aus Umfang und Fläche
4. Welche Schalenwildarten und welche Großprädatoren kommen im NLP vor?
5. Welche Zielsetzung(en) hat der NLP, die das Themenfeld „Schalenwildtiermanagement“ berühren?
6. Größe der Zonen nach folgender Definition

Definition der Zone	NLP-Fläche (%)
Zone A: frei von Management und Wildtiermanagement	
Zone B: frei von Management außer Wildtiermanagement	
Zone C: zeitlich befristete Managementmaßnahmen; in 10-15 Jahren zu A oder B	
Zone D: dauerhaftes Management	

7. Größe der unbejagten Fläche
8. Zerschneidungsgrad (Wegedichte (km/km<sup>2</sup>; Größe unzerschnittener Räume))
9. Gibt es ein Wege-/Besucherlenkungskonzept und welche Berührungspunkte hat dieses mit dem Wildmanagement (Störzonenkonzept)?

## II. Fragenkatalog „Schalenwilderfassung und -monitoring“

10. Welches Ziel/welche Ziele verfolgt die Erfassung und das Monitoring des Schalenwildes (bei mehreren Zielen unbedingt Rangliste angeben)?
11. Welche Schalenwildarten und welche Parameter (z.B. Dichte, Verteilung, Verhalten, Altersstruktur, ...) unterliegen der Erfassung und/oder dem Monitoring (in der Folge bitte ggf. spezifische Antworten für die einzelnen Arten und/oder Parameter nennen)?
12. Mit welchen Methoden wurden und werden Erfassung und das Monitoring durchgeführt (bitte unterscheiden in kurzfristige Erfassung und langfristiges Monitoring)? Liegen dazu bereits Daten oder Auswertungen vor?
13. Über welche Zeiträume wurden bzw. werden die einzelnen Methoden angewandt oder ist deren Anwendung vorgesehen?
14. Wann im Jahresverlauf werden welche Erhebungen durchgeführt (Saisonalität der Erfassung)?
15. Auf welche Fläche bezieht sich die Erfassung?
16. Wie wird die im NLP lebende Population abgegrenzt?
17. Werden Wechselbeziehungen mit den außerhalb des NLPs liegenden Flächen erfasst/berücksichtigt? Wenn ja, wie?

18. Wer führt die Erfassung und das Monitoring durch (eigenes Personal, externe Firmen, Universitäten, andere Forschungseinrichtungen, andere)? Nach welchen Kriterien werden die beteiligten Personen ausgewählt?
19. Wie hoch ist der Aufwand (Zeit, Personal, Kosten) für Schalenwilderfassung und Schalenwildmonitoring pro Jahr?

Methode	Aufwand (Zeit, Personal, Kosten)		
	Vergangenheit (letzte 5 Jahre)	aktuell (abgelaufenes Jahr)	zukünftig geplant (laufendes Jahr + 3 Jahre)
Telemetrie			
Scheinwerfertaxation			
Jagdstreckenerfassung			
Altersbestimmung Schwarzwild			
IR-Befliegung			
Streckenrückrechnung			
Beobachtungsprotokolle Einzeljagd			
Wildbretgewichte			
Standkartenauswertung Bewegungsjagden			

20. Wie wird die langfristige Durchführung des Monitorings sichergestellt (Finanzierung, Personal)?
21. Erfolgt ein Abgleich der Ergebnisse mit dem Vegetationsmonitoring und wenn ja, wie?
22. Werden die im Rahmen der Schalenwildregulierung anfallenden Daten (z.B. Beobachtungen der Jäger, Körpermaße des erlegten Wildes, Reproduktionsstatus, Kondition, ...) für das Monitoring genutzt und wenn ja, wie?
23. Wie erfolgen Dokumentation und Kommunikation der Ergebnisse?

### III. Fragenkatalog „Erfolgskontrolle und Monitoring der Wildbestandsregulierung“

*Bei der Beantwortung der Fragen kann auf ggf. vorhandene Unterlagen (z.B. NLP-Jagdkonzept) verwiesen werden, wenn die Fragen dort hinreichend beantwortet sind.*

24. Welchen verbindlichen Regelungen unterliegt die Wildbestandsregulierung im NLP?
25. Wie sind die Besitzverhältnisse in Ihrem NLP und welche Einschränkungen oder Befugnisse im Zusammenhang mit der Wildbestandsregulierung resultieren daraus? Inwiefern weichen die jagdlichen Verhältnisse von den Besitzverhältnissen ab (z. B. durch Jagdgrenzenabrundungen)?

26. Stehen Ihnen Behinderungen bei einer NLP-konformen Schalenwildregulierung im Weg? Wenn ja, welche (z. B. rechtliche, verwaltungstechnische, Motivation, Personalknappheit, Witterung, ...)?
27. Wie groß ist die bejagte Fläche des NLPs? Wie viel davon ist Waldfläche, Offenland, Wasser oder anderes?
  - a. Wie viel davon wird in Eigenregie bejagt?
  - b. Wie viel davon wird anders bejagt, z. B. durch gemeinschaftliche Jagdbezirke?
  - c. Wo liegen diese Flächen (zentral oder am Rand)?
28. Wie groß ist die nicht bejagte Fläche? Ausnahmeregelungen und Kriterien dafür?
29. Welche Schalenwildarten unterliegen der Regulierung (in der Folge bitte ggf. spezifische Antworten für die einzelnen Arten nennen)?
30. Wie lautet die Zielsetzung der Wildbestandsregulierung für diese Arten?
31. Wie ordnen Sie die Prioritäten der folgenden Parameter: Zielerreichung, Störungsarmut, effizient, tierschutzgerecht?
32. Nach welchen Abschusskriterien/Regularien erfolgt die Bejagung der einzelnen Arten (Abschusspläne, interne Regelungen)?
33. Wer stellt den Abschussplan (oder andere Regularien) auf, wer genehmigt ihn?
34. Nach welchen Kriterien werden der Abschussplan (oder andere Regularien) aufgestellt?
35. Findet bei der Abschussplanung eine Abstimmung mit dem Umfeld statt?
36. Welche jagdlichen Methoden werden verwendet um Wildbestände in ihrer Dichte und/oder Verteilung zu regulieren (z.B. Bewegungsjagd, Einzelansitz, Kirtungsjagd, Saufang)?
37. Gibt es darüber hinaus noch andere Methoden mit denen eine gezielte Einflussnahme auf Dichte und/oder Verteilung von Schalenwild erfolgt (z.B. Ablenkfütterung, Vergrämung, Wintergatter, ...)?
38. Wann wird reguliert (Monate bzw. Wochen, andere Zeiträume)? Ausnahmen und Kriterien dafür (bitte ggf. spezifische Antworten für die einzelnen Arten nennen)?
39. Wäre es möglich, die Regulierung zeitlich und räumlich anders zu gestalten, z. B. im Abstand mehrerer Jahre oder außerhalb des Parks?
40. Wie wird das Ergebnis der Regulierung dokumentiert? Welche Daten werden von wem erhoben (Alter, Geschlecht, Gewicht, Kondition, Fertilität, Gesundheit, ...)? Liegen dazu bereits Auswertungen vor? Gilt dies auch für nicht vom NLP bejagte Flächen?
41. Bitte stellen Sie uns die langjährigen Abschusszahlen (Summe der jeweiligen Wildart, Soll/Ist) zur Verfügung (Achtung: Flächenbezug! Auf welche Jagdfläche beziehen sich die Zahlen jeweils?).
42. Bitte stellen Sie uns die Abschussstatistik der letzten fünf Jahre möglichst detailliert zur Verfügung (Soll/Ist, Datum mind. monatsweise, Erleger, Alter, Geschlecht).
43. Wie wird der Jagdbetrieb/Aufwand für Maßnahmen zur Wildtierregulierung dokumentiert? Liegen dazu bereits Daten oder Auswertungen vor?
44. Welche Aktivitäten gehen mit der Schalenwildregulierung (außer der Bejagung i.e.S.) einher (Bau von Jagdeinrichtungen, Wildbergung, Schussschneisen, PKW-Verkehr, Unterhaltung von Forststraßen, ...)?
45. Wer reguliert (eigenes Personal, Berufsjäger, Pirschbezirke/Begehungsscheine, Pächter, Jagdgäste, ...)? Nach welchen Kriterien werden die beteiligten Personen ausgewählt?

**46.** Werden „private“ Jäger an der Schalenwildkontrolle im NLP beteiligt? Ja / nein – wenn nein, weiter mit Fragenkatalog III/Frage 50.

**47.** In welcher Form geschieht dies? Anteil in % aller Jagenden?

- a. Vergabe von Pirschbezirken (selbständige Jagd im NLP)
- b. Als ständiger NLP-Jäger, aber unter der Leitung (räumlich-zeitlicher Einsatz) des NLP-Jagdleiters
- c. Einladung zu gemeinschaftlichen Jagden im NLP
- d. ...

**48.** Wie wichtig sind die folgenden Kriterien für die Auswahl der Jäger?

Kriterien	sehr wichtig	eher wichtig	eher unwichtig	sehr unwichtig
Wohnortnähe zum NLP				
Nachweis der Schießfertigkeit				
Verbundenheit mit den Zielen des NLPs				
Hundeführer				
Zusatzqualifikation zum „NLP-Jäger“				
Weiteres:				

**49.** Wenn eine „Zusatzqualifikation“ erforderlich ist, wie sieht diese aus und wer ist für die Ausbildung zuständig?

### III. Fragenkatalog „Erfassung und Monitoring von Vegetation und Wildwirkung“

Entsprechend der Präambel soll klar zwischen den Begriffen **Erfassung** und **Monitoring** getrennt werden.

**Erfassung:** Einmalige Erhebung des Vegetationszustandes, i.d.R. nicht mit der Einrichtung von Dauerflächen verbunden.

**Monitoring:** Langfristige Erfassung des Vegetationszustandes, i.d.R. mit der Einrichtung von Dauerflächen verbunden.

**50.** Welches Ziel/welche Ziele verfolgen die Erfassung und das Monitoring der Vegetation und der Wildwirkung (bei mehreren Zielen unbedingt Rangliste angeben)?

**51.** Mit welchen Methoden wurden und werden die Erfassung und das Monitoring durchgeführt?

Methoden	Kurzfristige Erfassung	Monitoring
Vegetationsaufnahmen		
Verbissgutachten		
Schälgutachten		
Weiteres:		

**52.** Wie wurden und werden die Aufnahmeflächen für die Erfassung und das Monitoring ausgewählt?

- a. gutachterlich, z.B. nach
  - i. Waldgesellschaften (z. B. Luzulo-Fagetum, Calamgrostio-Piceetum)
  - ii. Waldentwicklungstypen (z. B. Verjüngungsphase, Optimalphase, Windwurf-, Borkenkäferflächen)
  - iii. Gefährdungsgrad (Verjüngungs- und Umbauflächen, durch Schäl gefährdete Bestände)
  - iv. ...
- b. statistisch, z. B.
  - i. systematisches Stichprobennetz (z.B. Gitternetz im Gauß-Krüger-Netz)
  - ii. Zufallsstichprobe
  - iii. ...

**53.** Welches Untersuchungskonzept liegt der Erfassung und dem Monitoring zugrunde?

- a. Vergleich mit und ohne Zaun: Weisergatter oder sonstige gezäunte Flächen (z.B. Kernflächen in Naturwaldreservaten oder gezäunte Waldumbauflächen)
- b. Linientaxierung (Traktverfahren)
- c. Klumpenstichprobe (Drei-Segment-Verfahren)
- d. ...

54. Welche Pflanzengruppen (z.B. Gehölze, Gräser, Kräuter, Sträucher, ...) unterliegen der Erfassung und dem Monitoring?

Pflanzengruppen	Vegetationsaufnahme	Verbissgutachten	Schälgutachten	Weiteres
alle Gehölze (Baum- und Straucharten)				
Baumarten				
Straucharten				
Zwergsträucher				
Gräser und Grasartige				
Kräuter und Krautartige				
Farnpflanzen				
Moose				
Flechten				

55. Welche Parameter (z.B. Leittriebverbiss, Rindenschäle, Mengenverbiss Gesamtvegetation...) im Hinblick auf Schalenwildeinfluss werden erfasst?

Parameter	Erfassung	Monitoring
Verbiss an Gesamtvegetation		
Leittriebverbiss Gehölze Welche Gehölze?		
Seitentriebverbiss Gehölze Welche Gehölze?		
Rindenschäle Welche Baumarten?		
Bodenwühlen des Schwarzwilds Flächengröße des Umbruchs? Pflanzengesellschaft des Umbruchs?		
Weiteres:		

56. Über welche Zeiträume wurden bzw. werden die einzelnen Methoden angewandt?

Bitte bei jeder Methode Beginn und Abschluss der Untersuchungen (Jahr) und das Zeitintervall für die Wiederholung (z.B. Aufnahme jährlich, alle 5 oder 10 Jahre angeben).

Bitte auch vermerken, ob auf Grund der bisherigen Erfahrungen eine Änderung des Zeitintervalls erfolgte bzw. vorgesehen ist.

Methoden	Beginn	Zeitintervall	Abschluss
Vegetationsaufnahme			
Verbissgutachten			
Schälgutachten			
Weiteres:			

57. Wer führt die Erfassung/das Monitoring durch (z. B. eigenes Personal, externe Firmen, Universitäten, andere Forschungseinrichtungen, andere)? Nach welchen Kriterien werden die beteiligten Personen ausgewählt?

Bitte durchaus kritische Kommentare zu den bisherigen Erfahrungen nennen, einschließlich von Verbesserungsvorschlägen.

Methode	eigenes Personal	externes Büro	Universität	Kriterien für die Auswahl
Vegetationsaufnahme				
Verbissgutachten				
Schälgutachten				
Weiteres:				

58. Wie hoch ist der Aufwand (Zeit, Personal, Kosten) für (die Erfassung und) das Monitoring von Vegetation und Wildwirkung?

Aufwand	Erfassung	Monitoring
jährlich wiederkehrende Ausgaben		
Ausgaben im regelmäßigen Abstand von __ Jahren		
einmalige Ausgaben		

59. Wie wird die langfristige Durchführung des Monitorings sichergestellt (Finanzierung, Personal)?

60. Ist eine zeitnahe, zielorientierte Auswertung der Monitoringdaten (Plausibilitätskontrolle) durch den NLP bzw. die Werkvertragnehmer gewährleistet?
61. Existieren Schwellenwerte beim Schalenwildeinfluss, die bestimmte Maßnahmen auslösen? Wenn ja, woher leiten sich die Schwellenwerte ab (Erfahrungen aus dem Wirtschaftswald, Richtwerte einzelner Gutachten in den Bundesländern, usw.)?
62. Gibt es Untersuchungen synökologischer Art, die sich mit den Wechselwirkungen Wild/Vegetation (z.B. Schälereignisse in Bezug zu Totholz und damit verbundenen totholzbewohnenden Arten (Wirbellose, Vögel, Pilze etc.), (durch Verbiss lichtere Wälder, Waldlichtungen und Arteninventar) o. ä. befassen?
63. Findet auch in Offenlandflächen (z.B. Grünland einschließlich Wildwiesen, Magerrasen, Almen, Heiden, Moore) des NLPs ein Vegetationsmonitoring statt, welches u.a. auch mit der Wildwirkung in Beziehung steht?
64. Gibt es neben dem Vegetationsmonitoring durch die NLP-Verwaltung (einschließlich Werkverträgen) noch ein weiteres Monitoring im NLP, welches von anderen Einrichtungen durchgeführt wird, möglicherweise auch ohne ausdrücklichen Bezug zur Wildwirkung? Beispiele:
- Vegetationsmonitoring in Naturwaldreservaten, die im NLP liegen?
  - Vegetationsmonitoring von Level-II- oder BZE-Flächen, die im NLP liegen?
  - Vegetationsmonitoring im Rahmen von Langzeit-Forschungsvorhaben (z.B. Biodiversitäts-Exploratorien, Langzeit-Untersuchungen von Versuchsanstalten, Universitäten und sonstigen Forschungseinrichtungen)?

#### V. Fragenkatalog „Beziehungen NLP-Umfeld“

##### Struktur der unmittelbar an den NLP angrenzenden Flächen

65. **Landbesitzarten** mit gemeinsamer Außengrenze zum NLP (bitte jeweils eine Schätzung der Grenzlänge (in % der Gesamtgrenzlänge des NLPs) mit angeben und wenn möglich Karte beifügen)?

Landbesitzarten	Grenzlänge in % der Gesamtgrenzlänge des NLPs
a. staatlich	
b. kommunal	
c. privat	
d. Sonstige	

66. **Landnutzungsformen** mit gemeinsamer Grenze zum NLP (bitte jeweils eine Schätzung der Grenzlänge (in % der Gesamtgrenzlänge des NLPs) mit angeben und wenn möglich Karte beifügen)?

Landnutzungsformen	Grenzlänge in % der Gesamtgrenzlänge des NLPs
a. Wald	

b. Wiese/Weide	
c. Acker	
d. Gewässer	
e. Sonstige	

67. Gemeinsame Grenzen mit dem NLP:

- a. Anzahl der Staaten:
- b. Anzahl der Bundesländer:
- c. Anzahl der Landkreise:
- d. Anzahl der Gemeinden:
- e. Anzahl der Jagdreviere:

68. Welche Schalenwildarten kommen in den angrenzenden Jagdrevieren vor?

69. Gibt es regelmäßige Migrationsbewegungen von Schalenwild zwischen NLP und den angrenzenden Revieren? Wenn ja, welche Schalenwildart(en) sind das und wie sehen diese Migrationsbewegungen aus (beispielsweise täglich, saisonal, jährlich, unregelmäßig in Sondersituationen etc.)?

70. Welche Großprädatoren kommen in den angrenzenden Jagdrevieren vor?

71. Lage und Ausdehnung ausgewiesener Wildbewirtschaftungsgebiete (z.B. Rotwildgebiet), die den NLP berühren (bitte Karte beifügen)?

**Formen der revierübergreifenden Wildtierbejagung in den angrenzenden Jagdrevieren**

72. Gibt es in den angrenzenden Jagdrevieren **revierübergreifende Organisationen der Wildtierbejagung**? Wenn nein, weiter mit Frage 77.

Organisationsform	Rechtliche Bindung				
	freiwillig	freiwillig, schriftliche Selbst- verpflichtung	Niederschrift im Jagd- pacht- vertrag	Pflicht- gemeinschaft	Weiteres
Hegegemeinschaften					
Konzeptionen/ Konzepte					
Weiteres:					

73. Welche **Interessengruppen** sind in dieser/n revierübergreifenden Organisationsform(en) vertreten?

- a. Jägerschaft
- b. Grundbesitzer
- c. Gemeinden
- d. Naturschutz

- e. Tourismus
- f. Nationalpark
- g. ...

**74. Wer koordiniert** diese revierübergreifenden Aktivitäten?

- a. Berufsjäger
- b. Ehrenamtlicher „Geschäftsführer“
- c. Angestellter „Geschäftsführer“
- d. ...

**75. Was für Aktivitäten** werden revierübergreifend organisiert?

- a. Gemeinsame revierübergreifende Jagden
- b. Abgestimmte Jagd- und Schonzeiten (Wenn anders als die gesetzlichen Jagd- und Schonzeiten)
- c. Gruppenabschussplan
- d. Abgestimmtes Fütterungs- und Kurrungskonzept
- e. Regelungen zum Wildschaden
- f. Gemeinsame Ausweisung von Wildruhebereichen
- g. Gemeinsame Hegemaßnahmen (z.B. Äsungsverbesserung)
- h. Nachsuchenvereinbarung
- i. Gemeinsame Fort- und Weiterbildung
- j. Jägerstammtische (etc.)
- k. ...

**76. Welche nicht-jagdlichen, aber Wildtiere betreffenden Aktivitäten** werden in den angrenzenden Jagdrevieren revierübergreifend organisiert?

- a. Förderung von touristischen Maßnahmen
- b. Wildbeobachtungsstationen
- c. Wildlehrpfad
- d. Geführte Brunftwanderungen
- e. ....

<b>Beziehung zwischen NLP und der angrenzenden Jägerschaft</b>
--

**77. Welche Vor-/Nachteile** für benachbarte Jagdpächter ergeben sich aus der Nachbarschaft zum NLP?

- a. Vorteile aus Sicht des NLP:
- b. Nachteile aus Sicht des NLP:
- c. Vorteile aus Sicht der Nachbarn:
- d. Nachteile aus Sicht der Nachbarn:

**78. Wie gestaltet sich die Beziehung** zwischen NLP und der angrenzenden Jägerschaft bzgl. des WTMs?

- a. Keinerlei Austausch zwischen NLP und angrenzenden Jagdrevieren
- b. Austausch von Informationen

- c. Informelle Treffen und Diskussionen (wenn ja, wie sehen diese aus)
  - d. Formelle Formen des Dialogs (wenn ja, wie sehen diese aus)
  - e. Aktive Zusammenarbeit im Bereich WTM (wenn ja, wie sehen diese Formen der Zusammenarbeit aus?)
79. Wie genau erfolgt die **Abschussplanung im NLP**? Beschreiben Sie, **wer** (z.B. Nationalparkrat, Hegegemeinschaft...) darauf Einfluss hat und **in welchem Maße**.
80. Welche Monitoring-Verfahren werden in den an den NLP angrenzenden Revieren eingesetzt?
- a. Bundeswaldinventur
  - b. Betriebsinventur
  - c. Forstliche Gutachten
  - d. Wildökologische Lebensraumbewertung
  - e. Fütterungszählungen
  - f. Fährtenzählungen
  - g. Konflikt- und Akzeptanzanalysen
  - h. Befragungen von Anwohnern und Akteuren
  - i. ...
81. „**Schutz des Umlandes vor übermäßigen Wildschäden**“ ist ein wichtiges Ziel mit dem die Schalenwildkontrolle in NLPs begründet wird. Aufgrund welcher (Monitoring-)Daten oder Kriterien wird eine „Gefährdung des Umlandes“ in Ihrem Fall festgestellt?
82. Welchen Einfluss hat die „Feststellung der Gefährdung des Umlandes“ auf die Abschussplanung des NLPs. Welchen auf die Abschussplanung der an den NLP angrenzenden Reviere?
83. „**Gefährdung von definierten Schutzziele des NLPs durch Schalenwild**“ ist ein weiteres wesentliches Kriterium zur Begründung der Schalenwildkontrolle im NLP. Wenn der NLP diese Gefährdung feststellt, hat dies einen Einfluss auf die Abschusspläne der an den NLP angrenzenden Jagdreviere?
84. Gibt es zwischen NLP und den angrenzenden Jagdrevieren Regelungen zum Wildschadenersatz?
85. Wenn ja,
- a. auf welche rechtlichen Grundlagen und Daten (wer stellt den Wildschaden auf welche Weise fest) stützt sich eine solche Regelung?
  - b. wer kann Anspruch erheben?

<b>Akzeptanz des Wildtiermanagements</b>
--

86. Wie schätzen Sie die Akzeptanz der Wildtierregulierung im NLP und im Umfeld ein? Welche Maßnahmen werden ergriffen, um die Akzeptanz zu beeinflussen?
87. Wie beurteilen Sie die Beziehung zwischen NLP und der angrenzenden Jägerschaft bzgl. des WTMs (bitte begründen Sie Ihre Einschätzung)?

sehr schlecht	eher schlecht	eher gut	sehr gut	weiß nicht
<input type="checkbox"/>				

88. Wie **bewerten** nach Ihrer Meinung **Jäger aus den angrenzenden Jagdrevieren** das WTM im NLP hinsichtlich (bitte begründen Sie Ihre Einschätzung):

Kriterien	sehr schlecht	eher schlecht	eher gut	sehr gut	weiß nicht
Waidgerechtigkeit	<input type="checkbox"/>				
Tierschutz	<input type="checkbox"/>				
Zielerreichung	<input type="checkbox"/>				
Störungsarmut	<input type="checkbox"/>				
Professionalität der Organisation	<input type="checkbox"/>				
Professionalität der teilnehmenden Jäger	<input type="checkbox"/>				
Transparenz	<input type="checkbox"/>				

**89. Wie bewerten Sie als VertreterIn des NLPs das WTM im Umfeld des NLP hinsichtlich (bitte begründen Sie Ihre Einschätzung):**

Kriterien	sehr schlecht	eher schlecht	eher gut	sehr gut	weiß nicht
Waidgerechtigkeit	<input type="checkbox"/>				
Tierschutz	<input type="checkbox"/>				
Zielerreichung	<input type="checkbox"/>				
Professionalität der Organisation	<input type="checkbox"/>				
Professionalität der teilnehmenden Jäger	<input type="checkbox"/>				
Transparenz	<input type="checkbox"/>				

**90. Welche dieser Kriterien sind dem NLP beim WTM besonders wichtig?**

Kriterien	sehr wichtig	eher wichtig	eher unwichtig	unwichtig	weiß nicht
Waidgerechtigkeit	<input type="checkbox"/>				
Tierschutz	<input type="checkbox"/>				
Zielerreichung	<input type="checkbox"/>				
Störungsarmut	<input type="checkbox"/>				
Professionalität der Organisation	<input type="checkbox"/>				
Professionalität der teilnehmenden Jäger	<input type="checkbox"/>				
Transparenz	<input type="checkbox"/>				

Die folgenden Fragen sind unabhängig vom unmittelbar räumlich angrenzenden Umfeld:

**91. Gibt es Personen, Personengruppen oder Organisationen (insbesondere auch Nicht-Jäger!) die das WTM in Ihrem NLP kritisieren? Welche sind das?**

**92. Wie und wo wird diese Kritik geäußert?**

**93. Wie und mit welchen Methoden reagiert der NLP auf diese Kritik?**

94. Gibt es Personen, Personengruppen oder Organisationen (**insbesondere auch Nicht-Jäger!**) die das WTM in Ihrem NLP *positiv bewerten*? Welche sind das?
95. Wie und wo wird die positive Bewertung geäußert?
96. Gibt es an Ihrem NLP eine Person, Abteilung etc. in deren Stellenbeschreibung der Bereich „Beziehungen zum Umfeld“ (oder eine vergleichbare Formulierung) als Schwerpunkttätigkeit aufgeführt ist? Wenn ja, wer/welche? Wenn nein, wer ist dann für diesen Bereich zuständig?