



SCHRIFTENREIHE AUS DEM NATIONALPARK HARZ - BAND 12

# Waldentwicklung und Wildbestandsregulierung im Nationalpark Harz

TAGUNG 2013 IN DRÜBECK

Nationalpark  
Harz



# Waldentwicklung und Wildbestandsregulierung im Nationalpark Harz

Tagung 2013 in Drübeck

Herausgegeben von der  
Nationalparkverwaltung Harz

Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz

Band 12

**Zitiervorschlag:**

NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ (2014): Waldentwicklung und Wildbestandsregulierung im Nationalpark Harz. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 12. 97 Seiten.

**Impressum**

**Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz**

ISSN 2199-0182

**Herausgeber:**

Nationalparkverwaltung Harz

Lindenallee 35

38855 Wernigerode

[www.nationalpark-harz.de](http://www.nationalpark-harz.de)

Für den Inhalt der Artikel sind ausschließlich die jeweiligen Autoren verantwortlich.

**Redaktion:**

Nationalpark Harz

Dr. Andrea Kirzinger, Ute Springemann

**Titelfoto:** Frank Raimer

1. Auflage 2014

# Inhalt

Vorwort	4
ANDREAS PUSCH Der Nationalpark Harz: Waldentwicklungsperspektiven unter nationalparkspezifischer Wildtierregulierung	5
MICHAEL PETRAK Vom Truppenübungsplatz zum Nationalpark Eifel – etho-ökologische Grundlagen zu Waldentwicklung und Wildtiermanagement	11
PETER MEYER Monitoring der eigendynamischen Gehölzverjüngung in Waldforschungsflächen des Nationalparks Harz (WFF) und niedersächsischen Naturwäldern	27
ANDREAS KESSLING Pionierarbeit zur Dokumentation der Waldentwicklung im Nationalpark Hochharz und die Zusammenführung des Monitorings (Weisergatter & Trakte) im Nationalpark Harz	37
FRANK RAIMER Waldentwicklung und Wildeinfluss – Monitoringergebnisse im Nationalpark Harz sowie Erfahrungen dazu aus Nationalparken in Wildnisgebieten	42
SABINE MANÉ Wildtiermanagement im Nationalpark Harz – Datenerfassung, Analysen und Ergebnisse der Wildbestandsregulierung	65
OLAF SIMON Bewährte Methoden und Monitoring-Verfahren zur Dokumentation von Waldentwicklung und Wildeinfluss	72
MANFRED BAUER Waldentwicklung und Wildtiermanagement im Nationalpark Kellerwald-Edersee	90

# 1. Vorwort

Im Jahr 2013 widmet sich der Nationalpark Harz bei seiner wissenschaftlichen Tagung dem Thema Waldentwicklung und Wildbestandsregulierung. Diese Frage wird in Deutschland bereits seit Jahrzehnten mehr oder weniger intensiv und teilweise sehr emotional behandelt. Seit einigen Jahren konzentriert sich die Diskussion vermehrt auch auf die Großschutzgebiete, in denen der Prozessschutz Vorrang genießt. Hier wird zu Recht darauf verwiesen, dass auch das Wild zur Natur dazugehört und daher eines grundsätzlichen Schutzes bedarf. Dennoch ist ein Verzicht auf jegliche Regulierung von Schalenwildbeständen unter den Voraussetzungen eines Entwicklungsnationalparks in absehbarer Zeit noch nicht vorstellbar.

Der Nationalparkplan für den Nationalpark Harz gibt hier für das Thema den Handlungsrahmen vor:

*„Die grundsätzliche Verpflichtung, im Nationalpark „Natur Natur sein zu lassen“ stößt im Falle des Wildes auf Grenzen, da*

- *der Nationalpark Harz nicht isoliert von seinem Umfeld betrachtet werden kann,*
- *die Zusammensetzung der Wildpopulation nicht mehr naturnah ist und*
- *die Regulationsmechanismen nicht identisch mit denen der ursprünglichen Naturlandschaft sind.“*

Es ist deshalb notwendig, regulierende Eingriffe in die Wildbestände vorzunehmen.

Der Nationalparkplan formuliert die Zielsetzung, die natürlichen Wildtierbestände des Harzes zu erhalten und zu fördern. Sie sind im Rahmen der naturdynamischen Entwicklung und der gesamtökologischen Zusammenhänge wo immer möglich, sich selbst zu überlassen. Auch die dem Jagdrecht unterliegenden Arten sollen sich entwickeln können, soweit die Schutzziele des Nationalparks dies zulassen und keine unzumutbaren Wildschäden im Umfeld des Nationalparks zu befürchten sind.

Das Erreichen dieser Schutzziele ist besonders durch einen zu hohen Rotwildbestand gefährdet. Die Regulierung dieser Wildart hat daher im Nationalpark hohe Priorität.

Die Frage der Notwendigkeit und der Art und Weise von Wildbestandsregulierung in Nationalparks wird dabei gegenwärtig nicht nur in der Fachwelt und der Praxis, sondern zunehmend auch auf politischer Ebene intensiv diskutiert.

Die wissenschaftliche Tagung 2013 des Nationalparks Harz möchte dazu beitragen, den Austausch zu den Themen Waldentwicklung, Wildeinfluss und Wildmanagement, Naturwaldforschung und Monitoring zu vertiefen.

Andreas Pusch  
Nationalparkverwaltung Harz

ANDREAS PUSCH, Wernigerode

# Der Nationalpark Harz: Waldentwicklungsperspektiven unter nationalparkspezifischer Wildtierregulierung

## Zusammenfassung

Die Frage der Zulässigkeit von aktiven Maßnahmen zur Unterstützung der Waldentwicklung und der Wildbestandsregulierung im Nationalpark Harz wird diskutiert. Sowohl die Nationalparkgesetze als auch der Nationalparkplan stellen eine sichere Grundlage für solche Maßnahmen dar. Aufgrund jahrhundertelanger menschlicher Waldbewirtschaftung ist die ursprüngliche Baumartenzusammensetzung stark verändert worden, was zu großflächigen Fichtenreinbeständen auf ehemaligen Buchenstandorten geführt hat. Das wiederum führte zu einem Mangel an Samenbäumen der einheimischen Gehölzarten, der auf einen aus anthropogenen Gründen stark überhöhten Wildbestand trifft. Eine allein natürliche Entwicklung zurück zu naturnahen Wäldern ist unter diesen Bedingungen auch langfristig nicht zu erwarten. Daher werden waldbauliche Initialmaßnahmen zur Unterstützung der Rückkehr ehemals verdrängter Arten, v.a. der Buche, durchgeführt.

In Verbindung mit einer nationalparkspezifischen Wildbestandsregulierung, wird auf diese Weise die zukünftige Entwicklung von ungesteuerten Wäldern unterstützt. Dem Prozessschutz wird bereits heute auf 52 % der Fläche in der Naturdynamikzone Vorrang eingeräumt, bis zum Jahr 2022 soll diese Zone auf 75 % ausgeweitet werden.

Die Frage, ob Waldentwicklungsmaßnahmen und Wildtierregulierung in Nationalparks überhaupt durchgeführt werden dürfen oder müssen, ist durchaus zulässig. Da der Hauptzweck in Nationalparks, also auch im Nationalpark Harz, der Prozessschutz ist, müssen alle steuernden Eingriffe nach Fläche und Zeit begrenzt und gut begründet sein.

Auch die einheimischen Säugetierarten, die dem Jagdgesetz unterliegen, sind selbstverständlich Teil unserer natürlichen Umgebung.

Zur Erläuterung, warum dennoch im Nationalpark Harz auf größeren Flächen sowohl mit waldbaulichen als auch mit jagdlichen Maßnahmen gearbeitet wird, müssen wir in aller Kürze einen Blick auf die Waldgeschichte werfen. Der Harz wurde als relativ raues und unzugängliches Mittelgebirge erst spät in nennenswertem Ausmaß durch den Menschen für sich erschlossen. Große Erzfunde waren es, die die Entwicklung des Bergbaus und damit die Besiedlung förderten. Damit einher ging ein enormer Holzbedarf, der zunächst durch unregelmäßige Nutzung gedeckt wurde. Nachdem ein immer stärker werdender Holz-mangel zur Beeinträchtigung des Bergbaus führte, kam es auch im Harz relativ früh zur Einführung einer nachhaltigen Holzbewirtschaftung, bei der langfristig nicht mehr genutzt wird, als nachwächst. Die Entwicklung dieser Art der Waldwirtschaft war zweifellos eine historisch bemerkenswerte Leistung. Dennoch kam es in ihrer Folge zu einer dramatischen Verschiebung der Baumartenzusammensetzung, die sich auch auf den Nationalparkflächen sehr deutlich zeigt. Während unter Berücksichtigung der standörtlichen Verhältnisse ein Nadelbaumanteil von ca. einem Drittel zu erwarten wäre, liegt er zurzeit bei ca. 82 %. Profitiert hat von dieser Entwicklung vor allem die Fichte, die vor dem Einfluss des wirtschaftenden Menschen ursprünglich nur in den Hochlagen des Harzes beheimatet war. Aufgrund ihrer hohen Wuchsleistung, ihrer einfachen waldbaulichen Behandlung und des leicht zu lagernden und zu transportierenden Saatgutes wurde sie auf riesigen Flächen im Reinbestand

angebaut, wo vorher natürliche Laubbaumbestände wuchsen, die von der Buche dominiert waren.

Der Nationalpark Harz ist also geprägt von tiefgreifenden anthropogenen Veränderungen des Waldzustandes. Sehr naturnahe Fichtenwälder in den Hochlagen und Buchenwälder in den tieferen Lagen werden durch strukturarme und naturferne Fichtenbestände getrennt, die auf großer Fläche nur noch minimale Reste der ursprünglichen Bewaldung aufweisen. Hier sind Initialmaßnahmen nötig, die es der Natur erst wieder ermöglichen, die zukünftigen Waldgenerationen mit allen standorthemischen Laubbaumarten, vor allem der Buche, zu formen. Die Schere zwischen dem ausgeprägten Mangel an Samenbäumen einerseits und der intensiven Einwirkung von Rot- und Rehwild auf die natürliche Waldverjüngung andererseits hat sich so weit geöffnet, dass eine rein natürliche Entwicklung in Richtung höherer Naturnähe auch bei großer Geduld nicht zu erwarten ist. Der Nationalpark Harz kann unter diesen Voraussetzungen als Entwicklungsnationalpark bezeichnet werden.

Es stellt sich die Frage, warum in unseren Wäldern heutzutage ein derart starker Einfluss der Wildtiere auf die Vegetationsentwicklung festzustellen ist. Dafür sind mehrere Faktoren ausschlaggebend:

- Die Wilddichte ist durch ein ungewöhnlich reiches Nahrungsangebot erhöht. Im Gegensatz zu den ehemals dunklen Harzwäldern stellt die offene Kulturlandschaft wesentlich mehr Äsung bereit.
- Zusätzlich wird auf großer Fläche der frühere Winterengpass durch Fütterung weitgehend ausgeschaltet.
- Störungen in den Einstandsgebieten vermindern die ungestörte Nahrungsaufnahme auf Freiflächen und verstärken so die Auswirkungen im Wald.
- Die natürliche winterliche Wanderung vor allem des Rotwildes aus dem Harz in das Vorland ist bei der heutigen Besiedlung und dem Wegfall der ehemaligen Winterstände weitgehend unterbunden. Das verlängert die zeitliche Belastung der Vegetation durch Verbiss.
- Schließlich ist von den ehemals im Harz heimischen Prädatoren Bär, Wolf und Luchs nur der letztgenannte seit einigen Jahren wieder vertreten.

Obwohl der Luchs inzwischen wieder im gesamten Harz verbreitet ist, übt er nur eine begrenzte Regulationswirkung aus. Aufgrund seiner territorialen Lebensweise wächst seine Dichte nicht auf ein Niveau, das eine ausreichende Dezimierung der hohen Wildbestände bewirken könnte.

Die Waldentwicklungsmaßnahmen müssen daher durch effektive Wildbestandsregulierung begleitet werden. Starker Verbiss, letales Schälen und Fegen führen sonst nicht nur zur

Gefährdung getätigter Investitionen, sondern auch zur weitgehenden Entmischung von natürlicher Waldverjüngung. Dies steht im Einvernehmen mit der Praxis in anderen deutschen Nationalparks und spiegelt sich im Positionspapier der Arbeitsgemeinschaft deutscher Nationalparke wider, in dem es u.a. heißt: „Überhöhte Schalenwildbestände stellen daher einen vom Menschen verursachten Faktor dar, der dem Prozessschutz in Nationalparks entgegensteht und die natürliche Artenzusammensetzung negativ beeinflussen kann“.

Die Wildtierregulierung im Nationalpark Harz unterscheidet sich dabei deutlich von der herkömmlichen Jagdausübung, vor allem durch folgende Merkmale:

- Es gibt keine Trophäenjagd.
- Trophäen werden nach der Erlegung entwertet und nicht ausgegeben.
- Es werden nur relevante Arten reguliert.
- Hauptzielart ist das Rotwild. Rehwild und Schwarzwild (v.a. im Umfeld der Ortschaften und Felder) wird mit bejagt, ebenso Waschbär und Marderhund. Muffelwild und Damwild wird bei Auftreten möglichst sofort erlegt, Füchse nur im Ausnahmefall, z.B. in der Nähe des Auerhuhn-Schaugesheges.
- Eine wirtschaftliche Zielstellung ist ausgeschlossen.
- Es gibt keine Verpachtungen, entgeltliche Jagderlaubnisse oder ähnliches.
- Die Einzeljagd wurde eingestellt.
- Es werden gemeinschaftliche Ansitz- und Bewegungsjagden durchgeführt.
- Verkürzte Jagdzeit gegenüber den gesetzlichen Jagdzeiten.
- Z.Zt. beginnt die Regulierung im August, Jagdpause vom 15.-25. September und Ende der Regulierung am 15. Dezember (in den tieferen Lagen Ausnahmen möglich)

Im Nationalpark Harz gibt es ein intensives begleitendes Monitoring zur Beobachtung der Vegetations- und der Wildbestandsentwicklung.

Die Frage, wie lange die Waldentwicklung noch durch Regulierungsmaßnahmen begleitet werden muss, ist noch nicht zu beantworten. Grundsätzlich wird angestrebt, auch hier auf lange Sicht die menschliche Steuerung aufzugeben. Es darf jedoch nicht außer Acht gelassen werden, dass der Nationalpark nicht isoliert als Insel im Harz liegt, sondern eine lange gemeinsame Außengrenze (157 km!) mit benachbarten Wirtschaftswäldern hat. Regelmäßige jahreszeitliche Wanderungen des Wildes über die Grenze sind die Regel, so dass es bei Aufgabe der Regulierung im Nationalpark nicht nur zu übermäßigen Schäden im Wirtschaftswald, sondern auch zu erneuten Konzentrationen in einem evtl. „ruhiggestellten“ Schutzgebiet kommen würde.

Die natürlichen Rahmenbedingungen im Harz sind also als Ausgangslage für Prozessschutz schwierig. Vor diesem Hintergrund ist es eine wichtige Aufgabe, die gesamte Waldbehandlung nach einem schlüssigen Konzept durchzuführen. Die Entwicklung dieses Konzeptes soll daher kurz betrachtet werden.

Ausgangslage war die Zusammenlegung der beiden Vorgängerschutzgebiete zum ersten länderübergreifenden Nationalpark in Deutschland zu Beginn des Jahres 2006.

Die beiden inhaltsgleichen Nationalparkgesetze der Länder Niedersachsen und Sachsen-Anhalt geben den Rahmen für die Waldbehandlung vor. Hier wird der Prozessschutz als vorrangiger Schutzzweck festgeschrieben. Weiterer Zweck ist es, „die Voraussetzungen für eine natürliche Wiederbesiedlung aus dem Gebiet ganz oder überwiegend verdrängter Pflanzen- und Tierarten zu schaffen“. Hierunter fällt an erster Stelle die Baumart Buche.

Weiter legen die Gesetze fest: „Naturentwicklungszonen sind Flächen, die durch nicht auf Bewirtschaftung oder dauerhafte Steuerung ausgerichtete Biotopinstandsetzung- und Renaturierungsmaßnahmen und die dadurch bewirkte Steigerung der Naturnähe vorhandener Ökosysteme zu Naturdynamikzonen entwickelt werden“. Damit wird der wichtige Begriff der Naturnähe eingeführt und der Rahmen für die waldbaulichen Maßnahmen gesetzt, der anschließend von der Nationalparkverwaltung auszufüllen war. Gleichzeitig wurde die Zonierung der Nationalparkfläche vorgegeben.

Die Gesetze gaben außerdem vor, fünf Jahre nach der Fusion einen gemeinsamen Nationalparkplan zu erstellen. Dieser gutachtliche Fachplan ist die Richtlinie für alle fachlichen Aktivitäten der Verwaltung und stellt damit auch die Basis für die Maßnahmen der Waldentwicklung dar.

Im Vorfeld war es erforderlich, eine gemeinsame Vorstellung über die Art des waldbaulichen Vorgehens zu bekommen, das zur Erfüllung der gesetzlichen Vorgaben notwendig ist. Dabei musste die unterschiedliche Herangehensweise in den beiden alten Nationalparks beachtet werden. Es gab zunächst umfangreiche interne Diskussionen mit vielen Bereisungen zu allen denkbaren Ausgangslagen. Ebenso wurden die sich entwickelnden Vorstellungen mit externen Fachleuten besprochen. So gab es u.a. zwei Fachtagungen, deren Ergebnisse in der Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz veröffentlicht wurden („Walddynamik und Waldumbau in den Entwicklungszonen von Nationalparks“ (Band 2) und „Tun und Lassen im Naturschutz“ (Band 3).

Die sich immer weiter konkretisierenden Vorstellungen wurden dann intensiv mit dem Wissenschaftlichen Beirat des Nationalparks abgestimmt, in dem 12 Fachleute aus allen wichtigen Disziplinen vertreten sind. Er billigte dann auch die inzwischen zum Entwurf gereiften Vorstellungen zum Nationalparkplan. Als letztes folgte die Abstimmung mit dem Nationalparkbeirat,

der mit seinen 40 Mitgliedern alle Kommunen und sonstige Interessenvertreter der Region repräsentiert.

Seit Anfang 2011 ist der Nationalparkplan in Kraft und bildet eine solide abgestimmte Arbeitsgrundlage für die Nationalparkverwaltung Harz.

*Wie sehen die aktiven Maßnahmen in der Fläche des Schutzgebietes nun aus?*

Dazu müssen wir nach den drei unterschiedlichen Zonen unterscheiden, die bei der Gebietsgliederung des Parks eingerichtet wurden:

In der „Naturdynamikzone“ (= Kernzone) wird der Prozessschutz umgesetzt, d.h. hier werden keine steuernden Maßnahmen mehr durchgeführt, nur die Verkehrssicherungspflicht entlang öffentlicher Verkehrswege und an besonderen Besucherschwerpunkten wird erfüllt. Auch Störungen wie Windwürfe oder Borkenkäferwirkungen werden toleriert. Sie tragen aktuell bereits an vielen Stellen zur Strukturierung und natürlichen Entwicklung der Wälder bei (Abbildung 1).



Abbildung 1: Strukturierung in einem Fichten-Buchenmischbestand nach Borkenkäferbefall der Fichten in der Naturdynamikzone

Nur in einem Grenzstreifen von ca. 500 m Breite wird die Käferentwicklung bekämpft, um benachbarte Wirtschaftswälder nicht zu beeinträchtigen. Die Naturdynamikzone umfasst 52 % (Stand 2011). Alle fünf Jahre erfolgt eine Fortschreibung der Zonierung, wobei keine Entlassungen aus der Kernzone stattfinden. Der Weg in die Naturdynamik ist eine „Einbahnstraße“!

In der „Nutzungszone“ werden als Ausnahme auch gezielte Artenschutzmaßnahmen durchgeführt. Es handelt sich dabei vor allem um die Pflege ausgewählter Bergwiesen, die durch Mahd oder Beweidung unterhalten werden. Die Zone umfasst ca. 1 % der Nationalpark-Fläche und enthält auch Bereiche mit der Sondernutzung Erholungsverkehr.



In der „Naturentwicklungszone“ werden die entscheidenden Initialmaßnahmen durchgeführt, die zur Förderung von Naturdynamik und Naturnähe erforderlich sind. 47 % der Nationalparkfläche entfallen auf diese Kategorie. Art und Umfang der hier durchgeführten waldbaulichen Maßnahmen entscheiden darüber, wie in der Zeit nach Beendigung der Eingriffe die Ausgangslage für eine Waldentwicklung ist, die in der Zukunft ohne menschliche Steuerung ablaufen soll.

Am wichtigsten sind dabei Pflegemaßnahmen in den Fichtenforsten, mit deren Hilfe die Struktur in den monotonen, meist gleichaltrigen Reinbeständen erhöht und damit gleichzeitig das Lichtangebot am Waldboden verbessert wird. Das ist die entscheidende Vorbereitung für die Pflanzung standortheimischer Laubbaumarten, wobei die Buche mit Abstand die wichtigste Rolle spielt. Darüber hinaus werden in Beständen mit einem Restvorkommen standortheimischer Laubbäume Eingriffe zu deren Förderung durchgeführt, um das Potenzial dieser Bäume für die zukünftige natürliche Waldverjüngung zu nutzen. Alle Durchforstungen dienen dabei ausschließlich naturschutzfachlichen Zielen. Holzernte aus wirtschaftlicher Motivation ist im Nationalpark ausgeschlossen. Es wird langfristig keine Nutzung im Nationalpark geben, wenn die Initialmaßnahmen abgeschlossen sind.

Obwohl viele Initialmaßnahmen im Nationalpark mit waldbaulichen Verfahren im Wirtschaftswald vergleichbar sind, unterscheiden sich die Ziele doch entscheidend. Es geht im Schutzgebiet nicht um die Etablierung von Zielbeständen mit bestmöglichem Wertzuwachs auf dem gegebenen Standort, wie das in der Waldwirtschaft legitim ist. Alle Maßnahmen sind darauf ausgerichtet, die Startmöglichkeiten für eine Entwicklung in Richtung höherer Naturnähe zu verbessern. Dafür ist die wichtigste Voraussetzung, die in der Vergangenheit verdrängten Baumarten wieder in einem Umfang zu etablieren, der eine natürliche Vermehrung in der Zukunft erwarten lässt. Die Hauptzielart ist hierbei eindeutig die Buche, die am stärksten von allen heimischen Baumarten zurückgedrängt wurde. Sie ist auf nur noch 7 % ihrer ursprünglichen Standorte zurückgedrängt und nur noch etwa 0,1 % ihrer Bestände können als Urwald gelten. Dabei ist die Bedeutung dieser Baumart nicht hoch genug einzuschätzen. Sie hat die weltweit einzigartige Fähigkeit, in ihrem angestammten Verbreitungsgebiet alle anderen Baumarten zu dominieren, solange die Standorte nicht extreme Bedingungen aufweisen. Damit war sie in der Lage, das Erscheinungsbild Mitteleuropas entscheidend zu prägen. Es kam daher völlig zu Recht zur Ausweisung von UNESCO-Weltnaturerbeflächen in den Karpaten, die im Jahr 2011 um Wälder in fünf deutschen Schutzgebieten erweitert wurden und nunmehr unter der Bezeichnung „Buchenurwälder der Karpaten und Alte Buchenwälder Deutschlands“ registriert sind.

Dennoch wird im Nationalpark Harz keine künstliche Etablierung von Buchenreinbeständen angestrebt. Um den Prozess-

schutz auch außerhalb der Naturdynamikzone in Teilbereichen zuzulassen, wird in allen Beständen, in denen waldbauliche Maßnahmen durchgeführt werden, mindestens ein Drittel der Gesamtfläche nicht behandelt.

Die Einbringung der Buche und anderer Laubbaumarten erfolgt dabei in der Regel als Unterbau unter aufgelichteten Schirm älterer Fichten. Nach gesichertem Anwuchs und Überstehen der Jugendgefahren kann nach einer letzten Nachlichtung die Fläche in die Naturdynamikzone entlassen werden. Eine weitere Behandlung findet dann nicht mehr statt. Eine Räumung des verbleibenden Fichtenüberhalts über den jungen Buchen erfolgt nicht, da dies aus waldbaulichen Gründen nicht erforderlich ist. Auf diese Weise sind in den zurückliegenden Jahren bereits umfangreiche Flächen von der Naturentwicklungs- in die Naturdynamikzone entlassen worden. Zum Zeitpunkt des gemeinsamen Starts als länderübergreifendes Schutzgebiet im Jahr 2006 umfasste diese „Kernzone“ 41 % mit sehr vielen Lücken, die einen eigentlichen Kern kaum erkennen ließen. Die waldbaulichen Maßnahmen zielen darauf ab, eine Arrondierung dieser Zone zu erreichen und dabei die Gesamtfläche für den Prozessschutz zu erhöhen. Im Jahr 2011 konnten bereits 52 % dieser Kategorie zugeordnet werden und der Gesamteindruck einer Kernzone war erheblich verbessert (Abbildung 2).

Damit konnte ein wichtiger Zwischenschritt auf dem im Nationalparkplan festgelegten Ziel getan werden. Bis zum Jahr 2022 soll der Anteil der Naturdynamikzone auf 75 % gesteigert werden. Zur Erreichung dieser Vorgabe sind bis dahin weitere große Anstrengungen erforderlich. Dabei ist vor allem ein Faktor nicht kalkulierbar: das waldbauliche Handeln wurde und wird auch zukünftig stark von der Entwicklung der Borkenkäfer beeinflusst. Die Massenvermehrung des Buchdruckers hat, beginnend im Jahr 2006, die Waldbehandlung stark bestimmt. Der Schutz benachbarter Wirtschaftswälder erforderte eine konsequente Entnahme aller befallenen Fichten im Sicherheitsstreifen an der Außengrenze des Nationalparks. Nur so ist es möglich, regional und politisch die notwendige Akzeptanz für das Zulassen der Käferwirkungen in der Kernzone zu erreichen. Wie stark der Einfluss des Käfers war, zeigt Abbildung 3, in der die Holznutzungen von 2006 bis 2012 dargestellt sind, jeweils mit dem Anteil an „Schadholz“, das im Wesentlichen käferbedingt war.

Diese Holzmenge fielen aber nicht ausschließlich an der Außengrenze an. In ausgewählten Bereichen wird, entsprechend dem Konzept zum Borkenkäfermanagement, ebenfalls versucht, die Käferentwicklung zu bremsen. Das ist dann der Fall, wenn größere Fichtenkomplexe noch so lange gehalten werden sollen, bis ein Unterpflanzen mit Buche zumindest in Teilbereichen gesichert ist. Damit können die jungen Pflanzen noch den wichtigen Schutz des Altbestandes genießen, der eine deutlich bessere Jugendentwicklung und verbesserte Konkurrenzkraft gegenüber der allgegenwärtigen Fichtenverjüngung bietet.

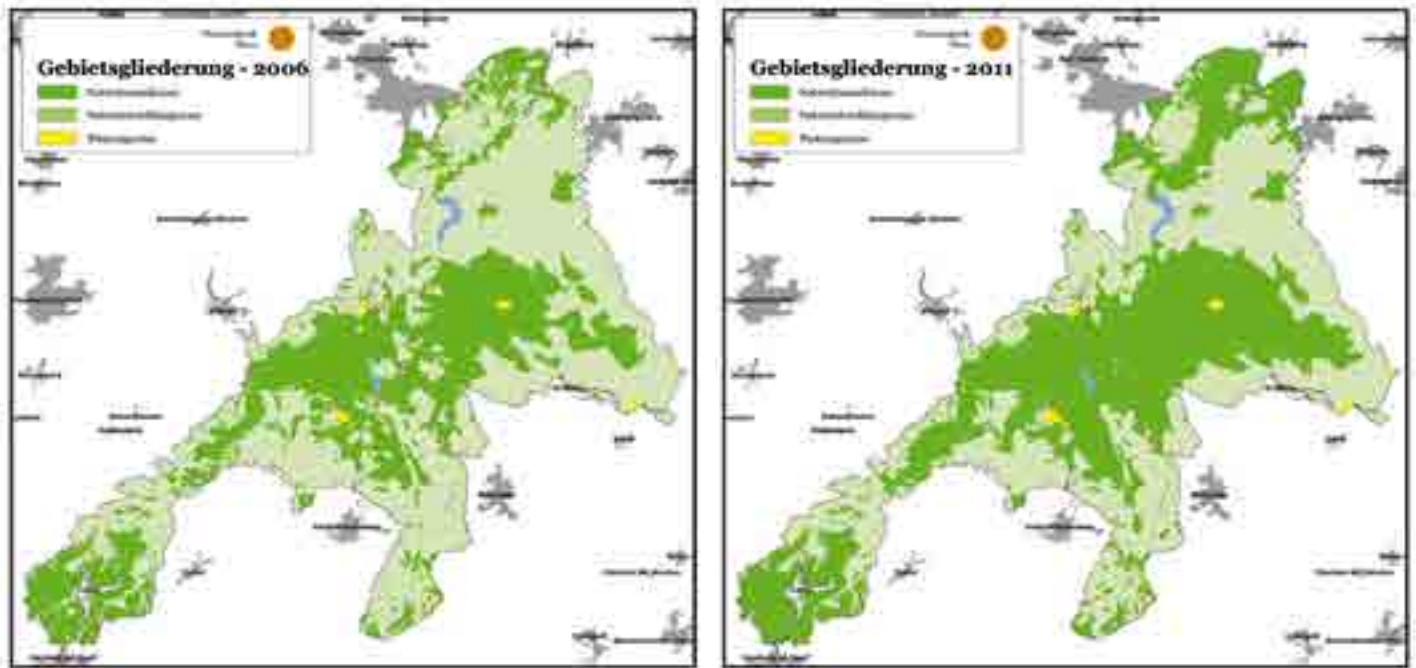


Abbildung 2: Gebietsgliederung 2006 und 2011 im Nationalpark Harz

Nach den hohen Nutzungen 2007 und 2008 regelte sich die anfallende Holzmenge wieder auf Normalniveau ein, nachdem die Käfergradation offensichtlich ihren Höhepunkt überschritten hatte.

Wie sich die weitere Entwicklung gestalten wird, kann noch nicht sicher eingeschätzt werden. Der starke Einfluss der Witterung auf die Vitalität der Fichten und damit ihre Widerstandskraft gegenüber dem Käfer macht eine sichere Prognose unmöglich. Dennoch wurde nach dem Abklingen des Käferinflusses auf die Waldentwicklung eine neue Planung erstellt, die ein Erreichen des Zieles von 75 % Prozessschutz ermöglicht. Wichtig ist dabei die Sicherstellung einer ausreichend großen Pflanzfläche an Buche in den großen Fichtenreinbeständen, die natürlich von der Gesamtpflanzanzahl abhängt. Abbildung 4

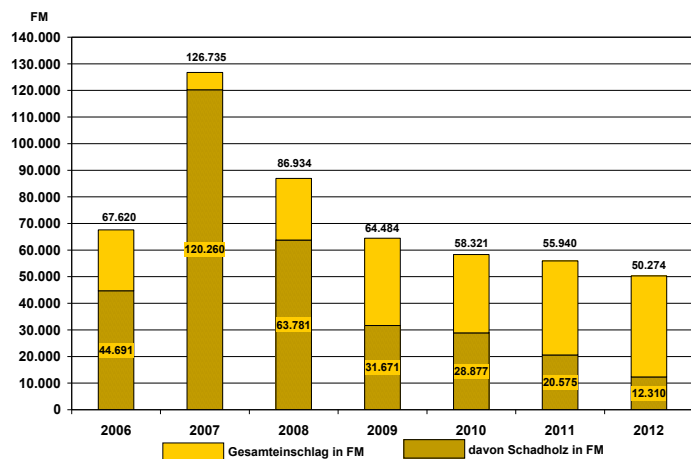


Abbildung 3: Holznutzungen von 2006 bis 2012 im Nationalpark Harz (Angaben in Festmeter (FM))

zeigt die Zahl gepflanzter Laubbäume (vor allem Buche) in den Jahren 2006/2007 bis 2013.

Aus der Aktualisierung des Aufgabenvolumens resultiert folgende Herangehensweise für die Waldentwicklungsmaßnahmen der kommenden Jahre bis 2022.

- Auf ca. 500 ha Fichtenreinbestandsfläche sollen jährlich Initialmaßnahmen durchgeführt werden, um ca. 2 % der Gesamtfläche von der Naturentwicklungs- in die Naturdynamikzone überführen zu können.
- Nach den Erfahrungen mit der Regel, nach der mindestens ein Drittel der Fläche unbehandelt bleibt, wird in der Praxis durchschnittlich nur ungefähr die Hälfte der Gesamtfläche durchforstet und bepflanzt, d.h. 250 ha jährlich.
- Das erfordert wiederum die jährliche Pflanzung von ca. 380.000 Buchen. Dabei ist eine Pflanzanzahl von 1.400-1.600 Stck./ha unterstellt. Diese Zahl liegt erheblich unter den Vorgaben für Buchenkulturen in Wirtschaftswäldern, was aber vertretbar ist, da im Nationalpark nur die Entwicklung vitaler Bäume als Samenbäume für zukünftige Waldge-

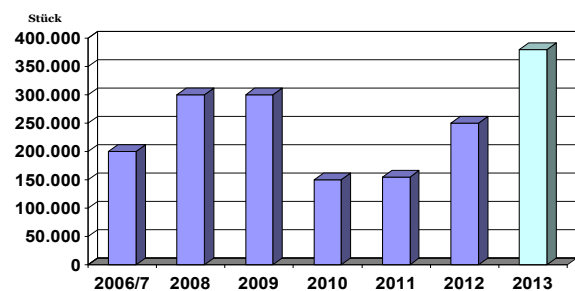


Abbildung 4: Pflanzanzahlen für Laubholzpflanzungen in der Waldentwicklung im Nationalpark Harz

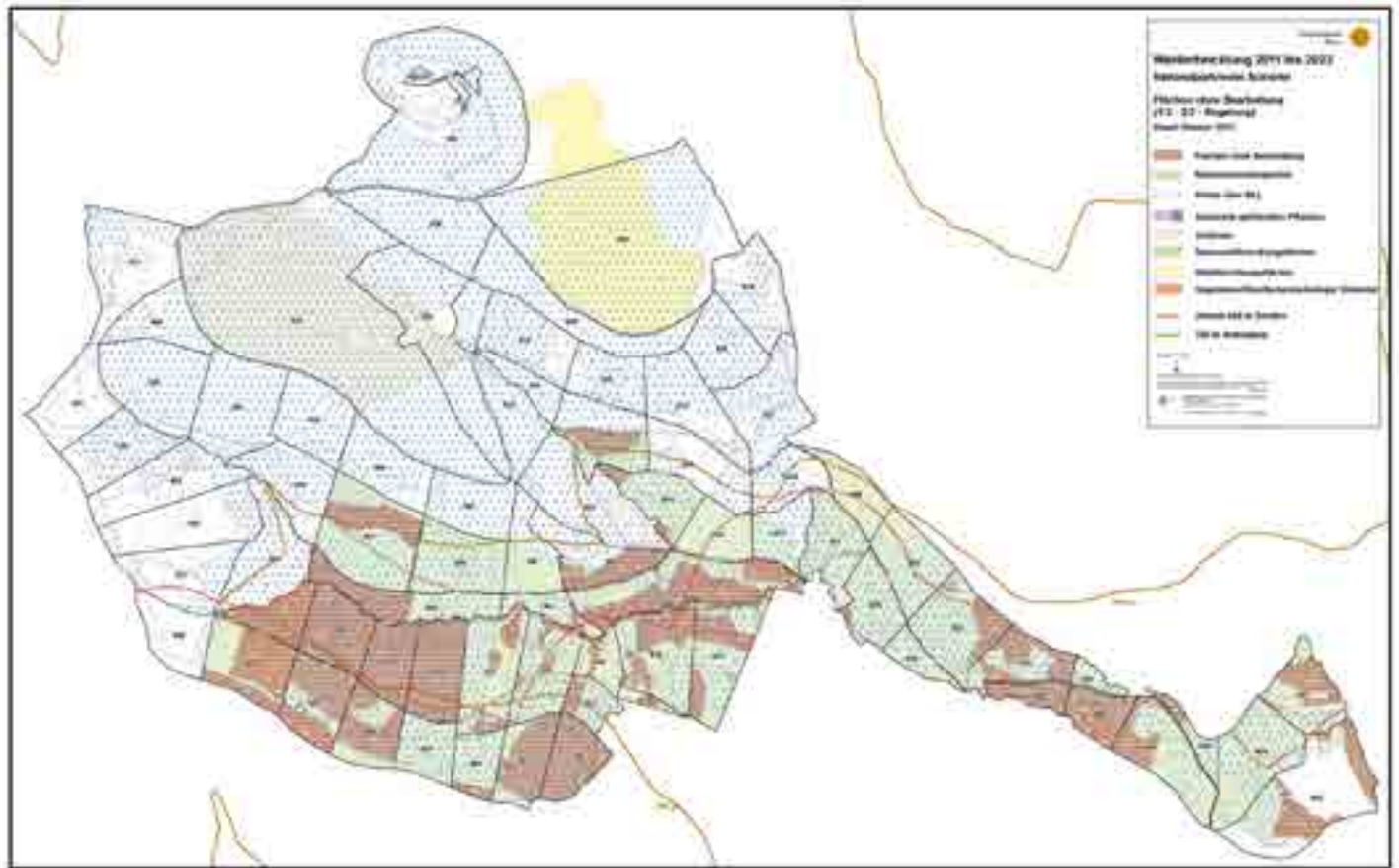


Abbildung 5: Karte der Waldentwicklung, Revier Schierke (Stand Oktober 2013)

nerationen wichtig ist. Gute Stammqualität oder Astfreiheit sind im Schutzgebiet keine wichtigen Kriterien, da die Bäume nicht der Holzproduktion dienen.

Die zu behandelnden Flächen werden in Revierbereisungen festgelegt und kartografisch dokumentiert. Dabei werden auch die nicht zu behandelnden Flächen dauerhaft festgelegt, womit die Wirkung als „vorgezogene Prozessschutzfläche“ gesichert ist. Naturschutzrelevante Angaben wie z.B. das Vorkommen gefährdeter Arten oder besonders sensibler Standorte, sind nach interner Abstimmung der Maßnahmenplanung mit dem Fachbereich Naturschutz, Forschung und Dokumentation ebenfalls in der Karte zu finden. Ein Beispiel für eine solche „Karte der Waldentwicklung“ zeigt die Abbildung 5.

Als Fazit für die Perspektiven der Waldentwicklung bleibt festzuhalten:

Aktive Maßnahmen der Waldentwicklung bleiben ein wichtiger Arbeitsschwerpunkt, mindestens bis zum Jahr 2022. Wenn die dafür notwendigen Ressourcen zur Verfügung stehen, ist das Ziel von 75 % Prozessschutz im Nationalpark Harz zu diesem Zeitpunkt zu erreichen. Zwingend notwendig bleibt die Begleitung der Waldentwicklung durch eine effektive Wildbestandsregulierung.

Unter dieser Voraussetzung wird die Entstehung von Urwäldern aus zweiter Hand langfristig gelingen.

**Anschrift des Autors:**

Andreas Pusch  
Nationalpark Harz  
Lindenallee 35  
38855 Wernigerode  
pusch@nationalpark-harz.de

MICHAEL PETRAK, Bonn

# Vom Truppenübungsplatz zum Nationalpark Eifel – etho-ökologische Grundlagen zu Waldentwicklung und Wildtiermanagement

## 1. Einleitung

Die Etho-Ökologie oder Verhaltensökologie untersucht die Auswirkungen der Umwelt auf das Verhalten genauso wie die Bedeutung des Wildtierverhaltens für den Lebensraum. Die Langzeitstudie zum Rotwild im deutsch-belgischen Grenzgebiet in der Nordwesteifel „Pilotprojekt Monschau-Elsenborn“ (SIMON et al. 2008) erhält ihren besonderen Wert dadurch, dass die Untersuchungen in einem naturräumlich einheitlichen Raum erfolgen, der heute Teile des Nationalparks Eifel umfasst und damit eine ausgezeichnete Referenzbasis für die Beurteilung im Entwicklungs-Nationalpark Eifel bietet. Ausgangspunkt für den Nationalpark Eifel war der Abzug der belgischen Streitkräfte zum 1.1.2006. Die militärische Nutzung bietet hinsichtlich der guten Kalkulierbarkeit für Wildtiere wichtige Anhaltspunkte für die Besucherlenkung im Nationalpark. Eindrucksvoll ist die Tatsache, dass die Belastung für die sensiblen Lebensräume der Schluchtwälder, in denen seit Jahrzehnten, d.h. auch zur Zeit der militärischen Nutzung nicht gejagt wurde, zur Zeit der militärischen Nutzung geringer war als heute unter den Bedingungen des Nationalparks (PETRAK 2012b). Ergebnisse zur Waldentwicklung und Wildtiermanagement werden exemplarisch mit einem Schwerpunkt auf den methodischen Grundlagen vorgestellt. Auch numerisch hohe Wildbestände haben an der Masse der Öko-Systeme nur einen geringen Anteil. Für die Wechselbeziehungen zwischen großen Wildtieren und Wald sind wesentliche Kenngrößen vorhandenes Offenland im Lebensraum und seine tatsächliche Verfügbarkeit. Damit kommt hinsichtlich des Einflusses auf die Vegetationsentwicklung neben der Wildbestandsregulierung der Steuerung des Verhaltens eine Schlüsselrolle zu. Die Grundkonzeptionen zum Wildmanagement werden gemeinsam mit allen Betroffenen und Beteiligten entwickelt (FJW 2003, LÖBF 2005) und die Konzeption im Interesse der Transparenz frühzeitig veröffentlicht (PETRAK 2004, 2012a).

## 2. Der Nationalpark Eifel

Das Gebiet des Pilotprojektes Monschau-Elsenborn (SIMON et al. 2008) und der rund 110 qkm große Nationalpark gehören zur Nordeifel. Mit Höhenlagen von 180 m ü. NHN an der Nordgrenze im Gebiet des mittleren Rurtales bis über 635 m ü. NHN im Monschau-Hellenthaler Wald im Süden reicht der Nationalpark von der kollinen bis zur montanen Höhenstufe (Abbildung 1).

Der Nationalpark umfasst wesentliche Teile bzw. vollständig die naturräumlichen Untereinheiten „Monschau-Hellenthaler Wald“, „Monschauer-Heckenland“, „Dreiborner Hochfläche“ - dieses Gebiet entspricht dem früheren Truppenübungsplatz Vogelsang im Wesentlichen – „Urft - und Oleftal“, „Kermeter“ und „Mittleres Urfttal“ der Landschaftseinheit der Rureifel.

Die Landschaftseinheit der Rureifel ist eine tief zertalte Hochfläche, die geologisch durch das Devon geprägt ist. Der Jahresniederschlag nimmt von Ost nach West von 600-700 auf über 1200 mm zu. Das Jahresmittel der Temperatur liegt zwischen 7,5 und 6 °C auf den zwischen 650 und 400 m ü. NHN liegenden Hochflächen und bei 8,5 °C in den zwischen 200 und 300 m ü. NHN liegenden Tälern. Die Januarwerte liegen entsprechend zwischen 15,5 und 14 bzw. bei 16,5 °C. Niedrigere Temperaturen und höhere Niederschläge bedeuten raueres Klima. Das Klima wird vom Mittleren Rurtal über Kermeter, Urft- und Oleftal und die Dreiborner Hochfläche zum Monschau-Hellenthaler Wald und zum Monschauer Heckenland deutlich kühler und regenreicher. Diese Unterschiede setzen wesentliche Rahmenbedingungen für die Raumnutzung des Wildes. Das Klima des Nationalparks wird bestimmt durch den Höhengradienten von fast 450 m und die Lage im Regenschatten des bis zu 700 m ü. NHN reichenden Hohen Venns im Westen.



Abbildung 1: Lage des grenzüberschreitenden Projektgebietes Monschau-Elsenborn und des Nationalparks Eifel in der Nordwesteifel

Der Nationalpark wird aus Sicht der großen Wildtierarten geprägt durch:

- großflächige Laubwälder mit Rotbuchen und Traubeneichen von allem im Norden sowie im Westen,
- ausgedehnte Offenlandflächen auf der Dreiborner Hochfläche, d.h. dem zentral gelegenen ehemaligen Truppenübungsplatz Vogelsang,
- Fichtenwälder im Süden im Raum Wahlerscheid und von Wald-Kiefern geprägte Wälder im Bereich Gemünd auf dem Buntsandstein,
- zahlreiche Bachtäler mit Auenwäldern, Blockschutt- und Schluchtwäldern und artenreiche Grünlandgemeinschaften,
- Talsperren, die das Gebiet gliedern, und Sonderbiotope wie Felsen und Moore.

Im angrenzenden belgischen Gebiet sind Lebensräume neben den Waldgesellschaften wesentlich geprägt durch die offenen Täler des Naturschutzgebietes Vallée de la Schwalm und die Lebensräume des Pilotprojektes Monschau-Elsenborn.

### 3. Monitoring-Methodik und Ergebnisse anhand ausgewählter Beispiele

#### 3.1 Monitoring zu Wild und Vegetation

Das Monitoring schließt an das generelle Vegetationsmonitoring und nutzt insbesondere die Projektflächen der Landeswaldinventur (Abbildung 2).

##### 3.1.1 Methodik der Vegetationsaufnahme

###### Vegetationsaufnahme

Die Methodik der Vegetationsaufnahmen folgt allgemeinen Standards und schließt sich insbesondere den landesweiten Monitoringstandards an, so dass Kompatibilität mit anderen Dauerbeobachtungen zur Vegetation gegeben ist (naturschutzfachliche Untersuchungen, Naturwaldzellenerhebungen, Permanente Stichprobeninventur, etc.).

Die allgemeinen Angaben zu jeder Weiserfläche bei Erstanlage umfassen die genaue Kennzeichnung der Fläche (Projekt-ID, Landeswaldinventur (LWI)-Probepunkt -ID), Datum, Höhe ü. NHN, Exposition, Geländeform, Gestein und Boden sowie die Einstufung der Standortskartierung und Aussagen zur aktuellen Pflanzengesellschaft sowie zum Bestand. Zu den Kopfdaten

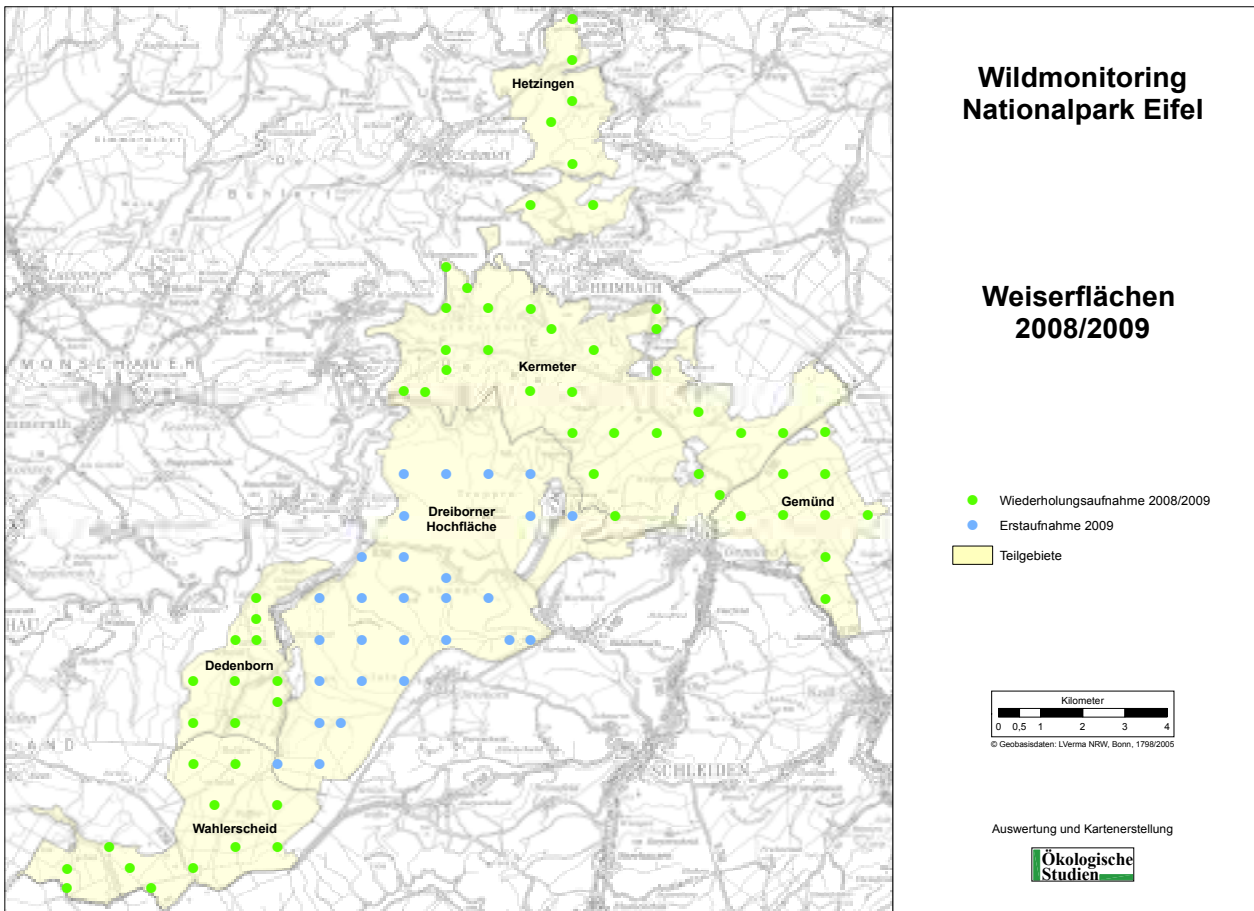


Abbildung 2: Weiserflächenpaare gezäunt/ungezäunt im Nationalpark Eifel

zählen des weiteren Aufnahmedatum, Aufnahme-Nr., Name des Bearbeiters und die Angabe der phänologischen Jahreszeit. Bei der Vegetationsaufnahme werden die Deckungsgrade der Kraut-, Strauch 1-, Strauch 2-, Baum- und 1. bzw. einziger Baumschicht geschätzt. Für alle Arten wird der Deckungsgrad und die Beäsung differenziert nach Schichten geschätzt. Die Schichtangaben für holzige Arten sind folgendermaßen definiert: Krautschicht: 0 - 0,50 m Höhe. Strauchschicht 1 : 0,50 - 1,50 m Höhe, Strauchschicht 2 : 1,50 - 6,0 m Höhe. Die Schätzung der Deckungsgrade erfolgt stufenlos in Prozent (%). Pflanzen, die weniger als 1% der Fläche decken, werden mit 0,5 angegeben. Zusätzlich wird die Äsungszahl angegeben: Die Äsungszahl ist ein Maß für die Menge der aufgenommenen Teile einer Pflanzenart, (Abbildung 3). Geschätzt wird dabei der Prozentanteil der abgebissenen Sprosse, Wurzeln und Blätter unter Bezug auf die Gesamtpflanzen. Die Angaben beziehen sich auf die gesamte Probestfläche.

Die Ansprache der Äsungszahl erfolgt in 6 Stufen:

- 0 = keine Pflanzen beäst,
- 1 = bis 5 % aller Wurzeln, Sprossen und Blätter abgeäst,
- 2 = 5 - 25 % aller Wurzeln, Sprossen und Blätter abgeäst,
- 3 = 25 - 50 % aller Wurzeln, Sprossen und Blätter abgeäst,

- 4 = 50 - 75 % aller Wurzeln, Sprossen und Blätter abgeäst,
- 5 = 75 - 100 % aller Wurzeln, Sprossen und Blätter abgeäst.



Abbildung 3: Ansprache der Beäsung: Verbisszeichen an einer Narzisse. Offene Stängel signalisieren Verbiss durch Wiederkäuer, geschlossene Stängel Schneckenfraß. Foto: M. Petrak

Die Beäsung der Wurzeln wird nur dann notiert, wenn diese auch tatsächlich geäst werden können, wie dies z.B. beim Wachtelweizen der Fall ist.

Flächenhafter Umbruch durch Schwarzwild wird gleichfalls in Prozent der Fläche geschätzt. Die von den Wildschweinen aufgenommenen Pflanzenteile werden mit der Äsungszahl mit erfasst. Sofern einzelne Arten durch das Schwarzwild offensichtlich gefördert werden und dies erkennbar ist, wird dies vermerkt.

#### **Einzelbaumaufnahme**

Auf jeder Weiserfläche werden zusätzlich zur Vegetationsaufnahme die jeweils 10 höchsten Exemplare jeder Baumart der Kraut- und Strauchschicht aufgenommen. Für diese wird jeweils festgehalten ob der Leittrieb verbissen ist und zusätzlich das Verbissprozent der Seitentriebe.

#### **Rindenschälung**

Rotwildschälung wird in Prozent der schälfähigen Bäume auf den ungezäunten Weiserflächen aufgenommen. Unterschieden wird nach Sommer- und Winterschäle. Besonderheiten werden erfasst, z.B. die Lage in der Nähe einer außerhalb des Nationalparks unterhaltenen Winterfütterung, das Auftreten von Wurzelschäle oder das Auftreten von Schälung durch Muffelwild.

#### **Zeitpunkt der Datenaufnahme**

Die Vegetationsaufnahmen und die Einzelbaumaufnahme sollten alle 2 Jahre erfolgen und zwar in der Vegetationszeit zwischen Frühsommer (Vollblüte Wiesenfuchsschwanz auf vorgelagerten Wiesen) und Spätsommer (Fruchtreife Vogelbeere).

Die phänologische Jahreszeit wird jeweils festgehalten.

Die Aufnahme der Schälung erfolgt in den dazwischen liegenden Jahren und zwar im August/September und erfasst sowohl die Sommerschäle als auch die Schäle des zurückliegenden Winters. Die Schäle wird somit auch alle 2 Jahre aufgenommen.

#### **Kontrolle der Weiserflächen sowie zeitliche Wiederholungsaufnahmen**

Entscheidend ist, dass die Erstaufnahme und die Errichtung des Zaunes zeitnah erfolgen, da die Erstaufnahme die Grundlage für die Bewertung aller späteren Änderungen ist. Die ersten Wiederholungsaufnahmen erfolgen nach 2 Jahren. Die Schälaufnahmen erfolgen auf den Flächen jeweils auch in 2-jährigem Abstand, zeitlich versetzt, so dass die Flächen jedes Jahr einmal aufgenommen werden. Dabei werden auch die Gatter kontrolliert. Bei besonderen Ereignissen wie Schneebruch oder Sturm ist eine zusätzliche Kontrolle notwendig.

Die Intervalle der späteren Wiederholungsaufnahmen werden nach der ersten Wiederholung festgelegt.

#### **3.1.2 Weiserflächen**

Zur Dokumentation des Wildeinflusses auf die Vegetationsentwicklung ist im Nationalpark anhand der Landeswaldinventur (LWI)-Punkte das nationalparkweite System von 97 Weiserflächenpaaren eingerichtet. Die Einrichtung der Flächen wurde 2009 abgeschlossen (Abbildung 2). Die Weiserflächen sind paarig aus einer ungegatterten (Weiserfläche A) und einer gegatterten (Weiserfläche B) angelegt. Die Weiserflächen werden an Strichprobenpunkten der LWI in einem 1 x 1 km Raster errichtet, das vorhandene Stichprobenzentrum wird durch einen Pflock markiert. Der Pflock ist die Südwestecke der ungegatterten Weiserfläche. Der Ausgangspunkt für die zu gatternde Weiserfläche wird vom Stichprobenzentrum der LWI aus um 30 m Norden versetzt. Dieser Punkt ist die Südwestecke der gezäunten Weiserfläche.

Ist die Situation hier nicht vergleichbar mit dem Stichprobenzentrum, wird die Vergleichsfläche analog in Ost-Süd-, oder Westrichtung angelegt. Die Eckpunkte der Weiserflächenpaare sind fest markiert und digital dokumentiert.

Die Bewertungskriterien sind die Äsungszahl, die Artenzahl, Biodiversität, die Strukturdiversität, die Artenvielfalt und die Dynamik der Verjüngung der heimischen Gehölze und das Verhalten ausgewählter Indikatorarten (Rotbuche, Rotschwingel, Geschlängelte Schmiele, Weiße Hainsimse, Dornfarn, Heidelbeere, Abbildung 4).

Im Jahr 2011 wird das Aufnahmenetz durch eine Permanente Stichprobeninventur im 250 m Raster ergänzt. Die Beäsung für Bäume und Sträucher wird in der Krautschicht und der ersten Strauchschicht (0,5 - 1,5 m) aufgenommen, sowie zusätzlich die Beäsung ausgewählter Weiserarten.

#### **3.1.3 Buchenvoranbauflächen**

Für Buchenvoranbauflächen in der Waldentwicklungszone im Gebiet des Monschau-Hellenthaler Waldes werden regelmäßig die Bestandsaufnahmen durchgeführt. Die Entwicklung von Höhen und Artmächtigkeit, d.h. der Deckungsgrad der Buchen zwischen gezäunten und ungezäunten Flächen unterscheidet sich signifikant. (Abbildung 5)

#### **3.1.4 Schwerpunktuntersuchungen**

Die Forschungsstelle führt die Untersuchungen im Rahmen des Pilotprojektes Monschau-Elsenborn weiter und fallweise Schwerpunktuntersuchungen wie im Fall der Schluchtwälder (PETRAK 2010a) oder zum Wintersport.

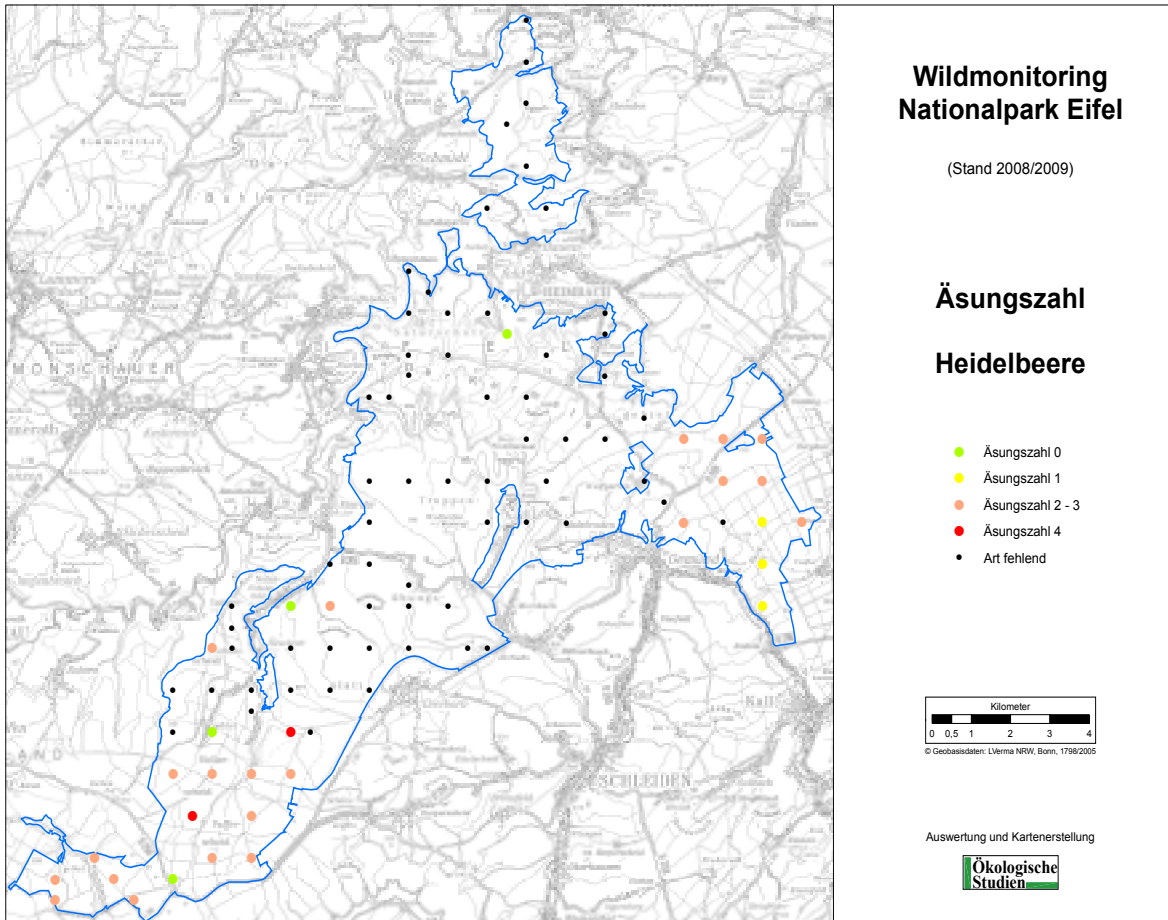


Abbildung 4: Die Beäsung ausgewählter Arten gibt einen Einblick zur Verteilung der Beäsung, Beispiel Heidelbeere.

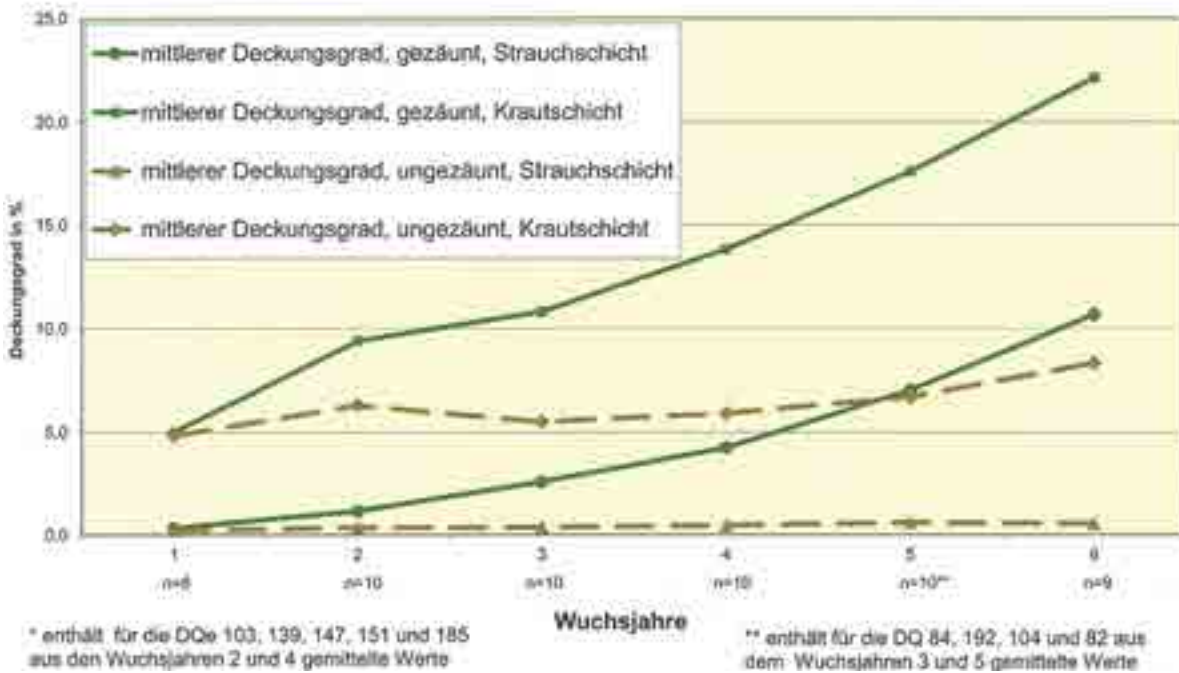


Abbildung 5: Der Deckungsgrad der gepflanzten Buchen ist wichtig für die Waldentwicklung: In den Buchenvoranbauflächen geht es darum, dass die Buchen so dicht aufwachsen, dass kein Fichtenanflug vorkommt.



### 3.1.5 Beäsung in den Schluchtwäldern

Die Rothirschpopulation im Nationalpark Eifel hat sowohl nach den Streckendaten in den letzten Jahren zugenommen als auch nach den Zählergebnissen. Auf die Nutzung der Schluchtwaldgesellschaften (Abbildungen 6, 7) wirken sich die Änderungen in der Raumnutzung des Rotwildes deutlich stärker aus: Die wildbiologisch vorbildliche Bejagung scheidet als Ursache für die Änderung der Raumnutzung aus: z.Zt. der militärischen Nutzung war sie Grundlage der Tagaktivität des Rotwildes. Die Steilhänge zum Urfttal werden vom Rotwild aktuell intensiver genutzt als zur Zeit der militärischen Nutzung, so dass die Störung im Bereich der Gebäude der Burg Vogelsang im Unterschied zur Zeit des Truppenübungsplatzes heute für das Rotwild weitaus weniger kalkulierbar sind.

Die Beäsung der bevorzugten Pflanzen, insbesondere der Mondviole (*Lunaria rediviva*) hat von 2004 bis 2010 deutlich zugenommen. Die Mondviole eignet sich als Assoziationscharakterart gut als Indikator zu einer Einschätzung der Beäsungssituation insgesamt, während in früheren Jahren die getrockneten Mondviolen-Stängel auch über den Winter stehen bleiben, ist heute zum Teil die Beäsung so intensiv, dass die Pflanzen erneut austreiben müssen. Dadurch erreichen sie zwar einen hohen Deckungswert, bleiben jedoch in der Höhenentwicklung zurück und fruchten auch nicht. (Abbildungen 8, 9).



Abbildung 7: Charakteristische Pflanzen, Silberblatt (*Lunaria rediviva*) und Hirschzungenfarn (*Phyllitis scolopendrium*)



Abbildung 8: Zur Zeit der ausschließlich militärischen Nutzung überwinterten die trockenen Stängel von *Lunaria* ohne nennenswerte Beäsung.



Abbildung 6: Die Schluchtwälder im Urftal weisen das südliche Sommer-Linden-Vorkommen in Nordrhein-Westfalen auf.



Abbildung 9: Die Beäsung der Mondviole hat im Nationalpark deutlich zugenommen. Fotos: M. Petrak

**4. Verhaltensbiologische Grundlagen**

Die Erfassung vom Verhalten stellt besonders hohe Anforderungen an die Definition der Verhaltens- und Zeitkategorien. Bei allem technischen Fortschritt kommt der unmittelbaren Dokumentation des Verhaltens im natürlichen Umfeld für das Verständnis der Wechselbeziehung zwischen Wild und Lebensraum auch heute noch eine Schlüsselrolle zu. Die Telemetrie konzentriert sich auf die Raumnutzungsmuster. Die Ortungsgenauigkeit erlaubt in der Regel keine Zuordnung der Verhaltensweisen zu Pflanzengesellschaften. Details zur Aktivitätsperiodik und Feindverhalten sind technisch sehr schwer zu erfassen: Ein aufrecht erhobenes Haupt, das durch den Sender erfasst wird, kann sowohl bedeuten, dass das Individuum ruhig entspannt wiederkäut oder aber auch konzentriert sichert. Die eindeutige Dokumentation von Verhaltensweisen ist auch heute noch eine echte Herausforderung. Telemetrische Studien werden generell an vergleichsweise wenigen Individuen durchgeführt und sind damit gewissermaßen Längsschnittuntersuchungen. Die Auswahl der Fangstandorte zur Besendung des Wildes definiert damit auch die Tradition in einer Population, die berücksichtigt wird.

Im Unterschied hierzu erfassen Querschnittuntersuchungen durch Direktbeobachtungen möglichst viele Individuen. Erforderlich sind hier eindeutige Definitionen von Lebensraumklassen und Verhaltenskategorien, die auch von mehreren Untersuchern eindeutig zu identifizieren sind.

Die Grundausstattung umfasst Fernglas und Spektiv, vorbereitete Formulare und Additionsstopuhr für die Stückzahl. Bei Verhaltensbeobachtungen ist eine genaue Definition von zwei Sachverhalten innerhalb des Protokolls notwendig (Abbildung 10): Zu definieren ist wie und welche Phänomene beobachtet werden und wie die zeitliche Struktur erfasst wird. Das klassische Grundlagenprotokoll umfasst alle Verhaltensweisen und eignet sich damit besonders gut, um seltene und unvorhergesehene Verhaltensweisen festzuhalten und um diese zur späteren Interpretation von Ergebnissen heranzuziehen. Bei der Fokustierbeobachtung wird ein Tier aus der Gruppe ausgewählt, welches genau beobachtet wird. Bei der Beobachtung einer Gruppe bzw. eines Rudels wird deren gesamtes Verhalten in festen Intervallen dokumentiert. Im Unterschied hierzu wird beim Protokollieren von Verhaltensweisen gleichfalls eine Gruppe beobachtet, jedoch nur ein vorher festgelegtes bestimmtes Verhalten aufgenommen. (MARTIN & BATESON 2007, NAGUIB 2006, PETRAK 1996).

Bei der zeitlichen Protokollierung unterscheidet man 3 Methoden: Mit Hilfe der kontinuierlichen Datenregistrierung wird die Verhaltensweise mit einer präzisen Zeit bzw. Ortsangabe festgehalten. Die Intervallprotokollierung dokumentiert, ob ein bestimmtes Verhalten in einem festdefinierten Zeitintervall auftritt, die Stichzeitprotokollierung, ob ein bestimmtes Verhalten in einer bestimmten Zeit auftritt.



Abbildung 10: Übersicht zu Protokolltechniken und der Methodik der zeitlichen Dokumentation des Verhaltens

## 5. Verhalten

Als Grundlage für die Beratung zur Entwicklung im Nationalpark konzentrieren sich die Verhaltensstudien zunächst auf die Dreiborner Hochfläche. (PETRAK et al. 2006, 2007).

Die Beobachtungen zur Raumnutzung wurden in Form eines Normprotokolls (TEMBOCK 1980) dokumentiert. Hierzu werden Daten in eine standardisierte Beobachtungskarte im Format DIN A6 eingetragen. Die Aufenthaltsorte werden klassifiziert in gemähtes Offenland: 1; ungemähtes, durch Beweidung mit Schafen geprägtes Offenland: 2; Offenlandbereiche mit Sukzession: 3; Bachtäler: 4; Eichenniederwald: 5; Fichtenstangenholz: 6; Fichtenbaumholz: 7. Andere Bereiche werden ggf. verbal beschrieben, das Verhalten hingegen in 1: Austreten; 2: Äsen; 3: Ruhe; 4: Wiederkäuen; 5: Fortbewegung; 6: Flucht; 7 Sichern zum Beobachter; 8: Sichern; 9: Einziehen. Die Klassifizierung berücksichtigt die aus Sicht des Rotwildes wesentlichen Lebensraumqualitäten und das Kriterium der sicheren Ansprache auf große Entfernungen. Der Anteil der einzelnen Habitattypen ist in den Ergebnissen angegeben. Die formationsorientierte Habitatklassifikation trägt auch der vegetationskundlichen Gliederung Rechnung. Die Beobachtungen auf der Grundlage des Normprotokolls wurden durch vergleichende Fallstudien an ausgewählten Orten und eine Kartierung der Wechsel auf der Basis der TK 1:25.000 ergänzt.

Als Zeitraster für die Auswertung wurde die phänologische Einteilung des Jahres, d.h. die Einteilung des Jahres nach der Vegetationsentwicklung gewählt.

### Auswertung

Die Auswertung legt den Schwerpunkt auf die Nahrungsaufnahme, das Äsen.

#### *Relative stoffwechselbedingte Frequentierung (RSF) der Pflanzengemeinschaften*

Zur Charakterisierung der relativen stoffwechselbedingten Frequentierung einer Pflanzengemeinschaft (RSF) durch den Rothirsch wird ausschließlich im beobachteten Verhalten der Rothirsche begründete Messgröße der Prozentanteil der beobachteten Rothirsche bezogen auf den Erwartungswert eingeführt:

$$\text{RSF} = \frac{B}{E} \times 100$$

B = Beobachtungswert, E = Erwartungswert

Als Beobachtungswert gilt die festgestellte Beobachtungshäufigkeit äsender Rothirsche auf einer bestimmten Pflanzengemeinschaft zu einer bestimmten Jahreszeit. Als Erwartungswert gilt bei unterstellter völliger Gleichverteilung der Durchschnittswert aus der Gesamtzahl der bei der Nahrungsaufnahme in einem

definierten Zeitraum beobachteten Individuen pro Gesamtfläche multipliziert mit der Fläche der jeweiligen Pflanzengemeinschaft.

Die Daten aus der ungestörten Phase 2004/2005 belegen insgesamt die sehr hohe Bedeutung des gemähten Grünlandes, gefolgt von beweideten Grünland- und Sukzessionsflächen. Deutlich erkennbar ist, dass das gemähte Grasland für das Rotwild weit wertvoller als das an Schafen beweidete ist. Dies hängt im Wesentlichen auch mit der nahrungsökologischen Konkurrenz zusammen: Die Schafe sind als Wiederkäuer, mit stärkeren Tendenzen Raufutterfresser, auf leichter verdauliche nährstoffreicherer Nahrung nicht angewiesen, fressen diese jedoch ab, so dass für das Rotwild entsprechend weniger Nahrungspflanzen auf den Flächen verbleiben. (Abbildung 11).



Abbildung 11: Schafbeweidung wird heute noch in bestimmten Managementzonen eingesetzt. Bereits zur Zeit der militärischen Nutzung wurden die von Schafen beweideten Flächen vom Rotwild weniger zum Äsen genutzt als die Mahdflächen. Foto: M. Petrak

## 6. Zur Raumnutzung des Rotwildes

Vogelsang gehörte von Anfang an zum Nationalpark Eifel. Bis zum Abzug der Belgischen Streitkräfte zum Januar 2006 profitierten Rotwild und Nationalpark von der eingeschränkten Zugänglichkeit des Geländes. Die Änderungen für das Rotwild zu Beginn des Jahres 2006 nach dem Abzug der Belgischen Streitkräfte und der damit beendeten Bewachung des Platzes waren dramatisch (Abbildung 12).

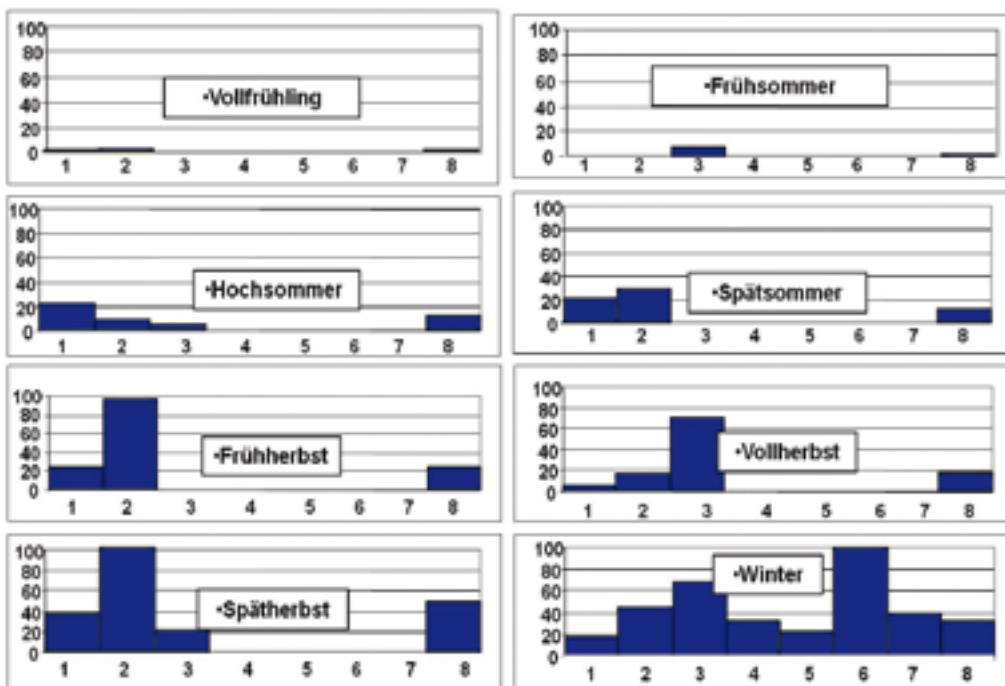
Äsendes Rotwild auf Freiflächen wurde im Vor- und Erstfrühling nicht registriert. Im Laufe der Vegetationsperiode nahmen die Beobachtungen mit dem steigenden Deckungswert der Vegetation zwar zu, blieben jedoch insgesamt deutlich unter den Werten des Jahres 2004/2005. Die Gesamtzahl der Beobachtungen pro Jahr ging von 4929 im Jahr 2004/2005 auf 473 Stück im Jahr 2006 zurück. Im Vor- und Erstfrühling 2006

mied das Rotwild die Freiflächen zum Äsen vollständig. In den übrigen Jahreszeiten war die Annahme der einzelnen Lebensräume erheblich verringert, d. h. die Frequentierung um 90 und mehr Prozent (Abbildung 13) gesunken. Ursache für diese Verhaltensumstellung war die nahezu flächendeckende Fre-

quentierung durch Besucher nach Abzug des Militärs zu Beginn des Jahres 2006. Die schneereiche Wintersituation hat in dieser Phase den Druck auf das Rotwild zusätzlich erhöht, da mit der Besucherfrequenzierung die Äsungsflächen des Offenlandes ausfielen (PETRAK et al. 2006, 2007).



Abbildung 12: Unmittelbar nach dem Abzug der belgischen Streitkräfte zum 1.1.2006 führte die flächendeckende „in Besitznahme“ zu erheblichen Auswirkungen auf die Raumnutzung des Rotwildes.



1 = gemähtes Grasland, 2 = ungemähtes Offenland, mit Schafen beweidet  
 3 = Offenlandbereiche mit Sukzession, 4 = Bachtäler, 5 = Eichenniederwald,  
 6 = Fichte- Stangenholz, 7 = Fichten-Baumholz,  
 8 = Gesamtläche Truppenübungsplatz Vogelsang

Abbildung 13: Der erste Besucheransturm nach Abzug des Militärs führte bei der Dreiborner Hochfläche zu einer weitgehenden Verringerung der Nahrungsaufnahme des Rotwildes im Offenland. 100 würde bedeuten, dass die Flächennutzung so erfolgt wie vorher.

Gezielte Maßnahmen der Besucherlenkung haben zwischenzeitlich in Teilbereichen die Verfügbarkeit des Lebensraumes für das Rotwild wieder erhöht. Dies ist wesentliche Grundlage für den Erfolg der im September 2010 eröffneten Rotwildbeobachtungsstation Dreiborn.

Die komplementäre Ergänzung des Vegetationsmonitorings durch entsprechend qualifizierte Verhaltensbeobachtungen schließt den Interpretationskreislauf und bietet damit auch den Schlüssel zur Suche nach Lösungen. Nach den Ergebnissen in der Eifel nimmt die Nutzung und ggf. auch Belastung des Waldes bei gleichem Wildbestand um den Faktor 22! zu, wenn artgemäße Raumnutzung und Aktivitätsperiodik beeinträchtigt werden.

### 7. Rotwilderlebnis fördert Einsicht zur Rücksichtnahme

Der Nationalpark Eifel ist auch ein gelungenes Beispiel, das zeigt, dass sich durch Überzeugungsarbeit vor Ort die Bereitschaft zum Einhalten der Wege durch Einsicht deutlich erhöhen lässt. Die Beobachtungsempore Dreiborn (Abbildung 14) wurde am Ort einer früheren Beobachtungsstelle der Einheimischen errichtet. Der Standort nutzt die Beobachtbarkeit des Rotwildes auf den weiten Grasflächen (Abbildung 15). Die Begeisterung für die Wildbeobachtung (Abbildung 16) führt dazu, dass sich die Besucher gegenseitig an das Einhalten der Wege „erinnern“, so dass im Unterschied zur schwierigen Ausgangssituation nach der Eröffnung des Nationalparks die Beobachtbarkeit deutlich zugenommen hat. Die Datenaufnahmen belegen die Bedeutung der Rudelgröße für das soziale Wohlbefinden. So nimmt das spontane Sichern mit der Rudelgröße ab (KLUG 2012, Abbildung 17). Aufschlussreich ist die Beobachtung, dass die Werte für das „spontane Sichern“ als Maß für die Grundruhe im Lebensraum im Laufe der Woche zunehmen (Abbildung 18). Eine Erklärung bietet hier das Verhalten der Menschen: An den Wochenenden, bei hoher Frequentierung kontrollieren sich die Besucher so weit, dass alle auf den Wegen bleiben. Besucher, die sich nicht an die Wege halten – diese gibt es nach wie vor – fühlen sich offensichtlich in der Woche sicherer, was den Zeitaufwand für das spontane Sichern erhöht.



Abbildung 14: Die am Standort einer früheren „Rentnerbank“ errichtete Rotwildbeobachtungsempore Dreiborn vermittelt den Besuchern das Wildtiererlebnis.



Abbildung 15: Der Beobachtungsort nutzt einen Bereich aus, an dem das Rotwild auch früher am Tage auf den Grünlandflächen äste. Im Fichtensaum verläuft die ehemalige Panzerstraße.



Abbildung 16: Die Anleitung durch den Nationalparkranger dient der Information, Aufklärung und sichert das Einhalten der Regeln. Fotos: M. Petrak

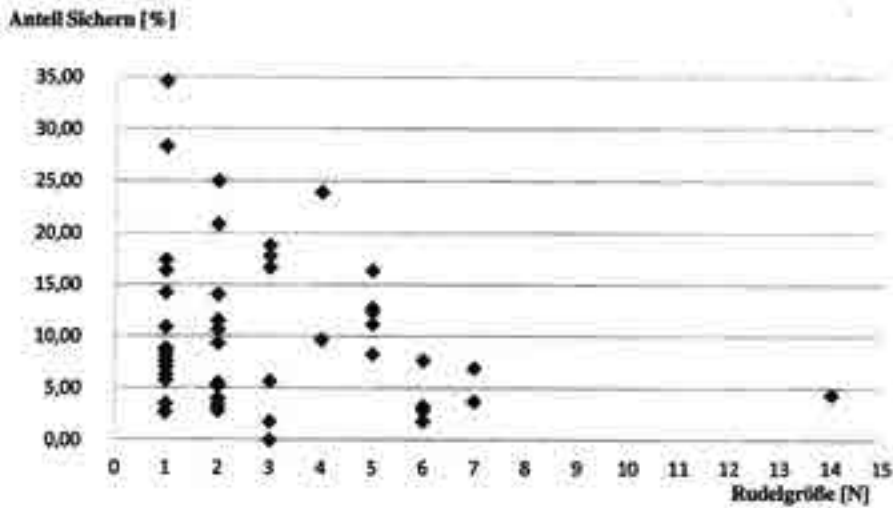


Abbildung 17: Die Empore wird gleichzeitig auch zur intensiven wildbiologischen Studie genutzt. Das spontane Sichern ist ein gutes Maß für die Grundunruhe im Lebensraum. Größere Verbände bieten mehr Sicherheit. (KLUG 2012)

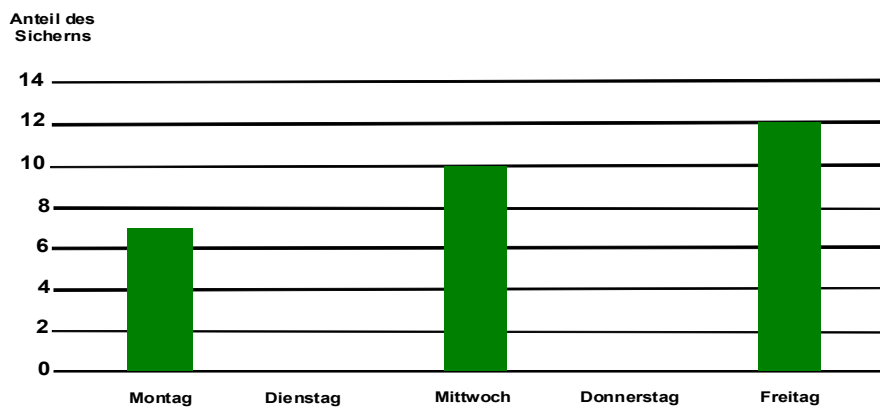


Abbildung 18: Erhebungen zum spontanen Sichern im Laufe der Woche, sprechen für die wechselseitige Kontrolle der Besucher. (KLUG 2012)

### 8. Besucherlenkung im Winter

Im Rahmen des Pilotprojektes Monschau-Elsenborn wurde eine Loipenkonzeption entwickelt, die ausreichend große Rückzugsräume für die Wildtiere belässt (Abbildung 19). Die im Rahmen des Pilotprojektes Monschau-Elsenborn entwickelte Konzeption wurde im National Eifel übernommen. Die seit den 80er Jahren unabhängig von den örtlichen Betreibern durchgeführten Evaluierungen belegen die hohe Annahmerate und die Loipentreue der Besucher, so dass das Konzept als erfolgreich gewertet werden kann (Tabelle 1). Dass eine unabhängige Kontrolle wichtig ist, zeigt die Situation des Winters 2013, wo ein wich-

tiger Loipenabschnitt durch den Holztransport im Naturpark massiv beeinträchtigt war (Abbildung 20). Im Hinblick auf die dadurch ausgelöste Störungssituation ist dies nicht vertretbar und erhöht auch vermeidbar die Belastung des Waldes. Wildtiere nutzen auch die unmittelbaren Nachbarbereiche der Loipe (Abbildung 21). Dies spricht auch dafür, unmittelbar neben der Information für die Loipe auf das Hundeverbot in der Loipe hinzuweisen, wie dies in der ursprünglichen Konzeption vorgesehen war. Die Schlüsselrolle des Wildes für die Waldentwicklung erfordert Rücksichtnahme im Sinne von Störungsminimierung für das Wild.

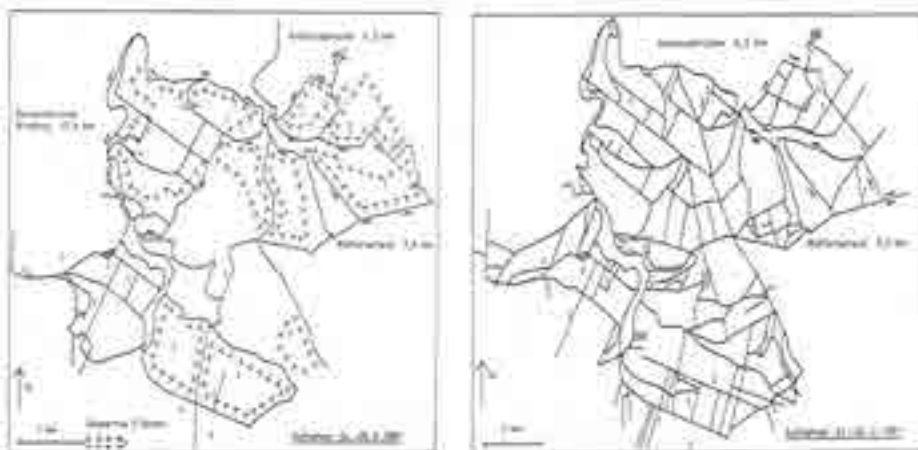


Abbildung 19: Das bereits in den 1980er Jahren entwickelte Loipenkonzept in Monschau ist auch heute noch Grundlage für die Loipen im Nationalpark

**Tabelle 1:** Ähnlich wie die Besucherlenkung an der Empore zeichnet sich auch die Besucherlenkung im Winter durch eine hohe Akzeptanz aus.  
Besucherdensität und Störung zur winterlichen Notzeit.  
Maß für die Frequentierung:  
1 = flächendeckende Frequentierung, hohe Störwirkung  
2 = in geringem Umfang auch Spuren außerhalb der Loipen, jedoch mit geringer Störwirkung und von daher aus Sicht des Wildes akzeptabel  
3 = vollständiges Respektieren der Ruhezeiten

Datum	Schneehöhe [cm]	Frequentierung
23.-24.02.1981	60	1
24.-26.02.1987	15-50	3
19.02.1991	20-60	2
24.02.1992	22-25	3
03.-04.03.1992	20-30	2
22.02.1996	60-70	3
09.02.1998	15-25	3
04.01.2002	60-80	2
09.01.2002	60-80	2
06.03.2005	30-80	3
05.03.2006	30-50	3
05.02.2010	20-40	3
14.02.2010	40-70	3
11.12.2010	20-50	3
03.01.2011	20-70	3
12.-13.02.2013	15-40	3



**Abbildung 20:** Loipen dürfen im Nationalpark Eifel nicht zerstört werden: Hier geht es nicht nur um das Erlebnis der Besucher, sondern vor allem auch um die durch Verdrängungseffekte von der Loipe ausgelöste Belastung des Wildlebensraumes. Foto: M. Petrak



**Abbildung 21:** Die hohe Loipentreue zeigt sich auch darin, dass Wildtiere zum Teil den Nahbereich weiterhin nutzen. Foto: M. Petrak

## 9. Wildbestandsregulierung

Grundlage der Wildbestandsregulierung sind die seinerzeit von der Forschungsstelle für Jagdkunde und Wildschadenverhütung und der Naturschutzabteilung der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten gemeinsam mit dem Nationalpark Eifel entwickelten Konzeptionen (FJW 2003 / LÖBF 2005). Danach ist der Nationalpark in verschiedenen naturräumlichen Kriterien definierte Managementzonen gegliedert (AHNERT et al. 2011, Abbildung 22) Unter dem Gesichtspunkt der Störungsminimierung und Effektivität und Effizienz gibt es für die einzelnen Bereiche enge Jagdfenster (Abbildung 23). Im Vergleich der Bundes- und Landesjagdzeiten bedeutet dies eine Verkürzung. Im Hinblick auf den Winter entspricht das fachlich richtige Jagdzeitende zum Ende des Jahres den Kriterien auch der Bundesforstverwaltung. Der gesamte Rahmen ist nicht kürzer als der in Belgien (Abbildung 24). In den letzten Jahren hat in der Region der Rotwildbestand insgesamt zugenommen. In dem Zusammenhang wird immer wieder auch angeführt, dass der Nationalpark bereits zu Beginn sehr anspruchsvoll gewesen sei. Dies trifft allerdings nur im Hinblick auf die in Deutschland generell sehr lange Jagdzeit zu. Angesichts der Komplexität der Beziehungen zwischen Wildbestand und Lebensräumen garantiert eine lange Jagdzeit nicht automatisch höhere Strecken. Das Jagdkonzept trägt den Anforderungen an die Jagd im Nationalpark und den Kriterien von EUROPARC Deutschland Rechnung. Es nimmt Rücksicht auf die durch die Stoffwechselphysiologie (ARNOLD 2003) und die funktionelle Anatomie des Verdauungssystems (HOFMANN 1995) bestimmte Jahresperiodik.

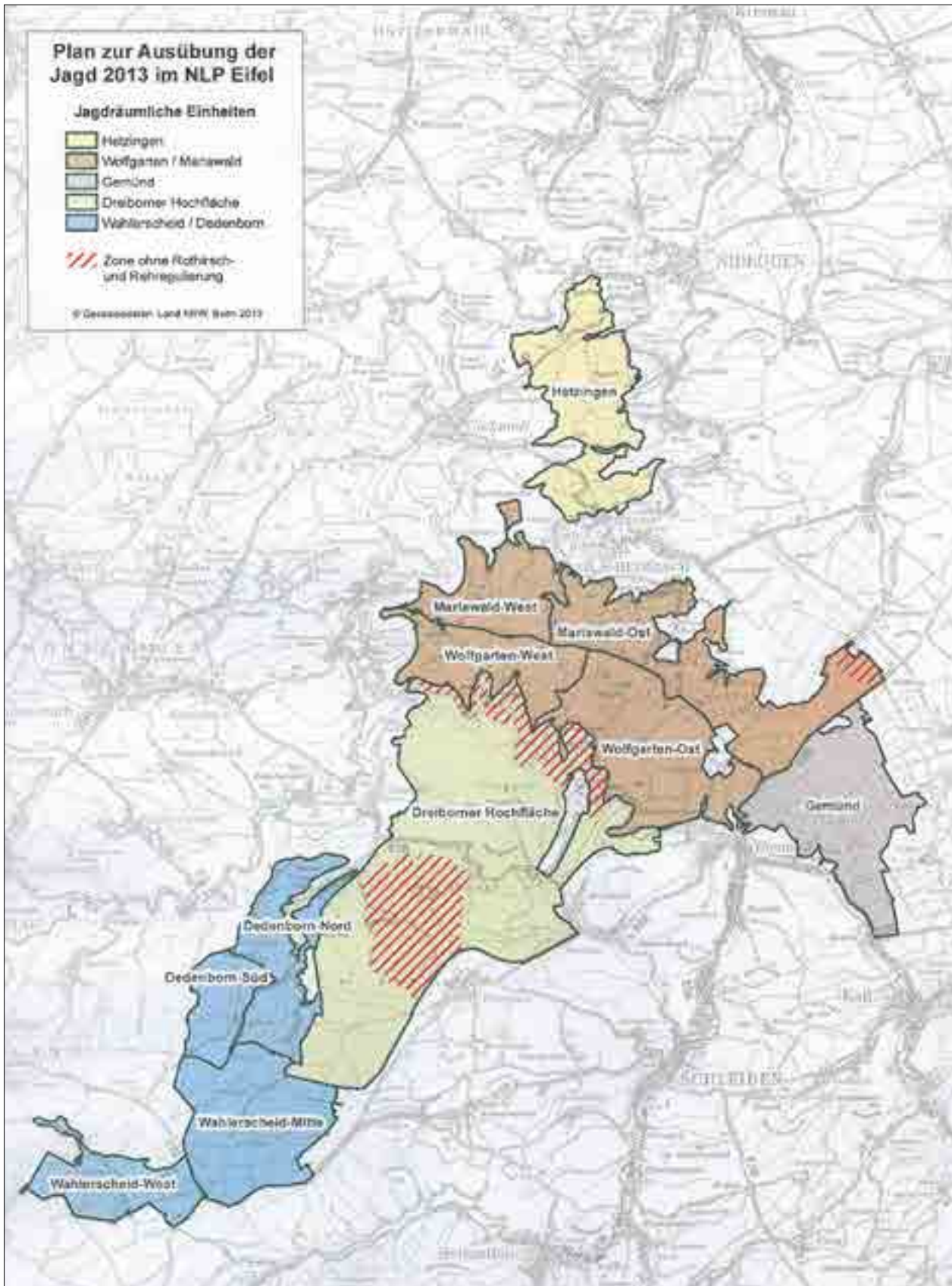


Abbildung 22: Jagdräumliche Einheiten im Nationalpark



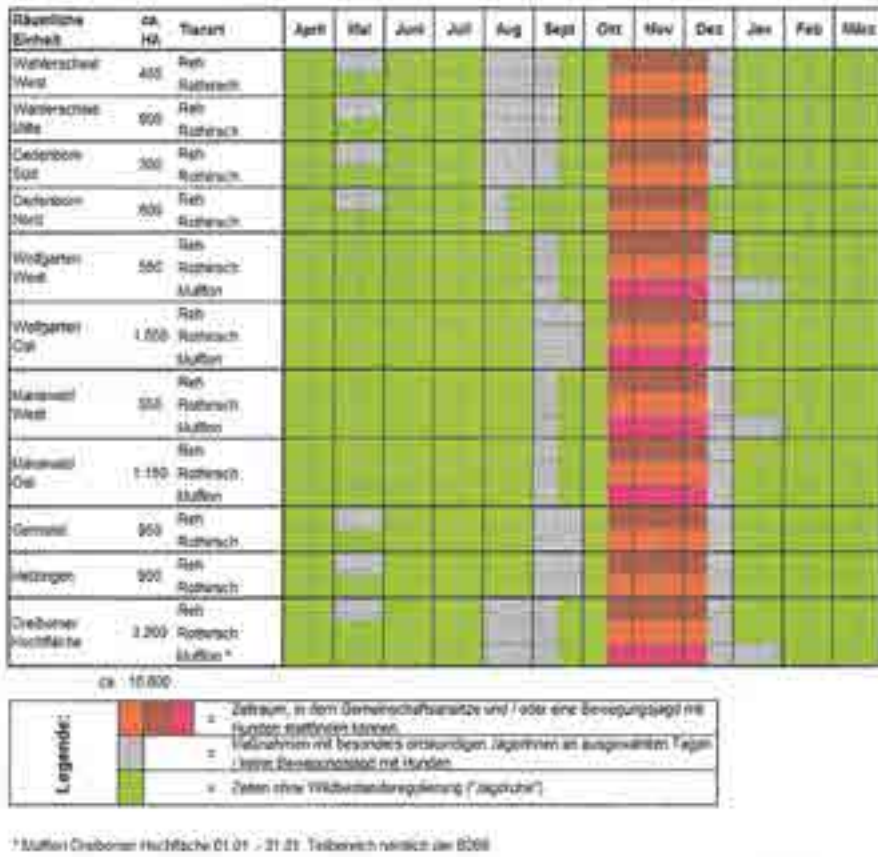


Abbildung 23: Kalender Wildbestandsregulierung Nationalpark Eifel 2013, (Plan zur Jagdausübung im Nationalpark Eifel für das Jahr 2013)

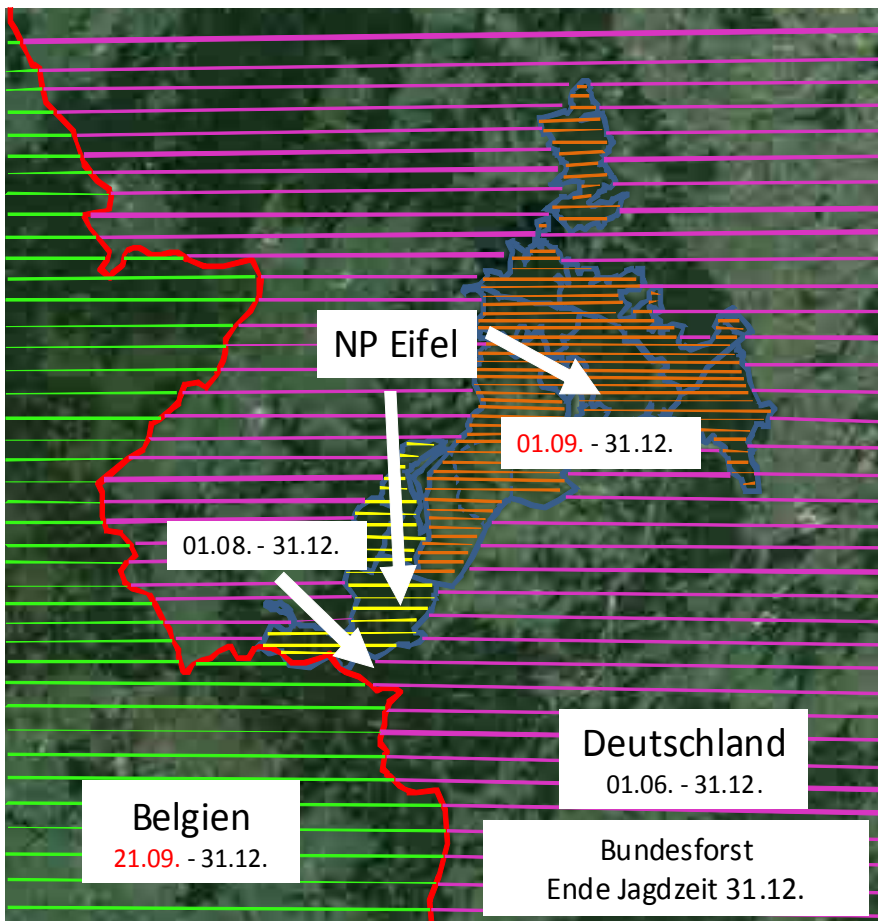


Abbildung 24: Die Übersicht zu den Jagdzeiten macht anschaulich, dass der Nationalpark Eifel sich im wesentlichen an den im Vergleich zu Deutschland stärker an den wildbiologischen Erfordernissen orientierten Jagdzeiten in Belgien orientiert.

## 10. Ausblick

Der Abzug der belgischen Streitkräfte begründete die Initialphase des Nationalparks Eifel. Das Rotwild zählt als größte freilebende Wildtierart Mitteleuropas zu den Schlüsselarten im Themenfeld „Erlebbar Tierwelt“ des Nationalparks Eifel der in der Anlage der Verordnung aufgeführten Eckpunkte für das touristische Angebot „Naturerleben im Nationalpark Eifel“. Als großes Wildtier mit hohen Raumansprüchen und einem differenzierten, jedoch auch gut dokumentierbaren Verhalten und mit seiner Schlüsselrolle für die Waldentwicklung zählt das Rotwild zu den Leitarten für den Nationalpark Eifel. Auch bei als hoch eingestuften Wildbeständen ist der Anteil an Energiefluss und Massekreislauf des Lebensraumes gering. Die Annahme halboffener Lebensräume – gerade im Bereich des ehemaligen Truppenübungsplatzes Vogelsang – zur Nahrungsaufnahme kommt nicht nur den stammesgeschichtlich gewachsenen Lebensansprüchen des Rotwildes entgegen, sondern entlastet auch die Nahrungsaufnahme im Wald. Die militärische Nutzung mit ihrer guten Kalkulierbarkeit für das Wild und der daraus resultierenden guten Tagvertrautheit bot ein Modell zur Entwicklung einer entsprechenden Erlebniskonzeption für den Nationalpark. Der Nationalpark Eifel ist nur ein Teillebensraum der Rotwildpopulation, so dass die Wildbestandsregulierung auch langfristig erforderlich sein wird. Jagd oder Wildbestandsregulierung bedeutet immer einen Eingriff in den Wildbestand und ein Sozialgefüge. Für die Entwicklung des Nationalparks ist das Verhalten der überlebenden Tiere entscheidend. Die Verhaltensbiologie bietet Kenngrößen – ein robustes Maß ist das „spontane Sichern“ ohne Anlass durch eine Störgröße – zur Beurteilung der Grundruhe im Lebensraum.

Als größtes Wildtier mit hohen Raumansprüchen ist der Rothirsch für den Nationalpark eine Indikatorart für eine Besucherlenkung, die die Lebensansprüche der Wildtiere generell berücksichtigt. Rücksichtnahme auf das Rotwild kommt z.B. gleichzeitig Schwarzstorch und Wildkatze zugute. Ergebnisse und Erfahrungen aus der Region, insbesondere auch im Rahmen der deutsch-belgischen Zusammenarbeit, bieten wichtige Anhaltspunkte für das Wildtiermanagement im Nationalpark. Kennzeichen sind eine regionale Differenzierung und ein Bejagungskalender für die Leitart Rotwild, der im Wesentlichen mit den belgischen Jagdzeiten übereinstimmt, jedoch deutlich kürzere Jagdphasen als die sehr langen Jagdzeiten in Deutschland beinhaltet. Die hohe Zuwachsrate und die Lernfähigkeit nicht nur des Rotwildes, lassen die Wildbestandsregulierung zur anspruchsvollen Daueraufgabe werden.

Neben der Wildbestandsregulierung kommt der Ruhe im Lebensraum eine Schlüsselrolle für den Einfluss insbesondere des Rotwildes auf die Vegetation zu.

Das Einbeziehen der Wildbeobachtung in das Naturerleben belegt, dass hierdurch das Verständnis für die Natur gefördert wird und die Nationalparkbesucher eher bereit sind aus Einsicht Rücksicht zu nehmen.

Ein fundiertes kontinuierliches Monitoring ist als Grundlage für Waldentwicklung und Wildtiermanagement unerlässlich. Die Kompatibilität zu anderen Untersuchungen gewährleistet einen hohen Gesamtnutzen. Nationalparks sind einmalig Forschungs- und Erfahrungsräume. Die Nutzung der Erkenntnischancen bietet nicht nur die Basis zum notwendigen Handeln, sondern sichert auch Entscheidungsgrundlagen und gesellschaftliche Akzeptanz für die zu treffenden Maßnahmen.

## 11. Literatur

AHNERT, G., RÖÖS & M. PETRAK, M. (2011): Plan zur Ausübung der Jagd im Nationalpark Eifel für das Jahr 2011. Gemünd, NLP Eifel.

ARNOLD, W. (2003): Der verborgene Winterschlaf des Rothirsches: Erkenntnisse zur Winterökologie. Infodienst Wildbiologie und Ökologie.

HOFMANN, R. R. (1995): Zur Evolution der großen Pflanzenfresser und ihre nahrungsökologischen Einnischung in der heutigen Kulturlandschaft – eine neue Chance für europäische Großsäuger nach 5000 Jahren? Sber. Ges. Naturf. 34,167 - 190.

FJW - FORSCHUNGSSTELLE FÜR JAGDKUNDE UND WILDSCHADENVERHÜTUNG NRW/LANDESANSTALT ÖKOLOGIE, BODENORDNUNG UND FORSTEN NRW (LÖBF), (2003): Fachkonzept Wildbestandsregulierung im geplanten Nationalpark Eifel.

KLUG, A. (2012): Untersuchungen über das Feindverhalten und zur Raumnutzung de Rothirsches (*Cervus elaphus* L.) auf der Dreiborner Hochfläche im Nationalpark Eifel zum Vollfrühling und Frühsommer des Jahres 2012. Bachelorarbeit. Fachhochschule Erfurt.

LÖBF - LANDESANSTALT ÖKOLOGIE, BODENORDNUNG UND FORSTEN NRW (2005): Wildbestandsregulierung im Nationalpark Eifel: Monitoring.

MARTIN, P. & BATESON, P. (2007): Measuring Behavior. Cambridge University Press, S. 49.

NATIONALPARKVERWALTUNG EIFEL /LB WUH NRW (2014): Plan zur Jagdausübung im Nationalpark Eifel für die Jahre 2014-2016.

NAGUIB, M. (2006): Methoden der Verhaltensbiologie. Springer Verlag, S. 82 - 88.

NATIONALPARKFORSTAMT EIFEL, LB WALD UND HOLZ NRW (Hrsg. 2008): Nationalparkplan Band I. Leitbild und Ziele.

NEITZKE, A. (2011): Weiserflächenuntersuchungen im Nationalpark Eifel. Zwischenbericht 2010. Auszug in: Nationalparkforstamt Eifel, LB Wald und Holz NRW (Hrsg. 2011): Leistungsbericht 2010.

NEITZKE, A. (2013): Kenngrößen zu Beurteilung des Wildeinflusses auf die Walddynamik. AFZ: 68, 3, S. 24 - 26.

PETRAK, M. (1996): Der Mensch als Störgröße in der Umwelt des Rothirsches (*Cervus elaphus* L. 1758). Z. Jagdwiss. 42, 4: 180 - 194.

PETRAK, M., (2004): Gedanken zum Wildmanagement im Nationalpark Eifel. Teil 1: Leitbild – Rahmenbedingungen – Ziele – Managementzonen. Teil 2: Lebensraummanagement, Besucherlenkung und bauliche Anlagen. Teil 3: Monitoring und Erfolgskontrolle. AFZ: 59, 9, 452 - 458.

PETRAK, M., PAPE, J., SCHRÖDER, K.-H., VOLLMER, M., DEJOZE, CH. & BOSCH, F. (2006): Lebensraumnutzung des Rotwildes auf dem Truppenübungsplatz Vogelsang: Schlussfolgerungen für die Besucherlenkung im Nationalpark Eifel. DECHENIANA 159, 123 - 131.

PETRAK, M., PAPE, J., VOLLMER, M., DEJOZE, CH., BOSCH, F. & STOMMEL, C. (2007): Lebensraumnutzung des Rotwildes auf dem Truppenübungsplatz Vogelsang II: Eine erste Bilanz für einen Lebensraum im Nationalpark Eifel nach Abzug der Belgischen Streitkräfte, DECHENIANA 161, 51 - 56.

PETRAK, M. (2010a): Nutzung der Schluchtwälder durch Rotwild im Nationalpark Eifel: Zur Balance zwischen Naturschutz und Tourismus. Natur in NRW, 35, 4, 34 - 39.

PETRAK, M. (2010): Rotwild im Nationalpark Eifel: Leitart zum Ausgleich der Menschen und der Wildtiere. Waldwissen.net, Online-Version, 21.09.2010. 6 S. [http://www.waldwissen.net/wald/wild/management/wuh\\_rotwild\\_eifel/index\\_DE](http://www.waldwissen.net/wald/wild/management/wuh_rotwild_eifel/index_DE).

PETRAK, M. (2012a): Wildmanagement in Naturerbegebieten – Monitoring und Erfolgskontrolle am Beispiel des Nationalparks Eifel. In BRICKWEDDE, F., STOCK, R. & WAHMHOF, W. (2011): Das nationale Naturerbe in der Praxis – Impulse, Herausforderungen, Perspektiven, Tagungsband der 17. Inter-

nationalen Sommerakademie St. Marienthal der Deutschen Bundesstiftung Umwelt am 21.06.2011, 72 - 90.

PETRAK, M. (2012b): Beäsung der Schluchtwälder im Nationalpark Eifel durch das Rotwild – Zur Balance zwischen Naturschutz und Tourismus als Herausforderung. Artenschutzreport, Heft 28, 51 - 60.

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

TEMBROCK, G. (1980): Grundriß der Verhaltenswissenschaften: Eine Einführung in die allgemeine Biologie des Verhaltens. Grundbegriffe der modernen Biologie Bd. 3. 3. Aufl., Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.

VERORDNUNG ÜBER DEN NATIONALPARK EIFEL (NP-VO Eifel vom 17.12.2013).

#### **Anschrift des Autors:**

Dr. Michael Petrak  
 Forschungsstelle für Jagdkunde und Wildschadenverhütung  
 Wildlife Research Institute  
 Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW  
 Pützchens Chaussee 228  
 53229 Bonn  
 Tel.: +49(0)228/97755-12(-0)  
 Fax: +49(0)228/432023  
 michael.petrak@lanuv.nrw.de

PETER MEYER, Göttingen

# Monitoring der eigendynamischen Gehölzverjüngung in Waldforschungsflächen des Nationalparks Harz (WFF) und niedersächsischen Naturwäldern

## Zusammenfassung

Im vorliegend Beitrag werden das Monitoringverfahren für die Gehölzverjüngung in Waldforschungsflächen des Nationalparks Harz vorgestellt, Forschungsergebnisse zur eigendynamischen Gehölzverjüngung in Naturwaldgebieten des Harzes und darüber hinaus in Niedersachsen präsentiert und der Frage nach dem natürlichen Einfluss des Schalenwildes auf die Gehölzverjüngung nachgegangen.

Als Hauptergebnis aus Untersuchungen am Bruchberg und Quitschenberg im Harz kann festgehalten werden, dass der Bestand des Waldes in den Harzhochlagen durch Gehölzverjüngung gewährleistet ist. Die Untersuchungen in den Harzer Fichtenwäldern und in einem größeren Kollektiv an Laubwald-Naturwäldern zeigen allerdings einen stark negativen Einfluss des Schalenwildes auf die Verjüngungsentwicklung und insbesondere die vom Wild bevorzugten Mischbaumarten, wie die Eberesche.

Aktuelle Studien deuten auf eine „Top-Down“-Kontrolle von Ökosystemen durch Spitzen-Prädatoren hin. Daraus ergibt sich, dass die heutigen Schalenwildbestände erheblich über dem natürlichen Niveau liegen und die Verhältnisse in gezäunten Untersuchungsflächen eher eine natürliche Situation widerspiegeln als nicht gezäunte Flächen.

Bis zur erfolgreichen Etablierung der ausgerotteten Spitzen-Karnivoren ist das Management von Schalenwildpopulationen eine wichtige Voraussetzung für eine naturnahe Entwicklung von Wald-Nationalparks. Als Indikator für das Management des Schalenwildes wird die Eberesche vorgeschlagen.

## 1. Einleitung

Wie in vielen anderen Entwicklungs-Nationalparks Deutschlands spielt auch im Nationalpark Harz die Frage der eigendynamischen Gehölzverjüngung eine zentrale Rolle. Durch aktiven Waldumbau und natürliche Störungen, wie Windwürfe und Borkenkäferbefall, läuft in diesem Großschutzgebiet ein vergleichsweise schneller Wandel der Waldvegetation ab. Fichten dominierte Bestände werden von Wäldern abgelöst, in denen Laubbäumen eine zunehmende Bedeutung zukommen soll – insbesondere Rotbuche und Eberesche als wichtigste naturnahe Haupt- bzw. Mischbaumarten im Harz.

Die Restauration einer naturnahen Baumartenzusammensetzung wird häufig als Voraussetzung dafür angesehen, Waldbestände in die eigendynamische Entwicklung zu entlassen und damit das Kernziel eines Nationalparks „Natur Natur sein lassen“ erfüllen zu können. Im Nationalpark Harz soll die IUCN-Vorgabe einer natürlichen Waldentwicklung auf mindestens 75% der Fläche spätestens im Jahr 2022 erfüllt werden (NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ 2011).

Die jüngste Evaluation der deutschen Nationalparke zeigt, dass insbesondere die Forschungsaufgaben von diesen Großschutzgebieten nicht immer optimal erfüllt werden (HEILAND & HOFFMAN 2013). Dokumentation, Monitoring und analytische Forschung sind aber die Voraussetzungen dafür, die richtigen Management-Entscheidungen, einschließlich des Nichts-Tuns, zu treffen und im Rahmen der Umweltbildung und Öffentlichkeitsarbeit die Schutzgebietenentwicklung darstellen zu können. In Waldnationalparks ist dabei insbesondere die Gehölzverjüngung ein wichtiges Forschungsthema.

Vor diesem Hintergrund wird in diesem Beitrag zunächst das Monitoringverfahren für die Gehölzverjüngung in Waldforschungsflächen des Nationalparks Harz erläutert und anschließend anhand von Ergebnissen aus der Naturwaldforschung den folgenden Fragestellungen nachgegangen:

- Wie ist die eigendynamische Regenerationskraft der Waldbestände in der natürlichen Fichtenstufe im Harz einzuschätzen?
- Wie groß ist der Einfluss des Schalenwildes auf die eigendynamische Gehölzverjüngung in Naturwaldgebieten im Harz und darüber hinaus in Niedersachsen?
- Liegt der gegenwärtige Einfluss des Schalenwildes auf die Gehölzverjüngung auf einem annähernd natürlichen Niveau?

## 2. Konzept für das Monitoring der eigendynamischen Waldverjüngung – Überblick

Das Monitoring der Waldverjüngung im Nationalpark Harz stützt sich auf mehrere Verfahren, die auf verschiedene Fragestellungen abzielen:

- Das Kontrollzaunsystem (RAIMER 2004) dient vor allem dazu, den Einfluss des Schalenwildes auf Gehölzverjüngung und Bodenvegetation zu untersuchen.
- Das Traktverfahren (RAIMER 2004) stellt eine großräumige Erhebung von Gehölzverjüngung und Verbissprozenten dar.
- Die zurzeit in der Aufnahme befindlichen Waldforschungsflächen (WFF) dienen der Untersuchung von Waldstruktur, Vegetation und Fauna in repräsentativen Ausschnitten der Waldvegetation des Nationalparks (NATIONALPARKVERWALTUNG Harz 2012).
- Die für das Gesamtgebiet in absehbarer Zeit ins Auge gefasste Stichprobeninventur der Waldstruktur schließt ebenfalls die Gehölzverjüngung ein und stellt ein repräsentatives

Monitoring des gesamten Schutzgebietes dar. Kausale Fragestellungen können durch Verschneiden der Stichprobendaten mit Standortinformationen, der jeweiligen Waldbehandlung und anderen Quellen beantwortet werden.

### 2.1 Waldforschungsflächen

Der Nationalpark Harz hat insgesamt vier Waldforschungsflächen eingerichtet, die die folgenden Waldgesellschaften und Waldbehandlungskategorien repräsentieren (NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ 2012):

- WFF Mittelberg: bodensaurer Buchenwald und Fichtenforst auf dem Standort bodensaurer Buchenwälder, Naturwaldentwicklung
- WFF Bruchberg und WFF Brocken-Osthang: zonale Hochlagen-Fichtenwälder im Kontaktbereich mit Fichtenmoorwald und weitgehend gehölzfreien Mooren, Naturwaldentwicklung
- WFF Eckertal/Meineckenberg (zwei disjunkte Teilflächen): Fichtenforst ohne Behandlung auf Standorten des bodensaurer Buchenwaldes und Waldumbaufläche Fichte

Die Waldstruktur wird in den Waldforschungsflächen nach dem gleichem Verfahren wie ein niedersächsischer Naturwald aufgenommen (MEYER et al. 2006). Um repräsentative Aussagen für die Gesamtfläche der WFF machen zu können, werden 0,1 Hektar große Probekreise (Abbildung 1) an den Kreuzungspunkten eines Rasternetzes im Abstand von 100 m bzw. 150 m

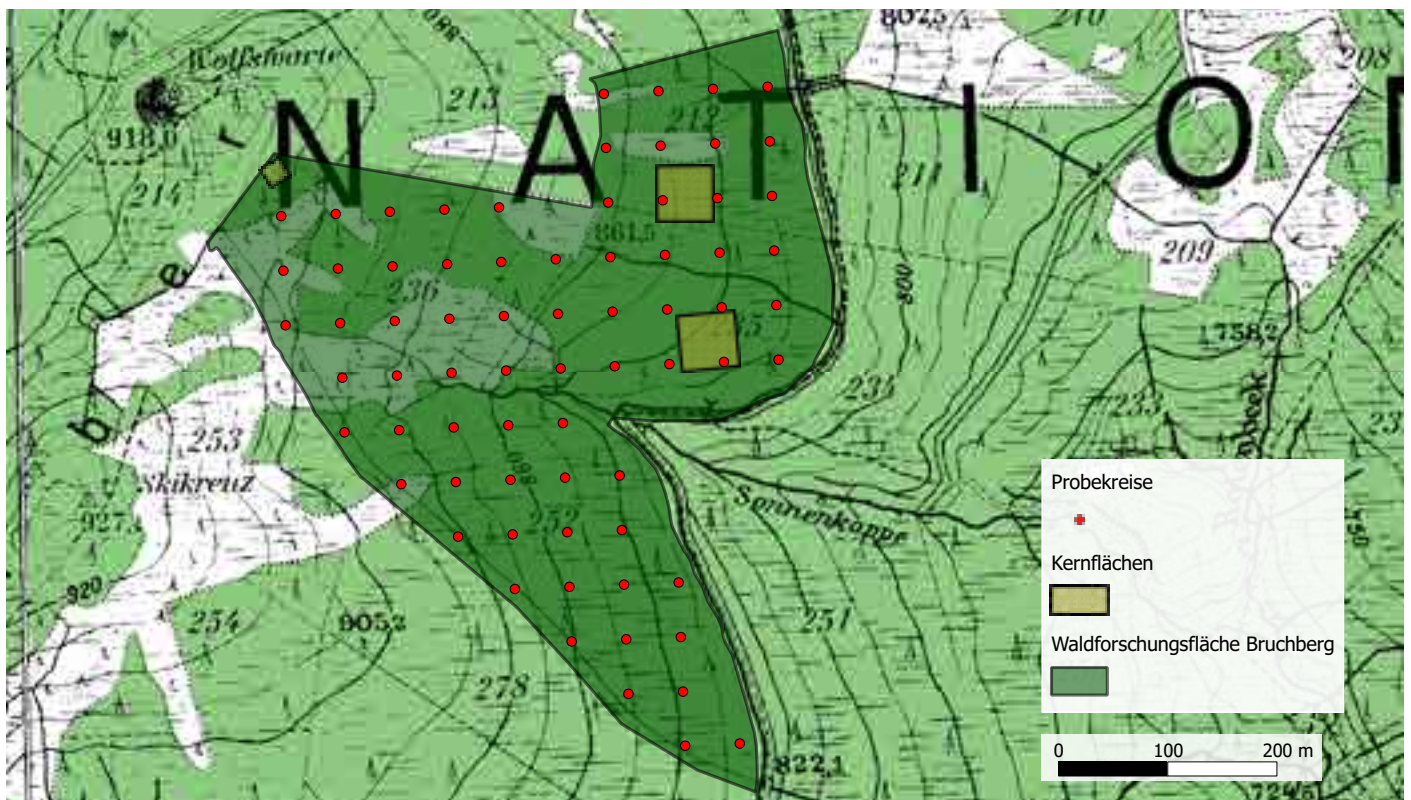


Abbildung 1: Probekreise und Kernflächen für das Monitoring der Waldstruktur in der WFF Bruchberg

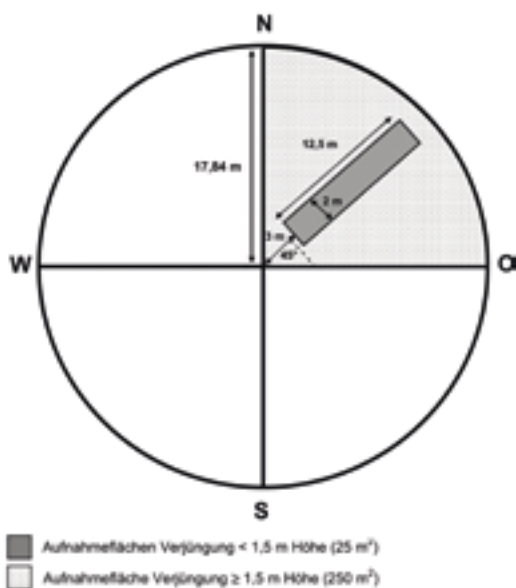


Abbildung 2: Aufnahmeflächen für die Gehölzverjüngung innerhalb des Probekreises

erfasst (Abbildung 2). Daneben dienen Kernflächen von meist 1 Hektar Größe, auf denen der Derbholzbestand vollständig und die Gehölzverjüngung stichprobenweise aufgenommen werden (Abbildung 3), der Untersuchung der Waldstruktur auf einem größeren Flächenausschnitt.

Folgende Aufnahmekompartimente werden unterschieden:

- **Stehender Derbholzbestand:** Alle senkrecht oder schräg stehenden, lebenden und toten Bäume, Baumstümpfe und Stubben mit einem Brusthöhendurchmesser (BHD)  $\geq 7$  cm.

- **Liegender Derbholzbestand:** Alle linienhaften Gehölzobjekte, deren Längsachse  $\leq 10$  Gon zur Horizontalebene geneigt ist. Lebende Objekte werden ab einem BHD  $\geq 7$  cm und tote Objekte ab einem Durchmesser am stärkeren Ende  $\geq 20$  cm erfasst.
- **Verjüngung:** Alle lebenden Gehölzpflanzen außer Keimlingen mit einem BHD  $< 7$  cm.

In der Gehölzverjüngung wird die Pflanzenzahl auf den jeweiligen Stichprobenflächen (Abbildung 2 und 3) nach Höhenklasse und Art ausgezählt.

### 2.1.1 Ergebnisse zur Regeneration von Hochlagen-Fichtenwäldern im Harz Waldforschungsfläche Bruchberg

Die WFF Bruchberg ist deckungsgleich mit dem bereits seit 1972 bestehenden Naturwald Bruchberg. Zur Zeit der Ausweisung stockten dort meist lückige, ungleichwüchsige Fichten-Baumhölzer in einem Alter von 83 bis zu 139 Jahren, die auf Teilflächen in geschlossene gleichwüchsige Fichtenbestände mit Birken und einzelnen Ebereschen übergingen (WECKESSER et al. 2006). In Wind- und Schneebruchlücken kam Naturverjüngung auf.

Windwürfe und Borkenkäferbefall haben seitdem die Waldentwicklung geprägt. Zunächst waren die Befallsherde klein und entgegen den allgemeinen Erwartungen weiteten sie sich in den 1970er Jahren nicht zu einer Massenvermehrung aus. Zu einem flächenhaften Absterben der Altbestände kam es jedoch in den Jahren 1996 und 1997. Entsprechend der Naturwald-

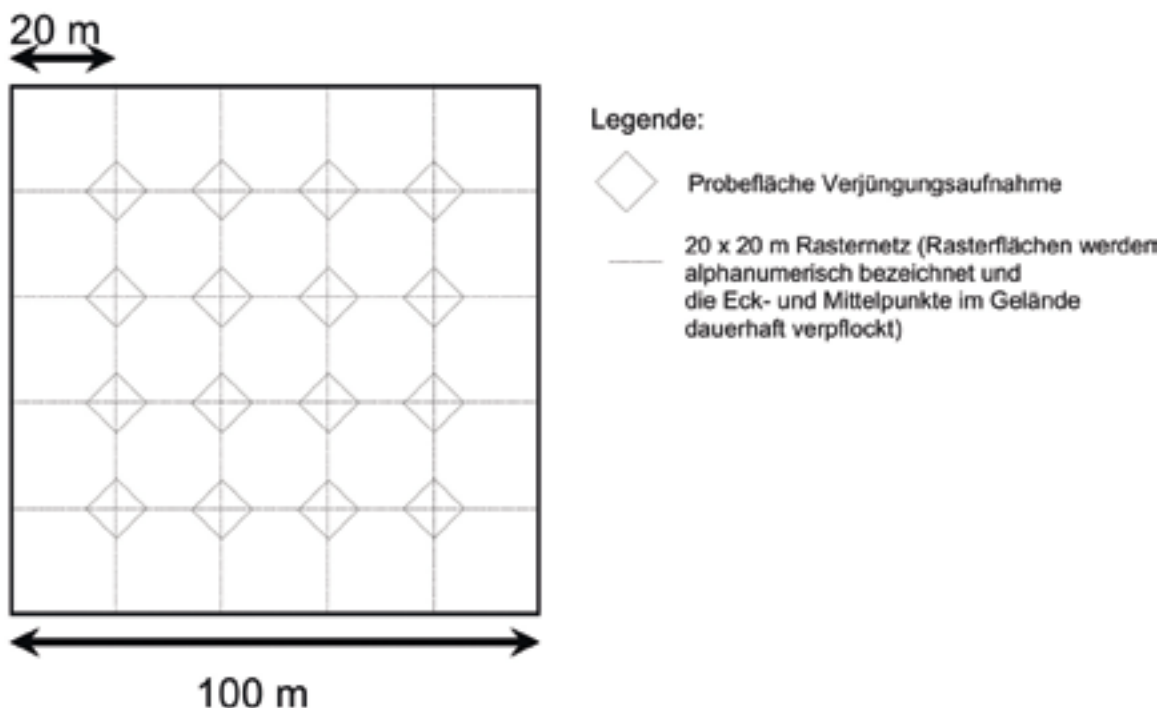


Abbildung 3: Aufnahmeflächen für die Gehölzverjüngung innerhalb der Kernfläche

und Nationalparkidee wurden keine Bekämpfungsmaßnahmen durchgeführt.

Die seit 1971 beobachtete Kernfläche 2 dokumentiert das Ineinandergreifen von Zerfall und Regeneration des Fichtenwaldes auf Mineralbodenstandorten in der WFF Bruchberg (Abbildung 4). Die ersten Ansätze der Baumverjüngung sind

ein Ergebnis der Windwürfe in den 1970er Jahren. Insbesondere stärker zersetztes Moderholz und der Stammfußbereich von abgestorbenen Altbäumen spielen als Ansatzstellen für die Verjüngung eine große Rolle. Die vor dem vollständigen Zusammenbruch der Altbestände etablierten Bäume wachsen seit 1997 verstärkt in den Derbholzbestand ein (Abbildung 5). Ein großer Teil der störungsbedingten Mortalität wurde also durch die

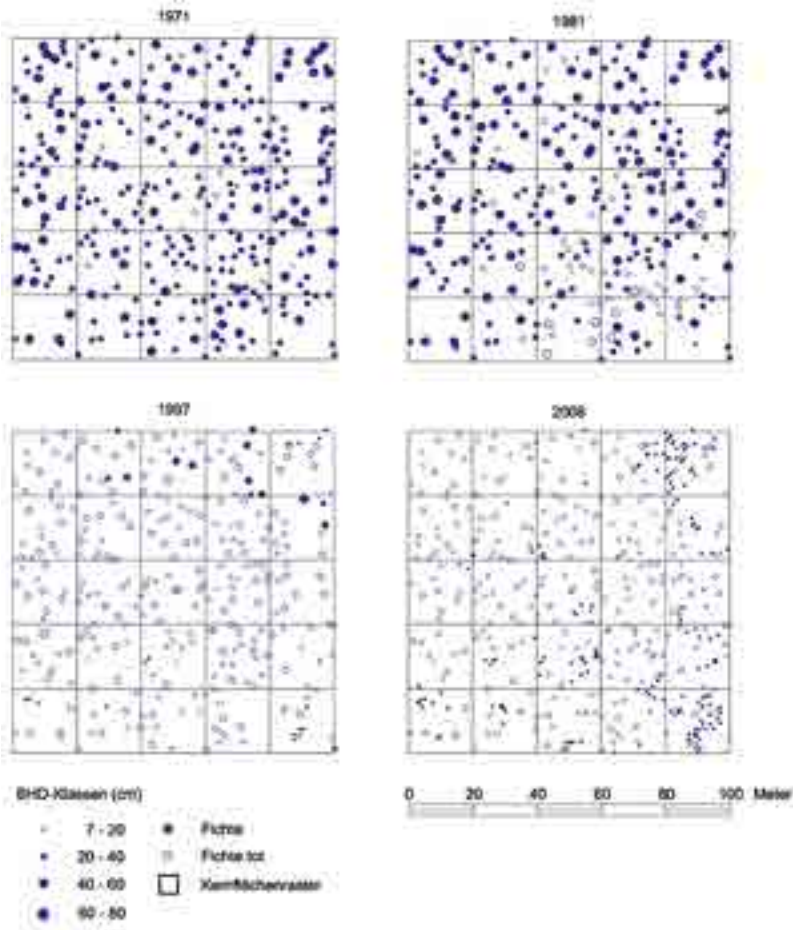


Abbildung 4: Entwicklung der Stammverteilung in der Kernfläche 2 der WFF Bruchberg von 1971 bis 2008. Dargestellt ist der stehende Baumbestand mit einem Durchmesser über 7 cm in Brusthöhe

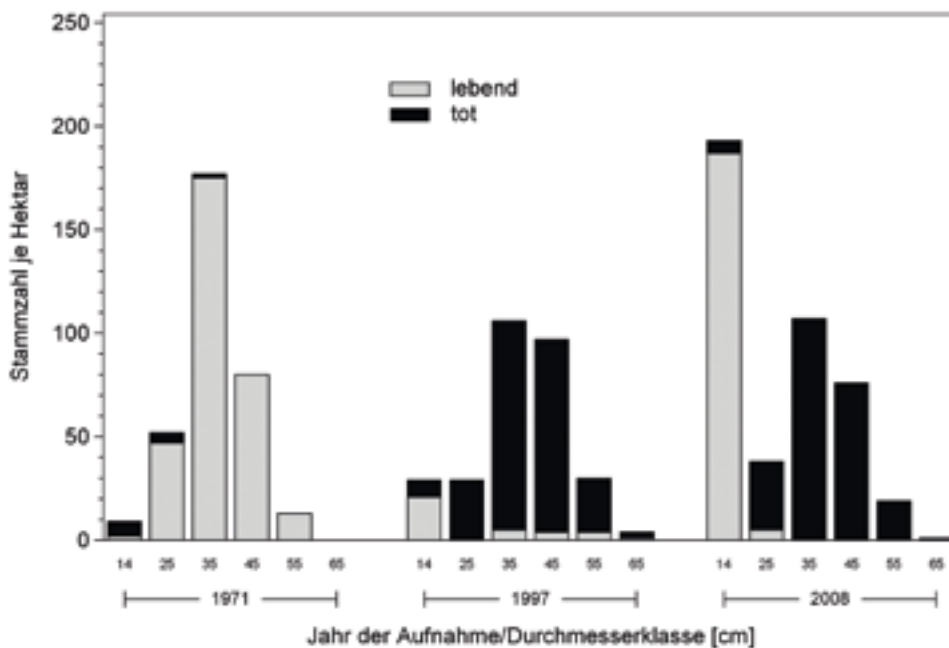


Abbildung 5: Durchmesserverteilung des Derbholzbestandes (Brusthöhendurchmesser  $\geq 7$  cm) in der Kernfläche 2 der WFF Bruchberg in den Jahren 1971, 1997 und 2008

Tabelle 1: Mittelwerte der Probekreiserhebungen (71 Probekreise) für die Stückzahl der Gehölzverjüngung im Jahr 2008 und Differenz zur ersten Inventur im Jahr 1997

Baumart(engruppe)	Aufnahmejahr und Differenz	Stückzahl je Höhenklasse			Summe
		<0,5 m	0,5 m - 2,0 m	> 2 m	
Fichte	2008	3.008	728	158	3.894
	Diff.	+1.876	+350	-15	+2.211
Birke	2008	158	23	-	180
	Diff.	-189	+9	-	-180
Eberesche	2008	62	23	1	85
	Diff.	+34	+20	+1	+55
Sonstige Laubbäume	2008	-	-	-	-
	Diff.	-3	-	-	-3
Summe	2008	3.228	773	158	4.159
	Diff.	+1.718	+379	-14	+2.083

nachrückende Generation junger Fichten ausgeglichen. Wie die Mittelwerte der Probekreisinventuren in der WFF Bruchberg zeigen, erhöht sich nach der großen Borkenkäferstörung gleichzeitig die Anzahl an Fichtenjungpflanzen unter einem Brusthöhdurchmesser von 7 cm (Tabelle 1). So hat sich die Jungpflanzenzahl in der untersten Höhenklasse von 1997 bis 2008 mehr als verdoppelt. Außer der Fichte spielen nur Moorbirke und Eberesche stellenweise eine gewisse Rolle. Ebereschen haben der Anzahl nach zugenommen und können auf einem sehr geringen Niveau auch aufwachsen.

Die potenzielle Bedeutung der Eberesche in den Hochlagenfichtenwäldern des Harzes wird aber erst deutlich, wenn ihre Verjüngung unter Ausschluss des Schalenwildeinflusses betrachtet wird. So konnten nach einem Windwurf im Jahr 1989

in der Nähe der Wolfswarte zahlreiche Ebereschen im Schutz eines dichten Verhaus aufwachsen (Abbildung 6). Ohne diesen Schutz vor dem Wild finden sich auf gleichem Standort in der Kernfläche 2 kaum Ebereschen. Nach einigen Jahren war der Verhaus aus Windwurfbäumen so stark zusammengesackt, dass die Schutzwirkung verloren gegangen ist. Von den vormalig vorhandenen Ebereschen hatte im Jahr 2010 kaum ein Exemplar überlebt. Die wenigen verbliebenen Bäume zeigten starke Wildschäden (Abbildung 7).

### 2.1.2 Quitschenberg

Durch mehrfache Sturmwürfe und Befall durch Borkenkäfer ist ein Fichten-Altbestand auf dem Quitschenberg im Hoch-

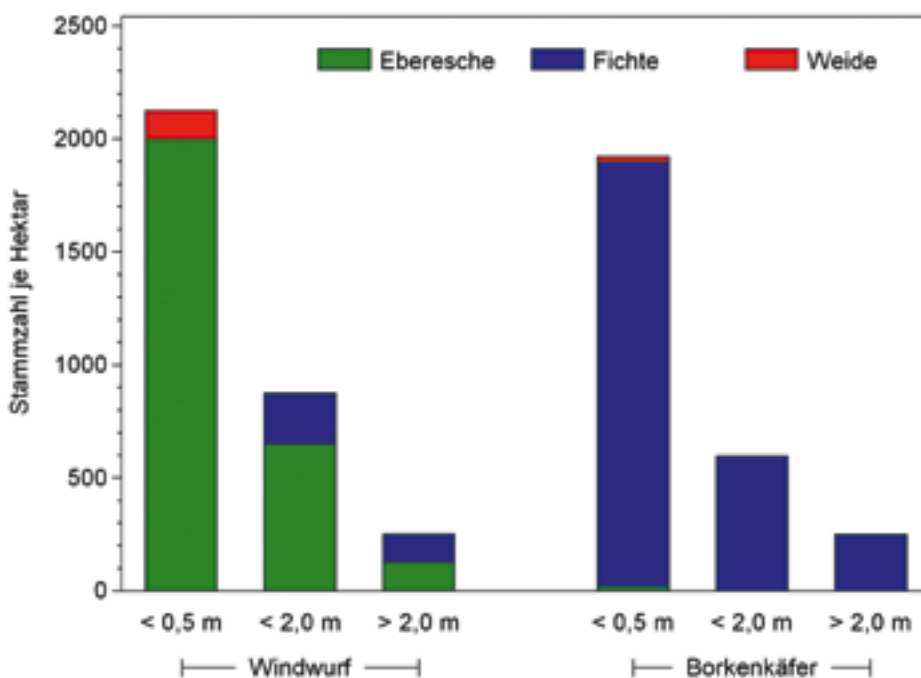


Abbildung 6: Gehölzverjüngung nach Höhenklassen und Baumarten in der WFF Bruchberg in Kernfläche 2 (Borkenkäfer) und Kernfläche 3 (Windwurf) im Jahr 1997





Abbildung 7: Verbleibende Ebereschen in der Nähe der Kernfläche 3 der WWF Bruchberg im Jahr 2010

harz während der 1990er Jahre weitgehend abgestorben. Im Jahr 1994 wurden Beobachtungsflächen zur Entwicklung der Gehölzverjüngung nach diesen Störungen eingerichtet. Bis 2006 wurden in einem überwiegend jährlichen Turnus alle Gehölz-

Jungpflanzen auf 100 m<sup>2</sup>-großen Probekreise nummeriert und aufgenommen (KEIDEL et al. 2008). Die Untersuchungsflächen verteilen sich auf die fünf Untersuchungseinheiten lebender Fichtenbestand, stehendes Totholz, Mischstratum (Übergang vom lebenden Bestand zu stehendem Totholz im Untersuchungszeitraum), Verhau und Freifläche. In jeder Einheit wurde ein Teil der Probekreise gezäunt.

In allen Untersuchungseinheiten hat die Verjüngungsdichte seit 1995 zugenommen und schwankte im Jahr 2006 zwischen 1.350 und 3.940 Jungpflanzen je Hektar. Eine dauerhafte Wiederbewaldung des Bestandes ist damit gesichert. Die Gehölzverjüngung bestand im Wesentlichen aus Fichte und Eberesche. Signifikant höhere Etablierungsraten der Fichte wurden in denjenigen Bereichen festgestellt, in denen ein größerer Teil des Fichtenaltbestandes überlebt hatte (Abbildung 8). Daran zeigt sich, dass die erfolgreiche Fichtenverjüngung wesentlich vom Sameneintrag der verbleibenden Altbäume abhängt. Hingegen erreicht die Eberesche auch weit entfernt liegende Flächen, da sie über Vögel effektiv verbreitet wird. Daher sind ihre jährlichen Etablierungsraten in allen Untersuchungseinheiten in etwa gleich hoch (Abbildung 8).

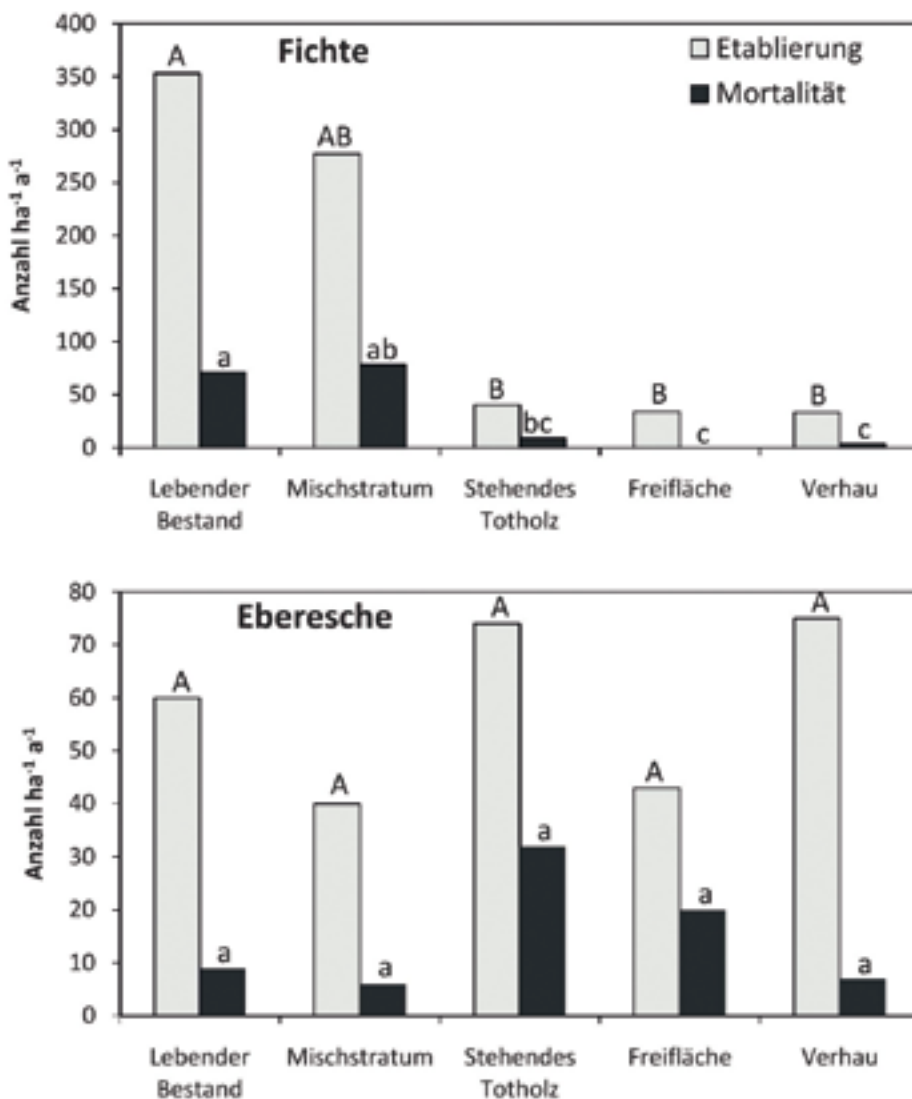


Abbildung 8: Mittlere jährliche Etablierungs- und Mortalitätsraten von Fichten und Ebereschen am Quitschenberg in den verschiedenen Untersuchungseinheiten. Signifikante Unterschiede werden durch unterschiedliche Großbuchstaben angezeigt (Scheffé-Test). Graphik aus: KEIDEL et al. (2008)

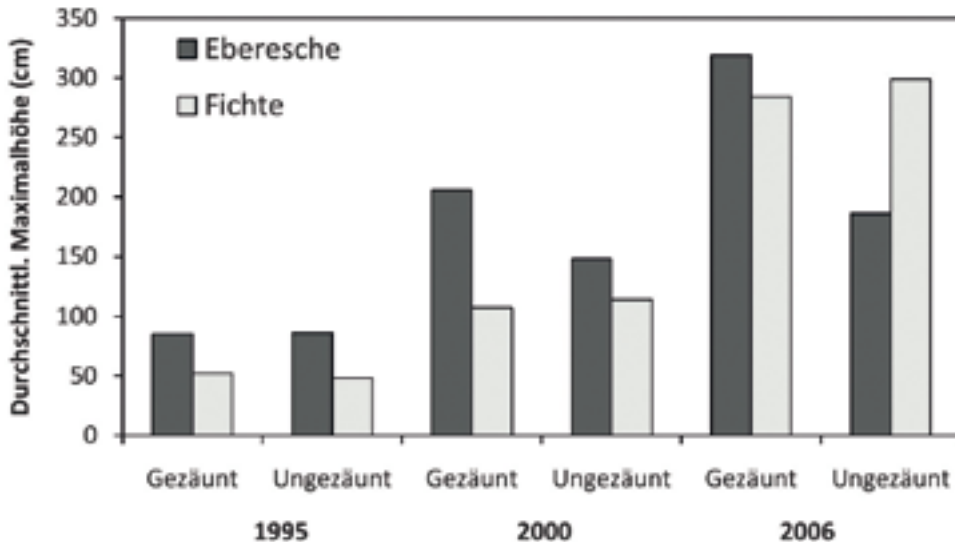


Abbildung 9: Durchschnittliche Maximalhöhen von Fichte und Eberesche in den gezäunten und ungezäunten Probeflächen am Quitschenberg. Graphik aus: KEIDEL et al. (2008)

Anhand des Vergleichs der erreichten Maximalhöhen je Probekreis und Baumart in den gezäunten und nicht gezäunten Flächen wird der Einfluss des Wildverbisses auf die Höhenentwicklung erkennbar (Abbildung 9). Während sich bei den Fichten die Höhen kaum unterschieden, waren die Maximalhöhen der Ebereschen in den nicht gezäunten Flächen erheblich geringer. Im Jahr 2006 ist dieser Unterschied statistisch signifikant (Mann Whitney Test,  $p = 0,018$ ). Durch den starken Verbissdruck außerhalb der Zäune wurden die Höhenverhältnisse zwischen den beiden Baumarten im Laufe des Untersuchungszeitraumes umgekehrt: die ursprünglich überlegenen Ebereschen sanken schließlich in ihrer Höhenentwicklung unter den Wert der Fichten ab.

### 3. Untersuchung des Wildeinflusses in niedersächsischen Naturwäldern

In einer Analyse niedersächsischer Naturwälder haben MEYER & RICHTER (2013) die Auswirkungen des Wildeinflusses auf die eigendynamische Gehölzverjüngung untersucht. Hierzu wurde ein großes Kollektiv an Stichprobenflächen aus Naturwäldern zusammengestellt, die mindestens 20 Jahre wildlicht gezäunt waren. Diesen wurden standörtlich und bestandestruktuell vergleichbare, nicht gezäunte Stichprobenflächen des gleichen Naturwaldes gegenübergestellt.

Das Auswertungskollektiv von insgesamt 561 Stichproben verteilt sich auf 15 Naturwälder und deckt ein weites Spektrum an Bestockungs- und Standortverhältnissen mit einem Schwerpunkt auf Buchen- und Eichenwäldern ab. Als Parameter der Gehölzverjüngung wurden die Anzahl Pflanzen je  $m^2$ , die Längensumme der Haupttriebe der Gehölzpflanzen je  $m^2$  (Maß für die Biomasseproduktion der Verjüngung) und die Artenzahl der Gehölzpflanzen  $\geq 1,5$  m Höhe je  $100 m^2$  errechnet. Diese Parameter wurden mit einem allgemeinen linearen Modell (proc glm unter SAS 9.1) auf ihre Abhängigkeit von den Einflussgrö-

ßen Dichte des Altbestandes (Grundfläche je ha), Nährstoffversorgungsstufe und Zauneffekt getestet.

Die Modellierung zeigt, dass der Zauneffekt die größte Bedeutung für die Entwicklung der Gehölzverjüngung hat (Tabelle 2). Auf eutrophen Standorten sind Stückzahl und Trieb längensumme im Zaun etwa doppelt so hoch wie außerhalb (Tabelle 3). Auf den nicht eutrophen Standorten liegen die Relationen bei 1:8,2 (Stückzahl) bzw. 1:4,8 (Trieb längensumme). Die Artenzahl an Gehölzpflanzen oberhalb einer Höhe von 1,5 m beträgt unabhängig von der Trophie des Standortes 160% des Wertes außerhalb des Zauns.

Insgesamt ist zu erkennen, dass Pflanzenzahl, Biomasseproduktion und Artenvielfalt der Gehölzverjüngung unter Ausschluss waldbaulicher Maßnahmen durch den Wildeinfluss erheblich negativ beeinflusst werden. Im Kontext der vielfältigen Faktoren, die auf die Verjüngung einwirken, erweist sich das Schalenwild

Tabelle 2: Hauptergebnisse der Modellierung verschiedener Kenngrößen der Gehölzverjüngung in Abhängigkeit von Altbestandsdichte, Nährstoffversorgungsstufe (eutroph = ja oder nein) und Zauneffekt.  $p > |t|$  = Wahrscheinlichkeit einer größeren Prüfgröße, Koeffizient = Koeffizient der linearen Gleichung.

Kenngröße	Modellparameter	$p >  t $	Koeffizient
Pflanzenzahl je $m^2$	Achsenabschnitt	n.s.	0,73
	Dichte	n.s.	-
	Eutroph	0,0003	3,02
	Zaun	<0,0001	4,39
Trieb längensumme [ $m$ je $m^2$ ]	Achsenabschnitt	0,0199	0,87
	Dichte	n.s.	-
	Eutroph	0,0020	1,54
	Zaun	< 0,0001	3,28
Artenzahl $\geq 1,5$ m Höhe je $100 m^2$	Achsenabschnitt	< 0,0001	1,75
	Dichte	n.s.	-
	Eutroph	n.s.	-
	Zaun	< 0,0001	0,97

Tabelle 3: Ergebnisse der Modellierung verschiedener Kenngrößen der Gehölzverjüngung in Abhängigkeit von Altbestandsdichte, Nährstoffversorgungsstufe (eutroph = ja oder nein) und Zauneffekt. Die modellierten Ergebnisse der Kenngrößen werden in Form eines Index als Vielfache des Modellwertes ohne Zaun auf nicht eutrophen Standorten ausgedrückt.

Kenngröße	Zaun	eutroph	Index
Pflanzenzahl je m <sup>2</sup>	nein	nein	1,0
		ja	5,2
	ja	nein	8,2
		ja	11,2
Triebblängensumme [m je m <sup>2</sup> ]	nein	nein	1,0
		ja	2,8
	ja	nein	4,8
		ja	6,5
Artenzahl ≥ 1,5 m Höhe je 100 m <sup>2</sup>	nein	-	1,0
	ja	-	1,6

als eine dominante Einflussgröße. In Übereinstimmung mit den Ergebnissen aus den Hochlagen-Fichtenwäldern des Harzes zeigt sich, dass insbesondere der Aufwuchs von Mischbaumarten behindert, wenn nicht gar vollständig ausgeschlossen wird (vgl. RAIMER 2004, MANN 2009). Da der Wildeinfluss an dem Schlüsselprozess der Gehölzverjüngung ansetzt, werden hierdurch die „Weichen“ von Regeneration und Sukzession in Naturwäldern dauerhaft gestellt.

## 4. Diskussion

### 4.1 Verjüngungspotenzial von Hochlagen-Fichtenwäldern

Aus den seit Anfang der 1970er Jahre laufenden Untersuchungen des Naturwalds Bruchberg in Kombination mit der Studie am Quitschenberg wird die hohe Regenerationsfähigkeit von Fichtenwäldern der Harzhochlagen nach großflächigen Störungen deutlich. Im Zuge der Naturwaldentwicklung wird der Bestand des Waldes in den Harzhochlagen durch einen vergleichsweise langsam verlaufenden und räumlich sehr heterogenen Verjüngungsprozess gewährleistet (WECKESSER et al. 2006). Dies führt mittel- und langfristig zu einem hohen Maß an struktureller Heterogenität, die wiederum positive Auswirkungen auf die Diversität der Lebensgemeinschaften erwarten lässt (MÜLLER et al. 2010).

Sowohl die Untersuchungen in den Fichtenwäldern der Harzhochlagen als auch diejenigen in einem größeren Kollektiv an Laubwald-Naturwäldern zeigen aber auch den entscheidenden Einfluss des Schalenwildes auf die Verjüngungsentwicklung und insbesondere die vom Wild bevorzugten Mischbaumarten. Hier ist im Harz an erster Stelle die Eberesche zu nennen.

An sich sind Verbiss, Schäle, Fegen und Schlagen von Gehölzen durch das Schalenwild natürliche Prozesse. Vor dem Hinter-

grund der Zielstellung von Naturwäldern und Nationalparks stellt sich allerdings die Frage, welches Ausmaß sie natürlicherweise annehmen.

### 4.2 Natürlicher Windeinfluss auf die Gehölzverjüngung

Zu dieser Frage gehen die Ansichten weit auseinander. Das ursprüngliche Bild Mitteleuropas als natürlicherweise weitgehend geschlossene Waldlandschaft (COTTA 1821, ELLENBERG 1986) wurde in den 1990er Jahren durch die Megaherbivoren-Hypothese (GEISER 1992, Vera 2002) erschüttert. Danach wäre Mitteleuropa auch ohne den Einfluss des Menschen eine halboffene Landschaft, da die (ausgestorbenen) großen Pflanzenfresser den Wald stark zurückdrängen würden. Verbiss, Schäle und Fegen wären in einem starken Ausmaß natürlich. Auch wenn pollenkundliche Untersuchungen deutlich gegen diese Hypothese sprechen (BRADSHAW et al. 2003, MITCHELL 2005), bleibt die Frage nach dem natürlichen Wildeinfluss bestehen. In Zaun/Nicht-Zaun-Versuchen kann lediglich der Effekt des jeweiligen Schalenwildbestandes quantifiziert, nicht jedoch geklärt werden, wie nahe die Situation im Zaun natürlichen Verhältnissen kommt.

Wichtige Hinweise auf den natürlichen Einfluss von Herbivoren auf die Pflanzendecke geben neuere Studien zur Auswirkung von Spitzenprädatoren, wie Wolf, Bär und Luchs, auf Herbivorenbestände (ESTES et al. 2011, RIPPLE & BESCHTA 2012). Die Untersuchungen liefern Belege für die sog. „Exploitation Ecosystem Hypothesis“ (OKSANEN et al. 1981, zit. n. RIPPLE & BESCHTA 2012), nach der die Herbivorendichten mit steigender Netto-Primärproduktivität von Ökosystemen durch Prädatoren weitgehend konstant gehalten werden. Umgekehrt bedeutet diese natürliche „Top-Down“-Kontrolle von Ökosystemen, dass die Herbivorendichte bei Abwesenheit von Prädatoren, wie vor allem Wölfen, auf ein Vielfaches des natürlichen Niveaus ansteigen kann (RIPPLE & BESCHTA 2012). Da in Mitteleuropa Spitzenprädatoren nach wie vor weitgehend fehlen, ist davon auszugehen, dass hier der Wildbestand gegenüber natürlichen Verhältnissen deutlich erhöht ist. Die zusätzliche Steigerung der Lebensraumkapazität durch den Einfluss der Landwirtschaft und die Eutrophierung von Ökosystemen dürfte zu einer weiteren Erhöhung gegenüber natürlichen Verhältnissen beitragen. Unter diesem Blickwinkel erscheint die Verjüngungsdynamik in den gezäunten Untersuchungsflächen erheblich naturnäher als außerhalb der Zäune. Bestätigung findet diese Einschätzung auch aus den Untersuchungen von LÄSSIG und MOCALOV (2000) auf Windwurfflächen im Ural unter Anwesenheit von Spitzenprädatoren im Vergleich zur Schweiz.

Besonders kritisch ist der offensichtlich unnatürlich hohe Wildbestand für Mischbaumarten wie die Eberesche (vgl. RAIMER 2004, MANN 2009), die aus Sicht der natürlichen Biodiversität und Dynamik der Harzer Hochlagenwälder eine Schlüsselrolle spielt. In einer vergleichbaren Situation war bis zur Wiederein-

führung des Wolfs Mitte der 1990er Jahre die Aspe (*Populus tremuloides*) im Yellowstone-Nationalpark (KAY 2000). Durch die Effekte der Wolfspopulation auf das Schalenwild konnte sie sich mittlerweile wieder erfolgreich ausbreiten (KAUFFMANN et al. 2010).

In einer Parallele zum Yellowstone-Nationalpark bietet sich im Nationalpark Harz die Eberesche als Indikator für die Regulation der Wildbestände an – ein Vorschlag, der bereits von RAIMER (2004) gemacht wurde. So lange, wie die Eberesche ihre Rolle als Pionier- und Mischbaumart nicht angemessen im Vergleich zu den gezäunten Weiserflächen übernehmen kann, ist eine weitere Reduktion der Bestandesdichten erforderlich. Mit dem Kontrollgattersystem verfügt der Nationalpark Harz bereits über ein etabliertes Monitoring, das in dieser Hinsicht genutzt werden kann.

## 5. Literatur

- BRADSHAW, R.H.W.; HANNON, G.E. & LISTER, A.M. (2003): A long-term perspective on ungulate-vegetation interactions. *Forest Ecology and Management*, 181, 267-280.
- COTTA, H. (1821): Anweisung zum Waldbau. 3. Auflage, Arnoldische Buchhandlung, Dresden, 351 S.
- ELLENBERG, H. (1986): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 4. Auflage. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 989 S.
- 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.; JACKSON, J.B.C.; MARQUIS, R.J.; OKSANEN, L.; OKSANEN, T.; PAINE, R.T.; PIKTICH, E.K.; RIPPLE, W.J.; SANDIN, S.A.; SCHEFFER, M.; SCHOENER, T.W.; SHURIN, J.B.; SINCLAIR, A.R.E.; SOULÉ, M.E.; VIRTANEN, R. & WARDLE, D.A. (2011): Trophic Downgrading of Planet Earth. *Science*, 333, 301-306.
- GEISER, R. (1992): Auch ohne Homo sapiens wäre Mitteleuropa von Natur aus eine halboffene Weidelandschaft. *Laufener Seminarbeiträge*, 2, 22-34.
- HEILAND, S. & HOFFMAN, A. (2013): Erste Evaluierung der deutschen Nationalparks: Erfahrungen und Ergebnisse. *Natur und Landschaft*, 88 (7), 303-308.
- KAUFFMAN, M.; BRODIE, J.F. & JULES, E.S. (2010): Are wolves saving Yellowstone's aspen? A landscape-level test of a behaviorally mediated trophic cascade. *Ecology*, 91(9), 2742-2755.
- KAY, C.E. (1997): Yellowstone: Ecological Malpractice. *PERC Reports Special Issue*, 15 (2), 32 S.
- KEIDEL, S.; MEYER, P. & BARTSCH, N. (2008): Regeneration eines naturnahen Fichtenwaldökosystems nach großflächiger Störung. *Forstarchiv*, 79, 187-196.
- LÄSSIG, R. & MOCALOV, S.A. (2000): Frequency and characteristics of severe storms in the Urals and their influence on the development, structure and management of the boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 135, 179-194.
- MANN, T. A. (2009): Vegetationsökologisches Monitoring im Nationalpark Harz unter besonderer Berücksichtigung des Schalenwildeinflusses und der Waldstruktur, Cuvillier Verlag, Göttingen.
- MEYER, P. & RICHTER, O. (2013): Einfluss des Schalenwildes auf die Gehölzverjüngung in Naturwäldern. *AFZ/Der Wald*, 3, 4-5.
- MEYER, P.; WEVELL v. KRÜGER, A.; STEFFENS, R. & UNKRIG, W. (2006): Naturwälder in Niedersachsen – Schutz und Forschung. Band 1. Leinebergland Druck, Alfeld, 339 S.
- MITCHELL, F. (2005): How open were European primeval forests? Hypothesis testing using palaeoecological data. *Journal of Ecology*, 93, 168-176.
- MÜLLER, J.; NOSS, R. F.; BUSSLER, H. & BRANDL, R. (2010): Learning from a "benign neglect strategy" in a national park: Response of saproxylic beetles to dead wood accumulation. *Biological Conservation*, 143, 2559-2569.
- NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ (2011): Nationalparkplan. Nationalpark Harz, 131 S.
- NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ (2012): Waldforschung im Nationalpark Harz – Waldforschungsfläche Bruchberg: Methodik und Aufnahme 2008/09. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, 9, 120 S.
- RAIMER, F. (2004): Monitoring-Verfahren zur Waldentwicklung und der Einfluss des Schalenwildes im Nationalpark Harz. *Forst und Holz*, 59 (7), 331-335.
- RIPPLE, W.J. & BESCHTA, R.L. (2012): Large predators limit herbivore densities in northern forest ecosystems. *European Journal of Wildlife Research*, 58, 733-742.
- VERA, F.W.M. (2002): Grazing ecology and forest history. CABI International, Reading, 505 S.

WECKESSER, M.; SCHMIDT, J. E. U.; MEYER, P.; UNKRIG, W. & WEVELL v. KRÜGER, A. (2006): Der Naturwald Bruchberg im Nationalpark Harz. Vegetation, Waldstruktur und Arthropodenfauna. Schriftenreihe der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt. 141, 132 S.

**Anschrift des Autors:**

Dr. Peter Meyer  
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt  
Grätzelstr. 2  
37079 Göttingen  
Tel.: 0551/69401-180  
Peter.Meyer@nw-fva.de

ANDREAS KESSLING, WERNIGERODE

# Pionierarbeit zur Dokumentation der Waldentwicklung im Nationalpark Hochharz und die Zusammenführung des Monitorings (Weisergatter & Trakte) im Nationalpark Harz

## Zusammenfassung

Untersuchungen zum Einfluss des Schalenwildes auf die Waldentwicklung gehören zu den Aufgaben von Großschutzgebieten. Seit 1993 wurde versucht dies im Harzer Nationalpark umzusetzen. Im Rahmen einer Diplomarbeit wurde auf acht ausgewählten Flächen verschiedener Höhenlagen die Verbisssituation untersucht. 2003 ist das Netz von Vergleichsflächenpaaren auf 32 erweitert worden. Die jeweiligen Nachaufnahmen erbrachten nur bedingt auswertbare Ergebnisse. Die Methodik, auf verjüngungsfähigen Standorten Weisergatter zu errichten, erlaubt nur Rückschlüsse auf das jeweilige Zielgebiet. Außerdem ist es erforderlich, alle fünf bis acht Jahre neue Gatter an immer wieder neuen Standorten zu bauen. Eine Verbisstendenz zu erfassen ist nicht möglich.

2009 erfolgte eine Angleichung an die im niedersächsischen Nationalparkteil erfolgreich angewandte Methodik. Weisergatter im 1 x 2 km Raster und die Traktaufnahme auf den Verbindungslinien ermöglichen eine Erhebung auf der gesamten Fläche und versprechen mittel- und langfristig auswertbare Ergebnisse, zeigen Entwicklungen auf. 2010 erfolgte die Erstaufnahme der 40 Vergleichsflächenpaare und 2011 und 2012 die Felderfassung der 51 Traktlinien. Im Dreijahresturnus wird zukünftig ein kompletter Aufnahmezyklus erhoben.

## 1. Rückblick

- 1994 Diplomarbeit FH Forstwirtschaft (Göttingen)
- 1997 Nachaufnahme der 8 Flächenpaare der Diplomarbeit
- 2003 Neueinrichtung von 32 Vergleichsflächenpaaren
- 2008 Nachaufnahme der Flächen und Empfehlungen zur Vereinheitlichung des Monitorings zum Wildeinfluss im 2006 vereinten Nationalpark Harz
- 2009 Anpassung des Monitorings (Sachsen-Anhalt) an das seit 1995 in Niedersachsen angewandte Verfahren
- 2010 Vegetations- und Verbissaufnahmen auf den Weiserflächen nach der neuen Methode
- 2011/12 Traktverfahren
- 2013 Weisergatter erste Wiederholungsaufnahme

## 2. Diplomarbeit – Weisergatteraufbau

Der Abschluss des Studiums der Forstwirtschaft in Göttingen an der dortigen Fachhochschule sollte 1994 möglichst eine Diplomarbeit im Nationalpark Hochharz sein, in dem der Verfasser vor dem Studium tätig war.

Gute Kontakte zwischen der wissenschaftlichen Leitung des ersten Harzer Nationalparks und dem Wildbiologischen Institut der Universität Göttingen ermöglichten eine Koproduktion zwischen Fachhochschule, Universität, Nationalpark Hochharz und dem Verfasser, mit dem Ziel, erste Vegetationsaufnahmen zu Wildverbissuntersuchungen im Rahmen dieser Diplomarbeit durchzuführen.

Die Methodik bestand im Wesentlichen in der Vegetationsaufnahme von Vergleichsflächenpaaren (gezäunt/ungezäunt), angelegt auf verjüngungsfähigen Flächen (Arbeitskreis Wild und Vegetation, PETRAK 1992). Acht repräsentative Flächen unterschiedlicher Höhenstufen im Bereich Brocken (Nordhang, 3 Flächen) und Zeterklippe (Osthang, 5 Flächen) wurden

ausgewählt (Abbildungen 1-3, Tabellen 1 und 2). Die Erstaufnahme und deren Auswertung dieser Vergleichsflächenpaare (innerhalb und außerhalb der Kleingatter) bildete die Grundlage der Diplomarbeit.

1997 erfolgte dann nach 3 Jahren auf den angelegten Flächen eine Wiederholungsvegetationsaufnahme. Die Vergleichbarkeit dieser Zweitaufnahme mit der Erstaufnahme der Diplomarbeit

erwies sich als schwierig. Die überwiegend gepflanzten Fichten beeindruckten mit jährlichen Höhenzuwächsen von über 50 cm, während auf der Fläche III am Kleinen Brocken auch im Zaun keinerlei Naturverjüngung zu verzeichnen war.

Die Vergleichbarkeit mit der Erstaufnahme ist nach 3 Jahren schon nicht mehr gegeben, wenn gepflanzte Verjüngungskomplexe ausgewählt werden.

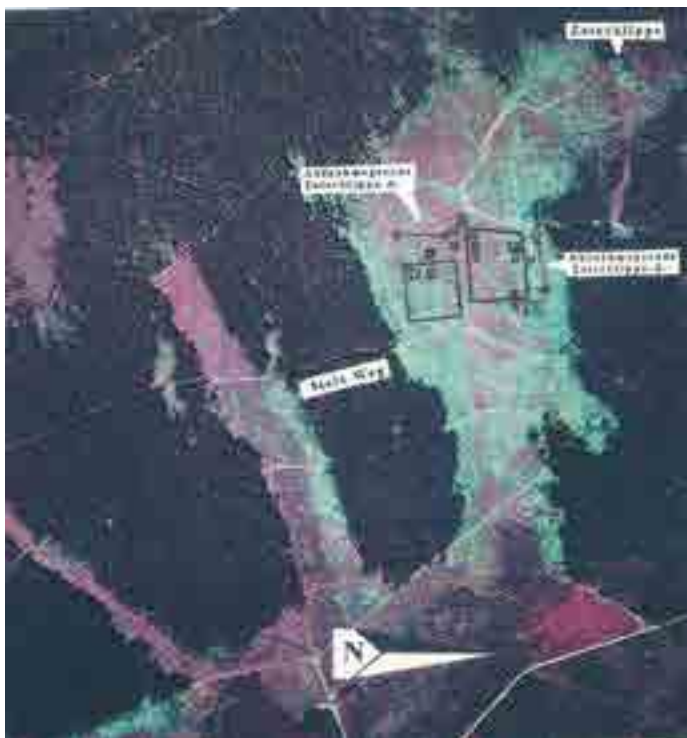


Abbildung 1: Lage der Vergleichsflächenpaare



Abbildung 2: Weiserfläche I an der Unteren Peseke, Einlauf Eckertalsperre



Abbildung 3: Auswahl der Flächen an der Zeterklippe, Prof. Schmidt und Dr. Schneider als Betreuer der Diplomarbeit

### 3. Anlage von neuen Weisergattern auf ausgewählten Flächen 2003

Verteilt auf alle Nationalpark Reviere wurde 2003 ein Netz von insgesamt 32 Vergleichsflächenpaaren gespannt. Es wurden vorhandene Großgatter genutzt und neue 12x12m Kleingatter angelegt. Eine erste Aufnahme erfolgte durch Revierförster und Studenten.

Diesmal vergingen fünf Jahre, bis 2008 eine Zweitaufnahme erfolgte. Die Ergebnisse der Aufnahme sind Tabelle 3 zu entnehmen. Die Nachteile dieser Methode wurden wiederum

Tabelle 1: Verbissituation der Flächen I und II im Jahr 2008 (Tabelle ohne Fläche III, da es keine Verjüngung vorhanden war.)

Fläche	Baumart	Verbissprozent		Vitalität ø	
		Leittrieb	Oberes Drittel	Z	U
I	Fichte	12,5	35,4	2,3	2,3
	Eberesche	78,6	78,6	2,0	2,7
	Moorbirke	100	100	-	2,8
II	Fichte	11,1	15,2	2,1	2,2
	Eberesche	93,3	93,3	2,2	2,6

Tabelle 2: Verbissprozent und Vitalität der Baumarten auf den Flächen IV bis VIII im Jahr 2008

Fläche	Baumart	Verbissprozent		Oberes Drittel		Vitalität ø	
		Z	U	Z	U	Z	U
IV	Fichte	0	13,6	0	9,1	2,6	2,9
	Eberesche	0	33,3	0	33,3	1,5	2,4
V	Fichte	4,3	39,4	4,3	36,4	2,6	2,9
	Eberesche	66,7	100	66,7	66,7	3,4	2,2
	Salweide	-	100	-	100	-	3,0
VI	Fichte	3,7	25,0	3,7	28,1	2,8	2,9
	Eberesche	-	100	-	100	-	2,3
	Salweide	0	75,0	0	100	2,0	2,5
VII	Fichte	1,4	10,0	1,4	10,0	2,2	2,8
	Eberesche	-	100	-	100	-	2,3
	Salweide	0	-	0	-	2,0	-
VIII	Fichte	0	30	0	30,0	2,4	2,9
	Eberesche	0	100	0	100	2,5	3,3
	Birke	-	100	-	100	-	2,5

Tabelle 3: Gehölzverbiss im Jahr 2008

Baumart	Anzahl Baumarten	Verbissprozent
Buche	930	7
Fichte	576	9
Eberesche	60	44
Birke	42	21
Esche	21	0
Kiefer	12	8
Eiche	5	20
Spitzahorn	4	0
Bergahorn	2	50
Weide	2	0
Lärche	2	0

offensichtlich und durch die Verwendung von Großgattern noch verstärkt.

Diese unbefriedigenden Ergebnisse veranlassten die Nationalparkverwaltung eine Standortbestimmung in Auftrag zu geben. Nachdem 2006 beide Harzer Nationalparke länderübergreifend zusammengeschlossen wurden, stand unter anderem auch die Frage einer Vereinheitlichung des Monitorings zum Einfluss des Schalenwildes auf die Vegetation im Raum.

Es wurde eine vergleichende Arbeit in Auftrag gegeben, die beide bisher in Niedersachsen und Sachsen-Anhalt unterschiedlichen Methoden untersuchte und eine mögliche Vereinheitlichung anregte.

Im Ergebnis dieser Arbeit wurde die Übernahme des niedersächsischen Verfahrens vorgeschlagen. Wesentliche Nachteile der Vergleichsflächen-Methodik auf immer wieder neuen Flächenpaaren wurden aufgezeigt und die Konsequenz aus fast 15 Jahren Arbeit gezogen. Bis auf einige längerfristig auswertbare, sogenannte Sonderflächen, wurden die übrigen Flächen aufgegeben.





Abbildung 4: Lage der Weiserflächen auf den entsprechenden Traktlinien

#### 4. Vereinheitlichung des Monitorings 2010

In Anlehnung an die seit 1995 erfolgreich im niedersächsischen Teil des Nationalparks angewendete Monitoring-Methode wurde auch in Sachsen Anhalt (ST) in den Mittelpunkten des Gauß/Krüger Rasters ein Netz von Weiserflächen mittels GPS eingemessen. Allerdings nur im Raster 1 x 2 km (Niedersachsen 1 x 1 km). An deren Mittelpunkten wurden die Kleingatter eingerichtet und in der Regel westlich vom Mittelpunkt im Abstand von 25m die Vergleichsfläche mit einem Mittelpfosten markiert.

Die Vegetationsaufnahme dieser entstandenen insgesamt 40 Weiserflächen wird ergänzt durch das sogenannte Traktverfahren. Dabei wird auf der Verbindungslinie zwischen den Weiserflächen alle 10m in einem Probekreis von 10m<sup>2</sup> sogenannte Vegetationsartengruppen, der Leittriebverbiss aller vorkommenden Baumarten, Losung und Schälde sowie das Vorhandensein von liegendem und stehendem Totholz aufgenommen (Abbildung 4). Die im Gelände nicht markierten Trakte von einem Kilometer Länge verbinden die Mittelpunkte der Kleingatter und werden in Nord Süd- oder Süd-Nord-Richtung begangen. Geringe Abweichungen von der Trasse sind bei Nachaufnahmen von untergeordneter Bedeutung und vernachlässigbar. Die Anvisierung der Gatter erleichtert die Trassenfindung, wobei

Ortskenntnisse hilfreich sind und unzugängliche Klippenpartien umgangen werden. Der Wildnis-Effekt im Gebiet nach über 23 Jahren Nationalparkausweisung nach Windbruch- und Käferereignissen, verbunden mit entsprechender Verjüngungsdynamik, ist enorm und erschwert die Aufnahme der Trakte, zumal etwa 30 % der Fläche blocküberlagert sind und unzugängliche Klippenbereiche und Felspartien einschließen.

Die Aufnahme der Trakte ist eine vereinfachte Vegetationsaufnahme, welche aber eine flächige Erfassung der Verbissituation ermöglicht und somit eine gute Ergänzung zur punktuellen Aufnahme der Weiserflächen darstellt. Der Aufwand im Gelände ist hoch, sodass nur etwa die Hälfte der Traktlinien in einem Jahr aufgenommen werden kann. Im Rhythmus von drei Jahren können aber alle Aufnahmen einer Aufnahmeperiode realisiert werden.

#### 5. Aufbau eines systematischen Monitoringverfahrens

Die Angleichung der Verfahren ist erfolgreich vollzogen worden. Der einzige Unterschied besteht in der Rastergröße. Im niedersächsischen Nationalparkteil wird am Raster 1 x 1 km festgehalten, schon um die wertvollen Datenreihen der letzten 15 Jahre weiterführen zu können.

Das 1 x 2 km Raster im östlichen Teil des Nationalparks, eingeführt um Aufwand und Nutzen in einem günstigeren Verhältnis zu halten, muss sich als aussagekräftig erweisen und dem Vergleich zum Westteil standhalten. Nach einigen Aufnahmezyklen sollte eine Bestandsaufnahme erfolgen, um den verminderten Aufwand zu rechtfertigen oder gegebenenfalls in Frage zu stellen.

#### 6. Ergebnisse

Die Erhebungen von 1994 bis 2008 zum Verbiss der vorkommenden Gehölze ergaben im Wesentlichen nur sehr punktuell auswertbare Ergebnisse. Die Eberesche wird in den Gebieten mit sehr hohem Anteil der Fichte zu 100 % verbissen. Andere Laubbaumarten sind dort kaum außerhalb von Gattern anzutreffen.

Nach der Vereinheitlichung der Monitoringverfahrens im Jahr 2010 ist eine flächendeckende Aussage auch im sachsen-anhaltischen Nationalparkteil möglich.

Die Erstaufnahme der Weiserflächen 2010 ergab zum Beispiel die Baumartenverteilung, die in Abbildung 5 zu sehen ist. Insgesamt wurden auf den 70 Kontrollflächen 16 Gehölzarten dokumentiert. Vertreten sind Arten mit mehr als 10 % Anteil in den Kontrollflächen – wie Bergahorn, Buche, Eberesche und Fichte. Die Verbissituation 2010 ist der Abbildung 6 zu entnehmen. Die Erhebungen zum Traktverfahren der Jahre 2011 und 2012 ergaben vergleichbare Ergebnisse.

**Nationalpark Harz (Sachsen-Anhalt)  
Diversität und Baumartenanteile in den  
Kontrollflächen (2010)**

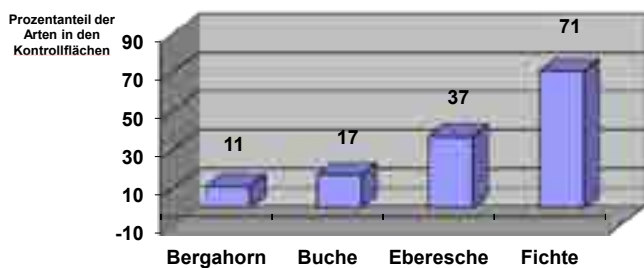


Abbildung 5: Baumartenverteilung in den Weisergattern

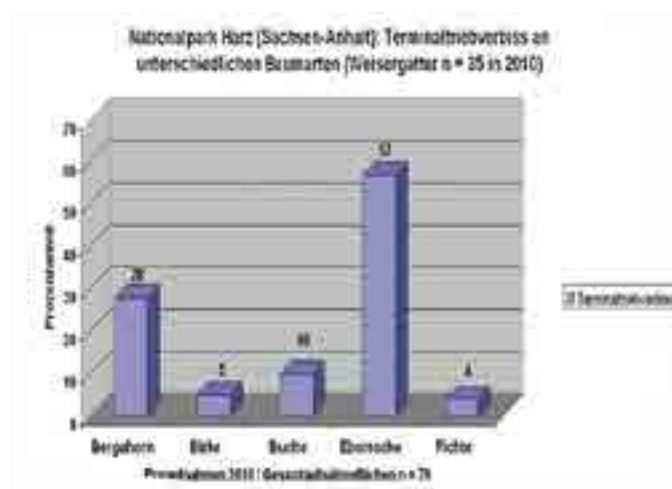


Abbildung 6: Terminaltriebverbiss in den Weisergattern

Die Aufnahmen der nächsten Jahre werden Tendenzen aufzeigen, die eventuell dann auch Rückschlüsse auf notwendige jagdliche Regulierungen ermöglichen.

7. Literatur

PETRAK, M. (1991): Wechselbeziehungen zwischen Wild und Vegetation. AFZ 4/1991, S. 172 – 174.

**Anschrift des Autors:**

Andreas Keßling  
 Naturschutz, Baum- und Landschaftspflege  
 Am Schloß 15  
 38855 Wernigerode  
 Telefon: 0160/94784360  
 a.kessling@t-online.de

FRANK RAIMER, ODERHAUS

# Waldentwicklung und Wildeinfluss - Monitoringergebnisse im Nationalpark Harz sowie Erfahrungen dazu aus Nationalparks in Wildnisgebieten

## 1. National Forests in den Vereinigten Staaten von Amerika

### 1.1 Wildnis – Idee und Umsetzung nach Aldo Leopold (1887-1948)

Aldo Leopold, aufgewachsen in Iowa in Wisconsin, studierte Forstwirtschaft. Seine erste forstliche Tätigkeit und Naturerfahrung bekam er in den Südstaaten von New Mexiko und Arizona. In diesen, durch den US National Forest betreuten Gebieten, erlebte er einschneidende Veränderungen durch fehlendes Naturverständnis, wie die Ausrottung der Raubtiere, Überweidung der Bergwiesen und lichten Waldgebiete, das Anwachsen von Schalenwildbeständen und deren Auswirkungen auf Waldentwicklungen in den Bergen.

Ähnliche Fehlentwicklungen erkannte er auch in den Schutzgebieten (TROMMER 1992, REICHHOLF 1993).

Schon bald wurde ihm klar, dass eine neue Form von Schutzgebieten erforderlich sei; dies wurde ihm umso bewusster, als er in den 1930er Jahren Deutschland besuchte und sich verschiedene Waldbilder vorführen ließ. Waldbauliche Fehlentwicklungen erkannte er umgehend, insbesondere die großen Schäden am Wald durch Huftiere.

Bereits 1919 formulierte er eine Kernaussage, dass Menschen sich in der Wildnis (Wilderness) nur für kurze Zeit, als Gast, aufhalten sollten. Das Ideal der Wildnis dürfe durch keinerlei Verbesserungen verfälscht werden. Diese Gebiete müssen groß genug sein, sie dürfen weder Straßen, künstliche Wege, Hütten oder sonstige Zeichen menschlicher Betätigung aufweisen. Das Wildnis und Verkehrswege sich nicht vertragen, zeigte Leopold auch am Beispiel der Lebensraumbedürfnisse des Grizzlybären (MEYER 1993; Abbildung 1).

Leopolds Wildnis-Idee verstand er als Nichteinmischungspakt zwischen Mensch und Natur. Er forderte eine „Verschiebung der Werte“ zugunsten der „wilden und freien Natur“ (MEYER 1993, TROMMER 1992, USDA FOREST SERVICE 2005). Wildnisge-

biete sind Orte der Stille, durch Menschen unberührte Räume, intakte oder Teile intakter Ökosysteme, Jahrtausende weitgehend unbeeinflusst, z.T. sehr großräumig und weitgehend ohne Infrastruktur, wie z.B. um den Yellowstone Nationalpark die Absaroka Wilderness, Teton Wilderness, Washaki und Bridger Wildernesses.

Das Erste von ihm unter Schutz gestellte Wildnisgebiet entstand in Neu Mexiko, die Gila Wilderness Area. Die Wildnisgebiete der USA sind inzwischen zu einem Schutzgebietssystem zusammengeführt. Zahlreiche Wildnisgebiete gehören zum US National Forest.

Mittlerweile gibt es in den USA mit Alaska Schutzgebiete von über 106 Mio. acres (rd. 43 Mio. ha), die durch den Kongress der USA zum National Wilderness Preservation System erklärt wurden und durch vier Behörden (US Forest Service, National Park Service, US Fish & Wildlife Service, Bureau of Land Management) nach dem Wilderness Act von 1964 betreut werden. Gebiete dieser Größe und Qualität gibt es in Europa nicht.



Abbildung 1: Grizzlybären gelten als Symbol der Wildnis in Nordamerika.  
Foto: F. Raimer

## 1.2 Historische Betrachtung des Yellowstone-Gebietes – Der erste Nationalpark der Vereinigten Staaten

Die Besiedlung im Yellowstone-Gebiet ist über einen Zeitraum von 11.000 Jahren nachweisbar. 1807 bekam der Trapper John Colter den heutigen Naturraum als erster Weißer zu Gesicht. Stämme wie die Shoshone, Blackfoot, Absarokee und Bannock durchstreiften das Gebiet. John Colter kehrte 1810 zurück in die Zivilisation, wobei seine Schilderungen über das Yellowstone-Gebiet kaum Beachtung fanden.

Erst die Folsom-Expedition von 1869 in den mittleren Teil des wilden Westens der USA machte das Yellowstone-Gebiet bekannt. Weitere Erkundungen folgten ein Jahr später durch die Washburn-Expedition. Nach dem Erfolg dieser Expeditionen und ihren Schilderungen über das Gebiet war nun die Presse bereit im ganzen Land darüber zu berichten.

Ferdinand v. Hayden ließ sich von Dana Washburn 1871 erneut zu einer weiteren, zwei Jahre dauernden Expedition ermuntern. Eine 34 köpfige Gruppe mit dem Maler Thomas Moran und dem Fotografen William H. Jackson dokumentierte die Naturwunder von Yellowstone. Die Berichte und Bilder der Teilnehmer beeindruckten die Parlamentarier in Washington D. C. so stark, dass sie 1872 ein Gesetz erließen, welches das Yellowstone-Gebiet mit über 10.000 heißen Quellen sowie 3.000 Geysiren für immer vor Goldsuchern, Siedlern und Trappern sicherte. Am 1. März 1872 unterschrieb der Präsident der USA Ulysses S. Grant das Gesetz zum ersten Nationalpark der Geschichte (Abbildung 2).

Damit wurde die Idee, Yellowstone als Gebiet zur Erbauung des Menschen zu bewahren und ebenso für kommende Generationen zu schützen, aber auch den Tourismus zu fördern und die Wildnis unangetastet sich selbst zu überlassen, geboren. Der Yellowstone Nationalpark (NP) mit einer Größe von 8.991 km<sup>2</sup> wurde zunächst von der Kavallerie vorbildlich geschützt (GAHSCHKE 1995). Das Gebirgsökosystem war intakt, ausgestattet mit der gesamten Fülle der Pflanzen- und Tierwelt



Abbildung 2: Prägendes Landschaftsbild sind im Yellowstone Nationalpark die zahlreichen Geysire. Foto: F. Raimer



Abbildung 3: Bisons sind die prägenden Großtiere des Yellowstone Nationalparks. Foto: F. Raimer

der nördlich gemäßigten Zone der Erde (Abbildung 3). Nach 1916 übernahm der Nationalpark Service die Schutzaufgaben. Umgehend erfolgte eine Einteilung der Wildtiere in gute und weniger gute. Erwünscht waren Hirsche, eher unerwünscht Wölfe und Co. Bereits 1926 waren die Wölfe durch das Parkpersonal im Yellowstone Nationalpark ausgerottet (NATIONAL PARK SERVICE 2013a, BERGER 2002). Dies wirkte sich schon bald auf das gesamte Ökosystem aus, insbesondere auf die Entwicklung der Aspenwälder. Es folgten ein Niedergang von Auen und Gebüsch sowie die Entmischung von Bergwäldern durch Hirsche. Die Kleintierfauna, einschließlich der Fischfauna in den Bächen und Flüssen, wurde erheblich beeinträchtigt. Durch Absterben der Bergwälder kam es zu Erosionen (KAY 1997).

## 1.3 Entwicklung des Yellowstone Nationalpark hin zum „Greater Yellowstone Ecosystem“ (GYE)

Die Grenzen des Yellowstone NP wurden 1872 willkürlich festgelegt. Sie decken sich aber nicht mit dem Lebensraumsanspruch sich frei bewegender Wildtiere. Ende der 1950er Jahre bestätigten Beobachtungen und Erkenntnisse aus den Forschungen von Wildbiologen wie F. C. Craighead, dass der Yellowstone NP in Hinsicht auf Raumnutzung, Habitatansprüche und notwendigem Lebensraum für Grizzlybären viel zu klein war (CRAIGHEAD 1979, HALFPENNY 2007). Weitere wildbiologische Forschungen, so über Wapitis, die von den Sommer- in die Winterinstände weite Wanderungen zurücklegen und damit zeitweise den Park verlassen, wie auch Studien über Pumas, Kanadaluchse, Pronghornantilopen, Dickhornschafe, Schneeziegen, Elche und Bison belegten diese Gebietsansprüche (Abbildung 4). Um mehr Raum für Wildtiere zu schaffen, wurde in den 1970er Jahren das Schutzgebiet um Yellowstone weiter gefasst, zum heutigen „Greater Yellowstone Ecosystem“ (GYE) mit über 73.000 km<sup>2</sup> (GROVE 1997). Das GYE-Gebiet liegt in den Bundesstaaten Wyoming, Montana und Idaho. Der Yellowstone NP, der Grand Teton Nationalpark (Ausweisung 1929) und



Abbildung 4: Im Bereich der Auen und Offenlandschaften des Yellowstone Nationalparks lebt der Wapiti. Foto: F. Raimer

ebenso das als Pufferzone und Wildtierkorridor bedeutsame private Schutzgebiet des „Rockefeller Jr. Memorial Parkway“ (Ausweisung 1972) sind zentrale Teile dieses Ökosystems (NATIONAL PARK SERVICE 2013a, 2013b). Bei der Ortschaft Jackson liegt das National Elk Refuge, in das die Wapitis von diesen weit entfernten Sommereinständen als angestammtem Überwinterungsgebiet ziehen (Winter-Range Wapiti/Bison). Die 27 US National Forestgebiete im Umfeld (NATIONAL PARK SERVICE 2013c) bieten vielschichtige Lebensräume (Hochgebirge, Wälder, Bergwiesen, subaride Steppen/Prärie, Seen und Flusssysteme). In ihnen liegen ausgewiesene Wildnisgebiete, u.a. die Teton-, Bridger- und Absarokawilderness areas. Die Forstgebiete sind in Teilen weitgehend unerschlossen und bekannt als wilde Bergwelt der Rocky Mountains.

Das GYE ist Teil des seit 1993 geplanten „Wildtierkorridores und Biotopverbundes“ Yellowstone to Yukon (NATIONAL PARK SERVICE 2013a, RAIMER & FORD 2005). Die Wiederansiedlung der Wölfe in dieses Gebiet erfolgte in den Jahren 1995 und 1996 (s.u.).

#### 1.4 Vitalisierung der Ökosysteme durch Brände und Beutegreifer

##### 1.4.1 Waldbrände im Greater Yellowstone Ecosystem

Wurden noch bis in die 1980er Jahre hinein Waldbrände in den US Nationalparks und Wildnisgebieten bekämpft, änderte sich dies nach dem großen Brand im Yellowstone Nationalpark 1988 (FISHBEIN 1997, NATIONAL PARK SERVICE 2013a). Er war innerhalb der USA der größte und der teuerste (120 Mill. \$) Waldbrand aller Zeiten. Es stand allein im Yellowstone NP eine Waldfläche von ca. 4.000 km<sup>2</sup> in Flammen. Mit den Bränden in den Schutzgebieten des Grand Teton Nationalpark, der Rockefeller Jr. Memorial Parkway, des US National Forestes sowie in den Wildnisgebieten kamen weitere ca. 2.000 km<sup>2</sup> hinzu. Im GYE brannten somit über 6.000 km<sup>2</sup>. Trotz Bekämpfung der Brände dauerten diese in den meisten Fällen bis zum ersten



Abbildung 5: Yellowstone Nationalpark finden sich groß Brandflächen. Foto: F. Raimer

größeren Schneefall am 11. September an.

Infolge des Waldbrandes kamen im Yellowstone Nationalpark zahlreiche Tiere ums Leben. Dokumentierte Opfer sind 2 Elche, 4 Hirsche, 9 Bisons und 246 Wapitis, aber keine Grizzly- oder Schwarzbären. Im gesamten Gebiet des GYE kamen 345 Wapitis, 36 Hirsche, 12 Elche, 6 Schwarzbären und 9 Bisons um. Vermisst wurden zwei telemetrierte Grizzlybären (NATIONAL PARK SERVICE 2013a).

Die Ursache der verheerenden Feuer lag in der vorangegangenen steten Waldbrandbekämpfung. Als Folge häuften sich in den jungen bis mittelalten Kiefernbeständen (*Pinus contorta*) hohe Totholzvorräte an, die normalerweise durch kleine, natürliche Waldbrände, die im Abstand von 15 bis 46 Jahren auftreten, reduziert worden wären (BANFF NATIONAL PARK O.J., HAMER & HERRERO 1983, PARKS CANADA 1997, PARKS CANADA O. J.). Nachweisbare größere Brände sind alle 250 bis 400 Jahre dokumentiert, aber eben nicht in der Flächenausbreitung wie im Jahr 1988 (NATIONAL PARK SERVICE 2013a; Abbildung 5). Die Erfahrungen mit kontrollierten Bränden in den 1960er bis 1980er Jahren in Nationalparks (WOODLEY 1995) und US Forests führten dazu, im Gebiet des GYE nun Waldbrände



Abbildung 6: Nach dem großen Brand 1988 erobert die Drehkiefer ihre Standorte wieder. Foto: F. Raimer

natürlicherweise brennen zu lassen (PRIMACK 1995). Im Jahr 2012 gab es im YNP insgesamt 18 Brände, wobei nachweislich sechs durch unbedachtes menschliches Handeln entstanden (NATIONAL PARK SERVICE 2013b). Natürliche Brände lässt man derzeit unangetastet. Im mittleren Westen, in den ariden Ökosystemen der Prärie und den montanen Wäldern der USA und Kanada gehören Feuer zum natürlichen Prozess. Die Vegetation ist an Feuerzyklen angepasst und für zahlreiche Arten, z.B. Kiefern-Wälder, sogar von lebenserhaltender Bedeutung (Abbildung 6).

Brände sind außerdem wichtig für die dortigen Wildtiere wie Grizzly- und Schwarzbären, Hirsche und Bison, da sie deren Nahrungsgrundlagen begünstigen (PARKS CANADA (o. J.), HAMER & HERRERO 1983).

#### 1.4.2 Wiederansiedlung von Wildtieren

Der Schutz von Wildtieren in den USA ist eng verbunden mit der Bewahrung von Wildnis und dem Verständnis, Wildtieren Raum zuzugestehen. So wurden ausgerottete Tierarten, wie z.B. Pronghornantilope, Wapiti, Biber, Schwarzfußiltis und Wolf, in den verschiedensten Bundesstaaten wieder angesiedelt (PRIMACK 1995, NATIONAL PARK SERVICE 2012, HALFPENNY 2003). Im 19. Jahrhundert wurde das Wahrzeichen des Yellowstone, der Bison, unter strengen Schutz gestellt und in geeignete Naturräume zurückgebracht, so dass es derzeit wieder mehr als 30.000 frei lebende Bisons in den USA gibt (Abbildung 7).

Die aktive Wiederansiedlung des Wolfes war in den USA sehr umstritten. Trotz allem wurde sie in den Jahren 1995 und 1996 umgesetzt (BERGER 2002, ROBBINS 2004). Aber nicht nur im Yellowstone Nationalpark wurden Timberwölfe aus Wildfängen aus Alberta/Kanada ausgesetzt, ebenso in Idaho in Indianer-Reservaten (Abbildung 8). Auch der ausgestorbene Rotwolf (Mexican Wolf) wurde 1998 in der Blue Range Wilderness Area (New Mexico) mit Erfolg wiederangesiedelt.



Abbildung 7: Bisonherde im Bereich Lamar-Valley. Foto: F. Raimer



Abbildung 8: Timberwölfe aus Kanada wurden 1995 im Yellowstone ausgewildert. Foto: F. Raimer



Abbildung 9: Im Bereich der Tower-Rangerstation liegt dieses Weisergatter mit zahlreicher Aspenverjüngung auch außerhalb des Gatters. Foto: F. Raimer

#### 1.4.3 Monitoring und Dokumentation zur Vegetationsentwicklung und des Wildeinflusses

In US Nationalparks, Wildnisgebieten und US National Forests werden unterschiedliche Aufnahmeverfahren zur Erfassung von Waldverjüngung, Vegetationsentwicklung auf Bergwiesen und Prärien, zum Wildeinfluss sowie zur Naturdynamik und Naturschutzaspekten umgesetzt (PRIMACK 1995, WHITE & FELLER 2001, KAY 1997). Üblich sind Weisergatter-, Trakt- und Linienaufnahmen (Distance-Sampling) und unter Naturschutzaspekten das Verfahren zum Artenprofilindex z.B. in Wäldern. Nationalparks arbeiten eng mit Universitäten und staatlichen Behörden zusammen (Abbildung 9).

#### 1.4.4 Wapitis und ihre saisonale Wanderung

Als um 1880 die Stadt Jackson Hole (Wyoming) gegründet und das Land urbar gemacht wurde, hatte man zum Winter ein Problem. Denn 15.000 bis 25.000 Wapitis aus den Bergen der Rocky's hatten dieses Gebiet traditionell als Winterstandsgebiet genutzt und standen nun am Stadtrand und in den landwirtschaftlich genutzten Bereichen (FISHBEIN 1997).

1912 entschied der US Kongress ein Nationales Programm zum Erhalt dieses Naturschauspiels – damit war das „National Elk Refuge“ geboren (NATIONAL PARK SERVICE 2013c). Ein Schutzgebiet für die saisonale Nutzung durch Wapitiherden, die aus weit entfernten Gebirgsgegenden wie dem GYE, dort hin wanderten.

In den 1970er und 1980er Jahren hat man diese Hirsch-Wanderrouen durch Telemetriestudien dokumentiert. Im Frühjahr ziehen dann die Wapitiherden in ihre weit entfernten Sommerstände, z.B in den Yellowstone NP und den Grand Teton NP zurück (Abbildung 10).



Abbildung 10: Auf den Bergwiesen um Heyden-Valley grasen Wapitis und Bisons. Foto: F. Raimer

#### 1.4.5 Vegetationseinfluss durch Huftiere (Wapiti, Hirsch und Bison)

Zahlreiche Huftierarten beeinflussen durch ihr Äsungsverhalten und Schäl an Bäumen die Bergwälder im Yellowstone NP (CHADWICK 2010) und im GYE (Abbildung 11).

Huftierarten wie Pronghornantilopen, Bighornschafe, Schneeziegen, Bisons, Weiß- und Schwarzwedelhirsche, Elche und Wapitis sind in diesem Großraum beheimatet. Von besonderem Einfluss auf die Vegetation sind Wapitis, die von ihrer Populationsgröße am stärksten im Gebiet vertreten sind (NATIONAL PARK SERVICE 2013a, SMITH 2005, WHITE & FELLER 2001). Für das Gebiet des Yellowstone NP sei auf die Studie von CHARLES E. KAY (1997) verwiesen. Die Ausrottung der Räuber auch in Nationalparks wie dem Yellowstone, führte in Folge des Populationsanstieges von Huftieren durch Übernutzung der Vegetation zu deutlichen Veränderungen im Ökosystem. Insbesondere Wapitis schädigten die Wälder entlang der Fließgewässer, die von den Habitaten des Nationalparks die größte Biodiversität aufweisen. Hier verschwanden vielfach Ufergehölze und galerieartige Auenwälder mit Aspe (*Populus tremuloides*), Balsampappel (*Populus balsamifera*) und Sträuchern wie Felsenbirne (*Amelanchier alnifolia*), Berg-Eberesche (*Sorbus scopulina*) und Weidenarten (*Salix bebbiana*, *Salix exigua*). Folgen waren schwere Erosionen entlang der Bäche und Flüsse ebenso wie

Versandungen der Fließgewässergründe. Wildfische konnten in diesen Bereichen nicht mehr erfolgreich ablaichen, der Fischbestand ging infolgedessen deutlich zurück. Ebenso konnten Biber in solchen Bach- und Flussabschnitten nicht überleben und wanderten ab (CHADWICK 2010, KAY 1997).

Entlang der montanen Bergkanten, an Unterhängen bis zu wärmebegünstigten mittleren Hängen und standörtlich begünstigten Berglagen hielten sich Aspenwälder. Die Folgen der Beäsung der Aspenverjüngung und der Totalschäl an den Altbäumen führte zum Zusammenbruch dieser Waldgesellschaften.

Wo Sträucher, wie die Felsenbirne, durchhielten, wuchsen sie als



Abbildung 11: Aspenverjüngung wird von zahlreichen Huftieren beäst, auch von Wildschafen. Foto: F. Raimer

Kümmerform und trugen nur wenig Früchte. Unter der Überweidung dieser Sträucher litten insbesondere Schwarz- und Grizzlybären, denn im Spätsommer/Herbst sind diese Früchte wertvolle Nahrung. Natürliche Bärenhabitate wurden in diesem Fall durch Überweidung stark geschädigt.

#### 1.4.6 Entwicklungen infolge der Rückkehr der Wölfe im Yellowstone Nationalpark

Seit der „Rückkehr“ des Wolfes 1995 und 1996 hat sich im Yellowstone NP etwas geändert (CHADWICK 2010). In Kombination von natürlicher Wintermortalität, Huftierschwäche durch starke Sommerdürren (Wassermangel/Dürre 1998 bis 2004) der letzten Jahre, Verlegung von Wintereinstandsgebieten der unteren Berglagen und Täler in die höheren Lagen durch entstandenen „Wolfsdruck“, sinkt die Wapitipopulation (SMITH 2005, BERGER 2002; Tabelle 1). Insbesondere ist dies im nördlichen Naturraum zu beobachten (Lamar-Valley, Blacktail-Plateau, Northern Range). Ein weiterer Faktor ist die Zunahme von Grizzlybären (BARBER et al. 2005, NATIONAL PARK SERVICE 2013a), die sowohl als Nahrungskonkurrenten (Aasnutzer), wie auch im Frühjahr und Herbst als Prädatoren auftreten (HALF-PENNY 2007). Die Prädation ist in dieser Kombination additiv.

Tabelle 1: Populationsentwicklung des Wapiti im Yellowstone Nationalpark

Wapitibestand ohne (bis 1994/95) und mit Wolfeinfluss (ab 1995/96)					
Jahr	1990	1995	2004	2008	2010
Anzahl	20.000	17.000-19.000	8.400	6.300-6.700	4.600-6.100

Tabelle 2: Mortalität bei telemetrierten Wapitikälbern durch Beutegreifer und Naturereignisse

Jahr	2003	2004	2005
Anzahl Kälber	51	44	56
Verluste gesamt	34	32	42
Bär	19	18	23
Wolf	5	3	7
Koyote	3	4	2
Bär oder Wolf	2	2	0
Puma	1	0	2
Vielfraß	1	0	0
Steinadler	0	1	0
unbestimmt	0	1	3
naturbedingt	2	3	1
unbekannt	1	0	4

Studien belegen insbesondere die Auswirkungen der Mortalität durch unterschiedliche Prädatoren zur Setz- und Aufzuchtzeit der Wapitis (BALLARD 2012, SMITH 2005, NATIONAL PARK SERVICE 2012, HEBBELWHITHE et al. 2003, BARBER et al. 2005; Abbildung 12, Tabelle 2).

Wölfe jagen und erbeuten weibliche Wapitis auch im höheren Alter. Im Schnitt haben erbeutete Tiere ein Alter von 14 Jahren oder älter. Kälber die den Sommer überleben, werden vorwiegend im Alter von 8 bis 9 Monaten erbeutet, also zur Winterzeit



Abbildung 12: Wapitikalb versteckt im Verhau des Waldrandes. Foto: F. Raimer

(Dezember-Februar) bzw. zum ausklingenden Winter (März-April). Ältere Wapitihirsche sind Anfang des Winters und im Herbst nach der Brunft, leichte Beute für Wölfe. Bären können nach der Wapitibrunft jagdlich ebenfalls sehr erfolgreich auf ältere Hirsche sein (HALFPENNY 2007, BALLARD 2012, HAMER & HERRERO 1983, BARBER-MEYER et al. 2008).

Von 1.275 im Winter erbeuteten Huftieren waren 90 % Wapitis, davon 38 % Kälber, 36 % weibliche und 26 % männliche erwachsene Wapitis (SMITH 2005).

Nachfolgend sind die Prädatationsauswirkungen im Yellowstone NP seit der Rückkehr der Wölfe benannt (SMITH 2005, CHADWICK 2010, BERGER 2002, KAY 1997):

- Populationseinbruch der Wapitibestände, vorwiegend in der North-Range,
- deutliche Verbesserung der Naturverjüngung von Laubgehölzen (Abbildung 13),
- deutliche Verbesserung der Habitats für Bären,
- Regeneration der Fließgewässer durch das Aufkommen von Gehölzen am Ufer, Rückgang der Erosion, Populationsanstieg der Fischfauna, Rückkehr der Biber (Abbildung 14).

Das Ökosystem „Yellowstone“ kann damit wieder differenzierter reagieren.



Abbildung 13: Aspenverjüngung infolge der Rückkehr der Beutegreifer am Peppel-Creek. Foto: F. Raimer



Abbildung 14: Weidenverjüngung am Fluss des Soda Budda. Foto: F. Raimer



## 2. Nationalpark Harz

### 2.1 Naturraum

Das nördlichste deutsche Mittelgebirge, der Harz, hat in etwa eine Fläche von 2.500 km<sup>2</sup> und ist mit deutlich über 70 % bewaldet. Am 1. Oktober 1990 wurde der Nationalpark Hochharz in Sachsen-Anhalt mit einer Fläche von ca. 5.900 ha ausgewiesen. Am 1. Januar 1994 folgte der Nationalpark Harz in Niedersachsen. 2001 erweiterte sich die Fläche des Nationalparks Hochharz durch Gebietsveränderungen auf 8.900 ha. Im Jahr 2006 erfolgte dann die Zusammenlegung der beiden Nationalparke zu einem gemeinsamen Nationalpark Harz mit einer Gesamtfläche von ca. 25.000 ha (Abbildung 15).



Abbildung 15: Bergwald – Brockenblick über das Eckertal. Foto: F. Raimer

Die Waldflächen im Nationalpark Harz reichen von der kollinen Randlage bei Bad Harzburg/Ilseburg über die montanen, obermontanen und hochmontanen Bereiche bis zum höchsten Gipfel, den Brocken mit 1.141 m ü. NHN und ziehen sich südlich wieder hinunter in den submontanen bis kollinen Randbereich bei Herzberg/Lonau.

Vielfältige Lebensräume sind in diesem walddreichen Gebiet anzutreffen. Der Waldlebensraum ist die Heimat zahlreicher Fledermausarten, von Wildkatze und Luchs, der in den Jahren 2000 bis 2006 im Harz wieder angesiedelt wurde. Von den Huftierarten sind Wildschwein, Reh und Rothirsch bedeutsam.

### 2.2 Waldgesellschaften und Biomasse der Bodenvegetation

Durch die Aufnahmen der Standortkartierung, Forsteinrichtung und Waldbiotopkartierung gibt es eine umfangreiche Datengrundlage zu den Flächen im Nationalpark (NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTEN 2003, RAIMER 1992). Da es sich um einen Entwicklungsnationalpark handelt, werden in Teilbereichen durch forstliche Arbeiten Waldentwicklungsmaßnahmen zur Erreichung einer größeren Naturnähe umgesetzt (NATIONALPARK HARZ 2000, GLÖCKNER 2012, STRATEN 2012, MANN 2009). Seit 2011 befinden sich im Nationalpark Harz 52 % der Fläche in der Naturdynamikzone. Allerdings wird zum Schutz

benachbarter Fichtenforste in einem 500 m-Streifen Borkenkäferbekämpfung durchgeführt, auch wenn Teile dieser Bereiche in der Naturdynamikzone liegen. Die Naturentwicklungszone umfasst 47 %, die Nutzungszone 1 % (NATIONALPARK HARZ 2011).

Die folgenden Angaben zu den Waldgesellschaften beziehen sich auf den niedersächsischen Teil des Nationalparks. Der Hainsimsen-Buchenwald umfasst eine Fläche von über 2.000 ha. Alte Hainsimsen-Buchenwälder mit einem Bestandesalter von über 120 Jahren sind auf ca. 1.000 ha anzutreffen. Auf besseren Standorten sind Kalk- und Perlgras-Buchenwälder sowie im montanen Bereich Zahnwurz-Buchenwälder heimisch. Insgesamt umfassen die reicheren Laubwaldbereiche über 500 ha. Auf trockeneren Standorten, in der submontanen/montanen Zone, wächst der Buchen-Traubeneichenwald mit einem Flächenanteil von etwa 100 ha. Weitere besondere Laubwaldgesellschaften sind der Bergahorn-Eschen-Schluchtwald, der Birken- und der Erlenbruchwald sowie entlang der Fließgewässer der Bach-/Quell-Erlen-Eschenwald. Die obermontanen bis hochmontanen Fließgewässerbereiche stehen für die bachbegleitenden Fichten-Erlenwälder. In den hochmontanen Zonen und in stark kaltauflugsbeeinflussten schluchtartigen Tälern wächst der Reitgras-Fichtenwald. Die obermontane Zone wird durch den Buchen-Fichtenwald geprägt. Von besonderer Eigenart in den Hochlagen sind der Block-Fichtenwald und der Rauschbeeren-Fichtenwald. Im niedersächsischen Teil sind mehr als 70 % der Baumartenzusammensetzung als naturnah einzustufen (NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTEN 2003, MANN 2009, KARSTE et al. 2011).

Zur Frage der Biomassevorräte der Bodenvegetation bieten die genannten Waldgesellschaften und Bestandestypen deutlich unterschiedlich breite Amplituden – sehr geringe als auch sehr hohe Masseanteile (MANN 2009). Bei den Feldaufnahmen zur Bodenvegetation wurden die Deckungsgrade nach Braun-Blanquet bestimmt und von den Arten die Sprosslänge ermittelt, um die Biomasse zu berechnen.

Die unterschiedlichen Deckungsgrade und Sprosslängen der Bodenvegetation sind im Zusammenhang mit Baumart, Dichtstellung/Kronenschluss sowie Lichtdurchlässigkeit zu sehen. Die Biomasseentwicklung der Feldschicht wird insbesondere deutlich zwischen den Hauptbaumarten der einzelnen Waldgesellschaften sowie deren Schlussgrad im Bestand (MANN 2009). Die Biomasseergebnisse von Mann belegen im Nationalpark Harz bei Hainsimsen-Buchenwäldern eher einen sehr niedrigen Wert von 8 kg/ha, im Bereich von jüngeren und lichten Reitgras-Fichtenwäldern steigt er bis auf 3,7 t/ha (Tabelle 3). Die Schwankungsbreite der ermittelten Biomassen in den unterschiedlichen Waldlebensräumen des Nationalparks Harz liegt zwischen 2 und 5.565 kg/ha. Der Mittelwert wird mit 1.086 kg/ha angegeben.

Tabelle 3: Biomasse der Waldgesellschaften im Nationalpark Harz (kolline bis hochmontane Stufe) (MANN 2009)

Waldgesellschaft	Biomasse (kg/ha)
Hainsimsen-Buchenwälder (jung)	2 bis 121
Hainsimsen-Buchenwälder (alt)	2 bis 566
Waldmeister-Buchenwälder	bis 471
Nadelforste (Siebenstern-Fichtenforste, jung)	244 bis 666
Nadelforste (Siebenstern-Fichtenforste, alt)	bis 1.400
Hochmontane Fichtenforste (Reitgras-Fichten-Wald)	3.500
Moor-Fichtenwälder	3.400
Block- und Geröll-Fichtenwälder	bis 900
Bachufer- und Auenwälder	2.700 bis 3.200
Obermontane Windwurffläche	2.200
Hochmontane Windwurffläche	2.500

### 2.3 Der Bergwald als Lebensraum von Reh und Rothirsch

#### 2.3.1 Das Reh (*Capreolus capreolus*)

Von den Rand- bis in die Hochlagen des Harzes kommt das Reh in unterschiedlicher Dichte vor. Zu beobachten ist in den Harz-Randlagen die enge Verflechtung der Aufenthaltsorte mit den landwirtschaftlichen Flächen. Der Sommerlebensraum dort sind die Getreide- und Rübenfelder sowie die noch vorhandenen Wiesenflächen. Zum Herbst, Winter und Frühjahr halten Rehe sich lieber in den naturnahen, laubholzreichen Harzrandwäldern auf (KURT 2002, BÜTZLER 1991, BUBENIK 1984; Abbildung 16). Sie kommen im Harz z.T. ganzjährig bis in die höchsten Lagen, so im Brockenbereich, vor. Strenge Winter (lang anhaltende Schneehöhen über 35 cm) machen ihnen aber zu schaffen. Sie bewegen sich dann nur noch auf sehr begrenztem Raum. Die geschätzte Rehwilddichte hat sich in den letzten 20 Jahren deutlich verändert, da Rehe seit Ausweisung des Nationalparks nicht mehr im Winter gefüttert werden (RAIMER 2013). Daher ist aktuell in den montanen bis hochmontanen Lagen eine eher



Abbildung 16: Schmalreh auf einer typischen Bergwiese. Foto: F. Raimer

sehr geringe (max. 5 - 20 Individuen/1.000 ha), in den kollinen bis submontanen Randlagen eine deutlich höhere Rehwild-dichte vorhanden (6 - 10 Individuen/100 ha). Gleichwohl sind auch saisonale Wanderungen von Rehwild in Mittelgebirgen Deutschlands (HEURICH 2011, DAVID 2011) beobachtet worden, so wie es auch im Harz einzelfallweise vorkommt. Diese Wanderungen werden sowohl von weiblichen wie männlichen Rehen durchgeführt. Saisonale Wanderungen von deutlich über 10 km wurden im Gebirge beobachtet (ZEILER 2013, HEURICH 2011, STRUNZ 1987). Die territorialen Kernbereiche der Rehe schwanken zwischen 10 bis 30 ha, der genutzte Lebensraum kann größer als 100 ha, fallweise sogar über 500 ha sein (KURT 2002, DAVID 2009, 2011).

Natürliche Feinde des Rehwildes im Harz sind in seltenen Fällen Rotfuchs und Wildkatze, die in der Lage sind, Kitze zu erbeuten (FINSTERWALDE, mdl.). Seit der Wiederansiedlung des Luchses im Jahr 2000 wird das Reh vom ihm als wesentliche Beute genutzt (HEURICH & SINNER 2012, ANDERS et al. 2012, KUBIK 2010).

Waldwanderer, Erholungssuchende und Parkgäste beeinflussen das Verhalten des Rehs kaum (GAISBAUER 1988). Dies zeigt sich an den geringen Fluchtdistanzen, wie ich es vielfach, z.B. am Rehberger Grabenweg, beobachten konnte. Vertraute Situationen sind für das Reh berechenbar, wie dies auch im Nationalpark Bayerischer Wald dokumentiert wurde (GAISBAUER 1988). Wesentlicher Störfaktor sind indessen lange Jagdzeiten (KURT 2002, BÜTZLER 1991, RAIMER 2010).

#### 2.3.2 Der Rothirsch (*Cervus elaphus*)

Intakte Lebensräume, die den Ansprüchen von großen Säugertieren, wie Rothirsch und Luchs genügen, sind in der Kulturlandschaft Mitteleuropas kaum mehr zu finden. Dies gilt ebenso für den Harz und den Nationalpark. Der Rothirsch findet dort zwar noch einen abwechslungsreichen Naturraum vor (REULECKE 1973, 1981, 1994, KÜHL 1989; Abbildung 17), jedoch sind ihm in Hinsicht auf Raumnutzung (FIELITZ &



Abbildung 17: Über Mittag zieht Kahlwild zu offenen Äsungsbereichen im Bergwald. Foto: F. Raimer

WÖLFEL 1996, FIELITZ 1999), Ruheräume, Bewegungsmöglichkeiten und Wechselbeziehungen deutliche Grenzen gesetzt (DRECHSLER 1982, GOSSOW 1976, RAESFELD & REULECKE 1988, SIMON & RAIMER 2004, PETRAK et al. 2012). Es finden sich heute keine naturnahen, weitläufigen Räume mehr, in denen der Rothirsch entsprechend den rauen klimatischen Gegebenheiten ungehindert von den ehemaligen Wintereinständen des Vorharzes zu den Sommereinständen in den Hochlagen ziehen könnte. Es fehlt dem Harz in vielen Bereichen die räumliche Stille, die natürliche, intakte Lebensräume kennzeichnet und ein typisches tagaktives Verhalten erlaubt. Beobachtungen von Wildtieren am Tag sind in großräumigen Nationalparks und Wildnisgebieten möglich (Schutzgebiete größer 1.000 besser 10.000 km<sup>2</sup>) (RAIMER 2010, SCHRÖDER 2002, PETRAK 2008). Es sind Gebiete ohne Jagd, Land- und Forstwirtschaft. In intakten Lebensräumen können Wildtiere ihre ganze Lebensweise ausleben und unterliegen gleichzeitig allen Mechanismen und Selektionsbedingungen, die die Natur aufweist: die Härte des Winters, Nahrungsengpässe, Krankheiten, Parasiten oder typische Räuber wie Wolf, Bär und Luchs (RAIMER 2010, WEGENER & WÖLFEL 2002, NATIONAL PARK SERVICE 2013a, SMITH 2005).

Im Nationalpark Harz ist der Rothirsch das größte Säugetier. In diesem Mittelgebirgsraum genießt er seit jeher eine gewisse Beachtung und Wertschätzung (RAESFELD & REULECKE 1988, DRECHSLER 1981, 1984, KÜHL 1987a, 1987b, 1987c, HOLODYSKI 2010). Es liegen Beobachtungen über Verhalten, Wachstum, Vermehrungsrate, Altersbestimmung, Geweihbildung sowie über Raumnutzung und saisonale Wanderungen vor (DRECHSLER 1981, 1982, RAESFELD & REULECKE 1988, FIELITZ 1999, THOME 1984), ebenso wie zu Jagd und Hege (STUBBE & STUBBE 2009, KÜHL 1989, REULECKE 1994). Forschungen von 1995 bis 1998 mit Satellitentelemetrie an Rothirschen (FIELITZ & WÖLFEL 1996) belegen die saisonalen Wanderungen von den Winter- zu den Sommereinständen bzw. zu den künstlichen Fütterungen. Weiterhin wurde die Streifgebietsgröße der männlichen und weiblichen Rothirsche ermittelt (Tabelle 4). Insgesamt wurden in der dreijährigen Studie 6 männliche und 8 weibliche Rothirsche mit Hilfe der Satellitentelemetrie überwacht.

Die Distanzen zwischen Sommer- und Wintereinstandsgebieten lagen zwischen 8 bis 11 km. Wintereinstandsgebiete befanden sich häufig außerhalb des Nationalparks, die sommerlichen

Aufenthaltssorte vorwiegend im Park (FIELITZ 1999, RAIMER 2010). Hirsche ziehen in der Brunft weite Strecken (REULECKE 2001), um zu ihren Brunftplätzen zu gelangen. So zogen Rothirsche aus dem Raum St. Andreasberg/Sperrlutter bis in die Nähe des Achtermanns oder von der Jordanshöhe/Rehberg bis in das Gebiet Bruchberg über Distanzen von 5 bis 15 km.

Zur natürlichen Mortalität des Rotwildes gehört eine natürliche Sterblichkeit von sehr altem oder schwachem Rotwild in strengen Wintern in den höheren Lagen (Nassschnee/Schneehöhe/Kälte/Stürme). Ebenso gehört der Luchs seit seiner Wiederausiedlung im Jahr 2000 zu den natürlichen Räubern. Dies wird durch das Monitoring des Parks dokumentiert (ANDERS & SACHER 2005, NATIONALPARK HARZ 2007, HEURICH & SINNER 2012).

Im Nationalpark Harz können infolge der geringfügig längeren Schonzeiten aufmerksame Nationalparkgäste mit etwas Glück Rothirsche in freier Natur erleben. Außerdem gibt es Wildtierbeobachtungsstationen, die frei zugänglich sind (KRAMER 2014). Desweiteren ermöglichen zwei öffentliche Winterfütterungen an den Waldgaststätten Rehberger Grabenhaus und Molkenhaus den Gästen Rotwildbeobachtungen.

## 2.4 Verschiedene Aufnahmeverfahren zur Dokumentation der Jungwaldentwicklung

Der Nationalparkplan bestimmt für den Nationalpark Harz, dass die Wildbestände anhand des Vegetationszustandes/Jungwaldes zu regulieren sind (NATIONALPARKPLAN 2011). Dazu ist es erforderlich, den Wildeinfluss auf die Vegetation zu dokumentieren und entsprechende Schlussfolgerungen zu ziehen. Grundlagen dafür bieten Schälinventuren (ALMS et al. 1995, NIENABER et al. 2000, TRISL 1998, 2002) sowie die Erfassung der Waldvegetation durch das Kontrollzaun-/Weisergatterverfahren (RAIMER 1998).

Für weitere, auch kleinräumigere Einheiten, bietet sich das Traktverfahren an, mit dem sich der Verbiss schnell einschätzen lässt (HENNECKE 1998).

Außerdem dienen Projekte und Sonderuntersuchungsflächen neben zahlreichen ökologischen Fragestellungen auch der Frage Waldentwicklung unter Wildeinfluss.

### 2.4.1 Schälinventur

Ziel der Inventur ist die Erfassung von frischer Schale durch Rotwild in einem nachvollziehbaren, überprüfbar und statistisch abgesicherten Verfahren (TRISL 1998, 2008). Das Verfahren eignet sich zur Dokumentation der Schälentwicklungen in größeren Untersuchungsräumen, in denen das Rotwild als Wechsel- und Standwild vorhanden ist (RAIMER 2013). Im

Tabelle 4: Streifgebietsgrößen des Harzer Rothirsches (n = 14)

	Winterstreifgebiete	Sommerstreifgebiete
Rothirsch männlich	160 - 320 ha	890 - 2.270 ha
Rothirsch weiblich	100 - 350 ha	510 - 1.140 ha

Rotwildlebensraum werden alle schälgefährdeten Baumbestände festgelegt und in Karten eingezeichnet (Abbildung 18). 1995 wurde erstmals in Übereinstimmung mit den umliegenden niedersächsischen Forstämtern auf Flächen des Nationalparks Harz (Teil Niedersachsen) eine Schälinventur zur Frage des Waldzustandes durchgeführt (ALMS et al. 1995). Die Erfassung der Schälentwicklungen wurde von da an bis zum Jahr 2002 nach der Vorgabe von TRISL (1998) jährlich dokumentiert. Im Nationalpark Harz konnte im Jahr 1995 ein erster großer Teil der festgelegten Laub- und Fichtenbestände kartiert werden (8 von 10 Nationalpark-Revieren). Erfasst werden alle schälgefährdeten Baumbestände in den Altersspannen bei Fichte zwischen 16 und 45 Jahren und bei Buche zwischen 16 und 60 Jahren (RAIMER 2009, 2013, TRISL 2008, 2013). Alle Nebenbaumarten (z.B. Eberesche) und Edellaubbestände werden ebenfalls aufgenommen. Ab dem Jahr 1996 bis zum Jahr 2002 erfolgten die Aufnahmen jährlich auf ganzer Fläche (Teil Niedersachsen). Von 2002 an wurde die Dokumentation der Schäle

in Abstimmung mit den niedersächsischen Harzforstämtern auf jedes zweite Jahr verlegt (TRISL 2002, 2008, ROTWILDUNG HARZ 2010). Eine Erstaufnahme des Gesamtparks (Teile Niedersachsen und Sachsen-Anhalt) gelang 2013 (Tabelle 5 und 6). Dabei erfolgte erstmalig eine Kartendarstellung der mittels GPS aufgenommenen Punkte im Gelände.

Die Stichprobeninventur erfolgte als Klumpenstichprobe mit drei Segmenten im Abstand von 20m, bestehend jeweils aus sechs Bäumen. In den flächig vorgegebenen Beständen wurde ein Raster von 400 x 400 m genutzt, in das die Klumpenstichprobe eingehängt wurde. Insgesamt wurden 336 Stichprobenpunkte eingerichtet.

Für den gesamten Park wurde in den jungen Laub- und Nadelwaldbeständen 2013 eine durchschnittliche Neuschäle von 5,3 % festgestellt. Im Bereich der Fichte lag die Neuschäle bei 5,9 %, bei der Eberesche bei 15,1 % und der Buche bei 0,3 % (Abbildungen 19-21).

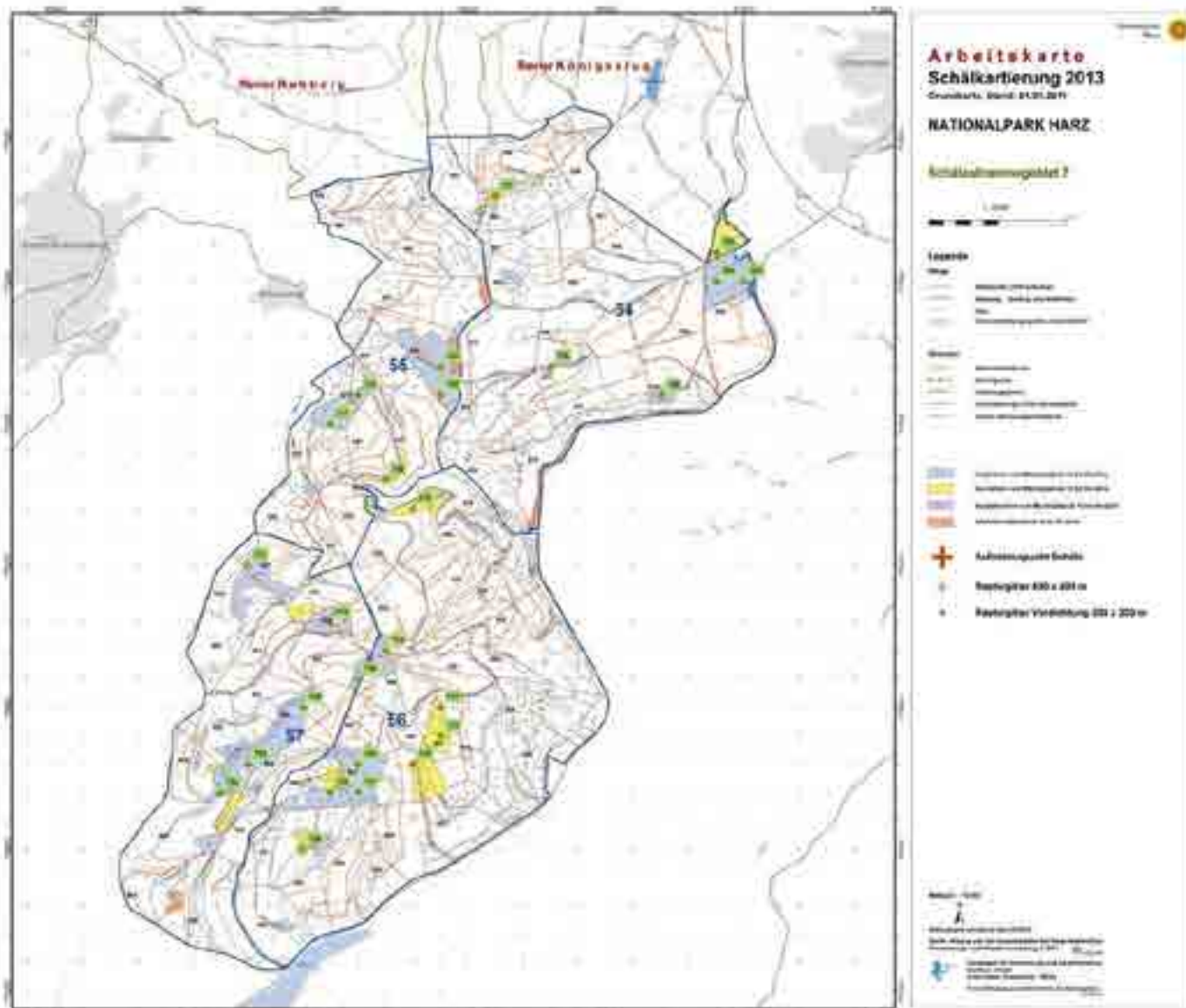


Abbildung 18: Karte der durch Schäle gefährdete Bestände in der Revierförsterei Oderhaus

Tabelle 5: Schäleinventur im Nationalpark Harz (Teil Niedersachsen) UB 1 = Wolfstein, 2 = Marienbruch, 3 = Torfhaus, 4 = Bruchberg, 5 = Rehberg, 6 = Königskrug, 7 = Oderhaus, 8 = Schluff, 9 = Acker, 10 = Jagdhaus

Untersuchungs- bereich (UB)	Erstauf- nahme (EA)	Folgeauf- nahmen (FA) jährlich	Folgeauf- nahmen (FA) alle 2 Jahre	Gesamtzahl der Schäleinventuren (GAS)	Durchschnittliches Schälprozent der Zeitreihe
1	1995	1996 - 2002	2002 - 2010	n = 13	n = 12 Erhebungen = 4,7 %
2	1995	1996 - 2002	2002 - 2010	n = 13	n = 12 Erhebungen = 8,9 %
3	1996	1997 - 2002	2002 - 2010	n = 12	n = 11 Erhebungen = 3,8 %
4	1996	1997 - 2002	2002 - 2010	n = 12	n = 11 Erhebungen = 5,2 %
5	1995	1996 - 2002	2002 - 2010	n = 13	n = 12 Erhebungen = 4,5 %
6	1995	1996 - 2002	2002 - 2010	n = 13	n = 12 Erhebungen = 7,6 %
7	1995	1996 - 2002	2002 - 2010	n = 13	n = 12 Erhebungen = 10,3 %
8	1995	1996 - 2002	2002 - 2010	n = 13	n = 12 Erhebungen = 6,2 %
9	1995	1996 - 2002	2002 - 2010	n = 13	n = 12 Erhebungen = 3,4 %
10	1995	1996 - 2002	2002 - 2010	n = 13	n = 12 Erhebungen = 5,2 %

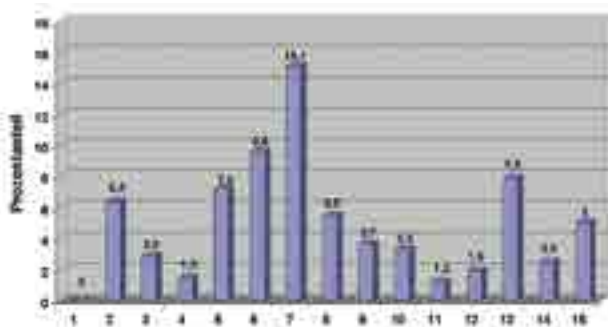


Abbildung 19: Neuschäle aller Baumarten, bezogen auf die 15 Untersuchungs-bereiche, Stand 2013

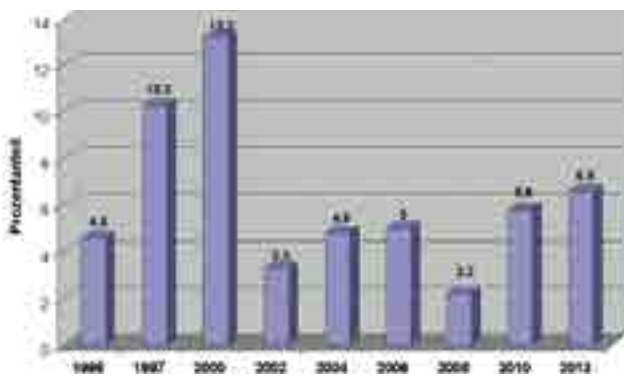


Abbildung 20: Neuschäle an Fichte 1996 - 2013

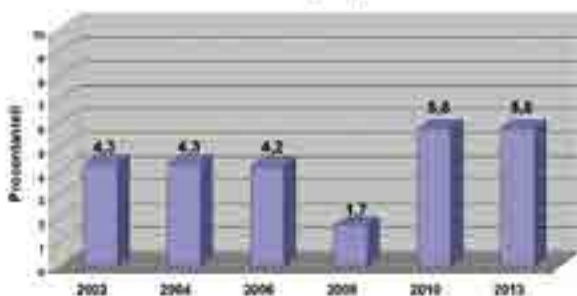


Abbildung 21: Neuschäle an Laub- und Nadelholz gesamt, Teil Niedersachsen

Tabelle 6: Schäleinventur im Nationalpark Harz (Teil Sachsen-Anhalt) UB 11 = Hohne, 12 Schierke, 13 = Plessenburg, 14 = Scharfenstein, 15 = Ilsenburg

Untersuchungs- bereich (UB)	Erstauf- nahme (EA)	Bewerteter Durchschnitt	Durch- schnittliches Schälprozent
11	2013	1	1,2 %
12	2013	1	1,9 %
13	2013	1	7,9 %
14	2013	1	2,5 %
15	2013	1	5,0 %

Die Ergebnisse über den Zeitraum von 1995/1996 bis zum Jahr 2013 belegen im niedersächsischen Teil des Nationalparks den in seiner Vitalität ausnahmslos schlechten Jungwaldzustand. Die Folgen sind insbesondere bei der Eberesche extreme Ausfälle. Generell fallen zahlreiche Laubbaumarten wie Aspe, Bergahorn, Bergulme, Esche und auch die Buche der Schäle zum Opfer, so dass deutliche Entmischungen dokumentiert sind, die sowohl in den als naturnah eingestuftem Reitgras-Fichtenwäldern der Hochlagen erkennbar sind (Ausfall von Eberesche, Aspe), wie auch auf besseren Standorten in kollinen und submontanen Lagen im Bereich der Kalk- und Perlgras-Buchenwälder (z.B. Ausfall von Esche, Bergahorn, Bergulme). Im montanen Bereich gibt es Fichtendickungen die einfach umkippen (Revier Königskrug). Auf feuchten bis nassen Standorten des Erlenbruchwaldes ist die Erle so geschädigt, dass sie keine Überlebenschance hat. Voranbauten von Bergahorn wurden näher durch STRATEN (2012) untersucht. So wiesen im Untersuchungsbereich Wolfstein/Teil Marienbruch 52,1 % der Bergahorne Schälbelastungen auf. Im Bereich Rehberg sind die Schälflächen bei etwa einem Drittel aller untersuchten Bergahorne im Bereich des Stammumfangs größer als 30 % (STRATEN 2012).

Buchenvoranbauten wurden durch GLÖCKER (2012) in den Untersuchungsbereichen Rehberg und Oderhaus auf einer Fläche von über 300 ha näher kartiert. 14 % der Voranbauten über 2 m Höhe wiesen Schäl auf, wobei 6 % der Buchen bis zu einem Drittel des Stammumfanges, 5 % bis zu zwei Drittel und 4 % mehr als zwei Drittel des Stammumfanges geschält waren.

Häufig ist in den Schälwunden der Bäume Pilzbefall mit der Folge vorzeitiger Ausfälle zu beobachten. Bei Gruppenschäl ist eine instabile, langfristige Bestandesbeeinträchtigung festzustellen. Schnee- und Windbruch sowie Windwurf beeinträchtigen die geschädigten Bestände zusätzlich. Das langfristige Monitoring zeigt, dass die Auswirkungen solcher Schälereignisse in den Waldbeständen nicht nur kurzfristig sind, sondern letztendlich das ganze Waldökosystem beeinflussen.

**2.4.2 Weisergatter-/ Kontrollflächen-Verfahren**

Von 1995 bis 1999 wurde der Aufbau der Weisergatter-/ Kontrollflächen für das Monitoring des Wildeinflusses auf die Vegetation umgesetzt. Die Flächenausweisung erfolgte auf der Basis eines systematischen, über die Gesamtfläche verteilten, Stichprobennetzes mit einer Rasterweite von einem Kilometer (RAIMER 1998). Verglichen wird eine gezäunte und ungezäunte Kontrollfläche von jeweils 100 m<sup>2</sup>.

Das Artenspektrum der Baum- und Straucharten wurde erstmals 1995/97 (82 Kontrollflächen) als Transekt aufgenommen (Untersuchungsbereiche Wolfstein, Marienbruch, Torfhaus). Von 1998 bis 1999 erfolgte im gesamten niedersächsischen Teil des Nationalparks eine Ersterfassung. Die Wiederholungsaufnahme wurde von 2000 bis 2002 (292 Kontrollflächen) durchgeführt. Dabei wurden 22 Gehölzarten erfasst (RAIMER 2004). In der Feldschicht wurden über 140 Pflanzenarten kartiert, wobei 50 Arten als Äsung genutzt wurden.

Weitere Erhebungen folgten 2003, 2005 bis 2007 und 2008 bis 2011. Bei der Auswertung 2011 wurden auf den 294 Aufnahmeflächen 26 Gehölzarten festgestellt (Abbildung 22).

Insgesamt wurde auf 200 Kontrollflächen die Fichte in Verjüngung (68 %) dokumentiert, mit 157 Flächen (53 %) folgte die Eberesche und mit 76 Flächen (26 %) die Buche. Von den Neben-

baumarten sind der Bergahorn mit 37 Flächen (13 %), die Eiche mit 13 Flächen (4 %), die Esche mit 9 Flächen (3 %) sowie die Bergulme mit 2 Flächen (1 %) vertreten. Von den beiden Birkenarten wurde die Sandbirke mit 18 Flächen (6 %) und die Moorbirke in den Hochlagen mit 9 Flächen (3 %) erfasst. Der Verbiss der Buche lag bei 34 %, der Eberesche bei 32 % und der Birke bei 25 %, Trend generell steigend (Abbildungen 23 und 24).

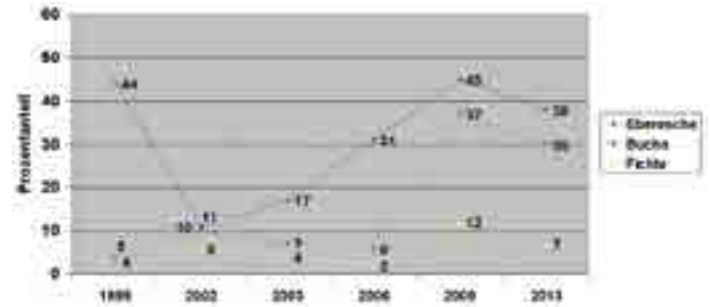


Abbildung 23: Verbissentwicklung (Terminaltrieb) im Untersuchungsbereich Revierförsterei Jagdhaus 1999 - 2013 (n = 38). Submontane bis montane Lagen.



Abbildung 24: Terminaltriebverbiss an Fichte. Foto: F. Raimer

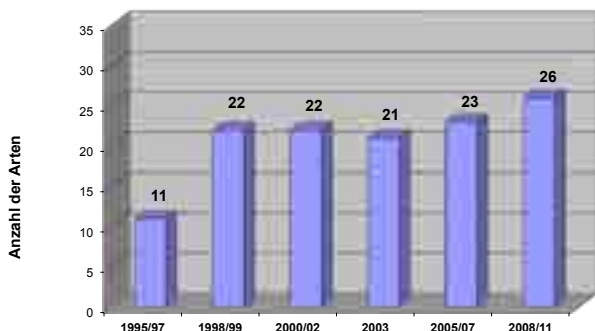


Abbildung 22: Artenspektrum der Baum- und Straucharten der Aufnahmen 1995/97 - 2008/11

**2.4.3 Trakt-Verfahren (Linientaxation mit Probekreisen)**

Über den niedersächsischen Nationalparkteil wurde ein Gitternetz im 1 km Raster gelegt.

Die Feldaufnahmen erfolgen entlang einer gedachten Linie in Nord-Süd-Richtung mit Hilfe eines Kompasses. Diese gedachte Linie (Trakt) verbindet diese Punkte durch einen 1.000 m langen Aufnahmestreifen. Die Probekreise (r = 1,78 m) von 10 m<sup>2</sup> werden auf dem Streifen bei optimalem Verlauf 100 mal erfasst. Ein Trakt repräsentiert die Fläche von 100 ha. Die gewonnenen Rohdaten werden in eine Datenbank eingegeben (KÜPPERS 1998). Die Auswertung erfolgt nach statistischen Kenngrößen (KRAMER & AKCA 1987, 1997).

Erfasst werden pro Probekreis Parameter wie Trakt-Nr., Abteilung, Potentiell natürliche Vegetation (PnV), Waldstruktur, Waldtyp, Baumart, Höhenstufe, Anzahl der Gehölzindividuen, Pflanzenartengruppen mit Deckungsgraden nach Braun-Blanquet, Schäl, Verbiss, Losung von Reh- und Rotwild, Sonstiges (HENNECKE 1998, RAIMER 2004, KÜPPERS 1998).

Die Auswertung zeigt den jeweils aktuellen Waldzustand und damit den Einfluss des Wildes auf die Waldverjüngung sowie auf die Jungbestände (Vitalität). Lösungsfunde ergänzen das Bild zur Frage Wilddichte. Die Ergebnisse fließen in die Vegetationskennziffern ein (1 = sehr geringer Wildeinfluss, bis 5 = extremer Wildeinfluss (HENNECKE 1998, RAIMER 2004).

Die Erstaufnahme wurde durch KÜPPERS & RÖMPF 1998 in 7 Revieren durchgeführt. Die Folgeerhebungen erfolgten 2000 bis 2002 und 2004 bis 2010 durch eigenes Personal auf ganzer Fläche des niedersächsischen Parkteils. Im Wesentlichen beziehen sich die folgenden Ergebnisse auf Waldbäume und deren Verbiss (Terminaltriebverbiss). Bei der 1. Aufnahme wurden 11.596 Probekreise (1998) aufgenommen (Wegstrecke ca. 116 km). Im 2. Durchgang wurden 15.887 Probekreise erfasst (Wegstrecke ca. 159 km) und bei der 3. Erfassung waren es 15.803 Probekreise (Wegstrecke ca. 158 km).

Bei der Feldaufnahme wird die Verjüngung (Kunst- und Naturverjüngung) erfasst. Die Aufnahmen erfolgen nach drei Wuchshöhenstufen:

- 1 0 - 20 cm (Pflanzen mindestens 1 Jahr alt)
- 2 21 - 100 cm
- 3 101 - 200 cm

Die aus den Daten der Jahre 1998 bzw. 2004 bis 2010 resultierenden Verbissprozente sind in den Tabellen 7 und 8 nach den Wuchshöhenstufen 1-3 dargestellt. Sie geben einen Einblick in die Entwicklung der Verjüngung, wobei der stärkste Verbiss im Schnitt in der Wuchshöhenstufe 2 zu verzeichnen ist.

Bei einzelnen Gehölzarten liegt die Verbissbelastung im Bereich des Totalausfalls, wie z.B. für Eberesche, Eiche, Esche,

Tabelle 7: Verbissprozente auf den Trakten 2004-2010 (Teil Niedersachsen) in den Wuchshöhenstufen 1-3

Gehölzart	Wuchshöhenstufe		
	1	2	3
Fichte	2	11	16
Eberesche	18	55	55
Buche	7	35	38
Bergahorn	4	58	76
Esche	11	64	25
Eiche	6	43	0
Birke	10	34	11
Weide	19	41	50
Aspe	0	75	0
Sonstige	9	20	2

Tabelle 8: Traktaten der Verjüngungssituation: Ergebnisse – Terminaltriebverbiss (Verbissprozent) Summe der Wuchshöhenstufen 1 - 3 (Teil Niedersachsen), 1998 bis 2010

Gehölzart	1998	2002	2010
Fichte	3	6	7
Eberesche	47	50	36
Buche	11	5	21
Bergahorn	34	16	9
Esche	50	22	16
Eiche	0	10	10
Birke	63	20	17
Weide	61	31	30
Aspe	60	0	60
Sonstige	29	27	12

Bergahorn und Weide. Die Ergebnisse der Trakte von 2010 belegen einen zunehmenden Verbiss. Laubgehölze im Bereich der Hochlagen, auf den besseren Standorten und entlang der Fließgewässer werden stark verbissen. Laubbaumarten wie z.B. Esche, Eiche, Bergulme, Bergahorn und Eberesche sind generell gefährdet.

Die Verbissentwicklung (Terminaltrieb) für die wichtigsten Baumarten ergibt sich aus den folgenden Diagrammen (Abbildungen 25 bis 28).

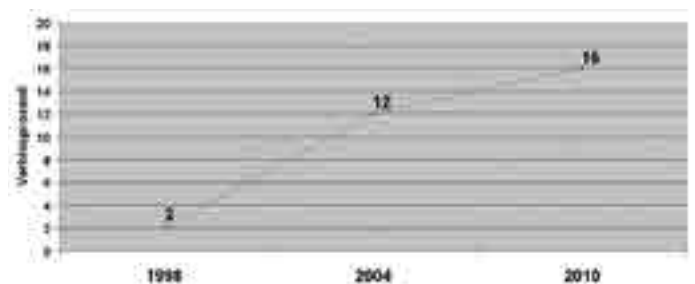


Abbildung 25: Verbissentwicklung an Fichte im Teil Niedersachsen 1998-2010 in der Wuchshöhenstufe 3

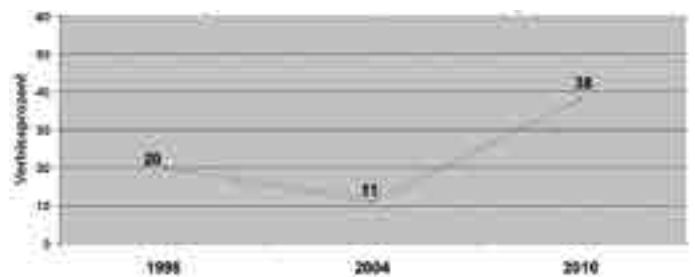


Abbildung 26: Verbissentwicklung an Buche im Teil Niedersachsen 1998-2010 in der Wuchshöhenstufe 3

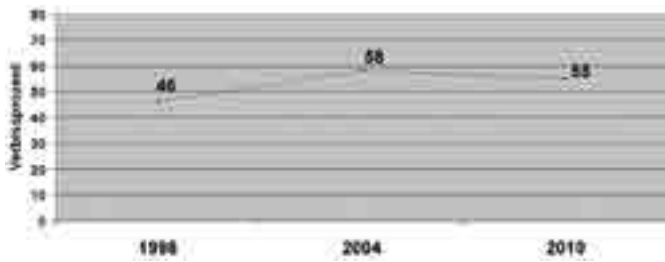


Abbildung 27: Verbissentwicklung an Eberesche im Teil Niedersachsen 1998-2010 in der Wuchshöhenstufe 3

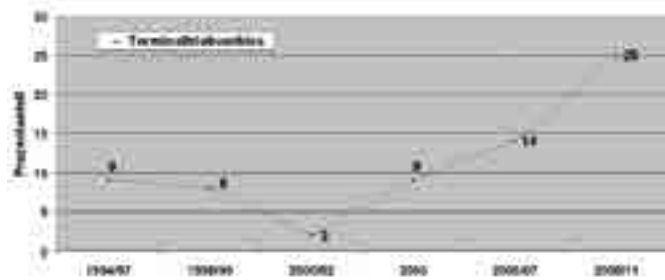


Abbildung 28: Verbissentwicklung an Birke im Teil Niedersachsen 1995/97-2008/2011

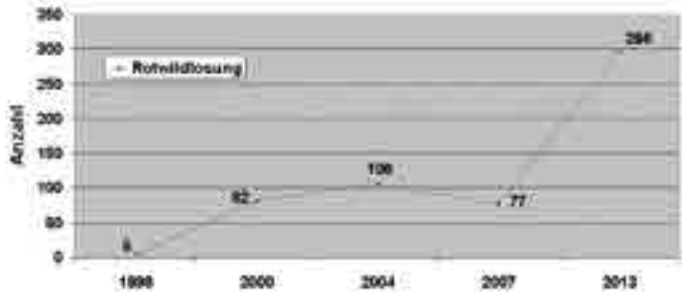


Abbildung 29: Erfassung der Rotwildlösung im Bereich Bruchberg 1998-2013

Aus diesen Ergebnissen (Tabelle 9, Abbildungen 25-28) lässt sich ableiten, dass ein anhaltend extrem hoher Verbiss die Jungwaldentwicklung gefährdet. Für mindestens 10 Jahre sind einschneidende Maßnahmen zur Wildbestandsreduktion erforderlich, damit ein Wachstum des Laubholzes gelingen kann (GLÖCKNER 2012).

Die aufgenommen Losungsfunde in den Untersuchungsbereichen Marienbruch, Bruchberg und Rehberg belegen Tendenzen der Populationsentwicklung von Reh und Rothirsch. Sie sind hilfreiche Informationen im Gelände zur Beurteilung der Wildeinstände, insbesondere beim Rotwild (Abbildung 29). In den Hochlagen unterstreichen Losungsfunde beim Reh dessen sehr geringe Dichte, untermauern dagegen die erhöhte Rotwild-dichte.

**Waldstruktur**

Die Ergebnisse der Traktaufnahme 2010 (Teil Niedersachsen) belegen, dass Freiflächen und Störungen zugenommen haben. Damit ergeben sich deutlich verbesserte Äsungsbedingungen (Anteil = 10 %). Auf größerer Fläche wächst nun mehr Biomasse an Gräsern und Kräutern. Günstige Deckungsbereiche in Form von Jungwuchs, Dickung und Stangenholz nehmen

Tabelle 9: Ergebnisse aus den Trakt-Erhebungen 2011-2013 (Verbissprozent) in den Wuchshöhenstufen 1-3 – Untersuchungsbereiche Königskrug, Rehberg (2011), Oderhaus (2012) und Wolfstein, Marienbruch, Torfhaus und Bruchberg (2013)

Gehölzart	Wuchshöhenstufe		
	1	2	3
<b>Untersuchungsbereich Königskrug (2011)</b>			
Eberesche	26	90	100
Buche	39	93	86
<b>Untersuchungsbereich Rehberg (2011)</b>			
Eberesche	22	54	56
Buche	9	45	37
Bergahorn	47	74	91
<b>Untersuchungsbereich Oderhaus (2012)</b>			
Fichte	3	23	25
Eberesche	19	59	53
Buche	3	53	50
Bergahorn	2	79	80
<b>Untersuchungsbereich Wolfstein (2013)</b>			
Fichte	21	46	13
Eberesche	34	71	50
Buche	18	70	65
Bergahorn	33	89	87
Esche	20	73	67
Birke	25	49	20
<b>Untersuchungsbereich Marienbruch (2013)</b>			
Fichte	2	19	27
Eberesche	30	43	20
Buche	15	43	18
Birke	0	40	14
<b>Untersuchungsbereich Torfhaus (2013)</b>			
Fichte	2	8	11
Eberesche	23	39	93
Buche	0/Fehlanzeige	78	0/Fehlanzeige
<b>Untersuchungsbereich Bruchberg (2013)</b>			
Fichte	12	26	19
Eberesche	35	49	47
Buche	63	56	50
Birke	31	30	0/Fehlanzeige

zu (Anteil von 24 %). Altholz mit Voranbau sowie Altholz mit Naturverjüngung haben einen Anteil von 21 %. Insgesamt ist die Lebensraumkapazität an wertvollen, äsungsreichen Habitaten



deutlich gestiegen, ebenso wie die Möglichkeit an Verstecken und Ruhebereichen.

### Totholzentwicklung

Die Totholzentwicklung in den Untersuchungsbereichen Rehberg, Königskrug (2011) und Bruchberg (2013) belegt, dass in den Hochlagenbeständen eine deutliche Zunahme an stehendem wie liegendem Totholz auftritt. Im Rehberg (1.581 Aufnahmebereiche) wurde ein Anteil von 40 % Totholz in den Beständen dokumentiert (Abbildung 30). Es betrifft vorwiegend die mittleren bis älteren Altersklassen der naturnahen Fichten-Hochlagenwälder (Reitgras-Fichtenwald, Moorfichtenwald, Bergmischwaldstufe - Fichte/Buche). Hervorzuheben ist, dass das z.T. sehr starke stehende Totholz über viele Jahre das Bestandesbild mitbestimmt (z.B. Rehberg - Rehberghang - Ostseite, Rehbach-Moorwald, Königskrug - Achtermann, Rabennase, Rauschebach). Im Bruchberg lag 2013 (1.890 Aufnahmebereiche) der Totholzanteil bei 32 %.

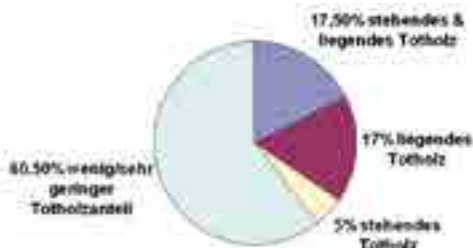


Abbildung 30: Totholzentwicklung im Untersuchungsbereich Rehberg

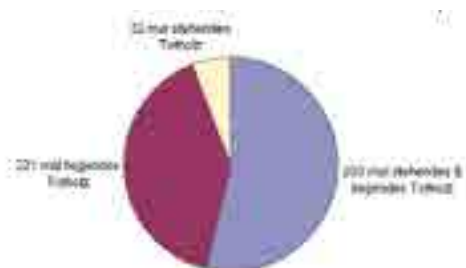


Abbildung 31: Totholzentwicklung im Untersuchungsbereich Königskrug 2011 (n = 546 Gesamt-Totholzeingaben von 1.116 Aufnahmepunkten)



Abbildung 32: Liegendes und stehendes Totholz bildet ein wesentliches Strukturmerkmal hochmontaner Fichtenwälder. Foto: F. Raimer

Das Totholz im Bereich Königskrug zeigt in den letzten Jahren eine starke dynamische Entwicklung. Befallene Käferflächen sind z.B. um den Achtermann mit Ausstrahlung bis zum Odersprung zu sehen. In den Hochlagenbeständen ist damit eine deutliche Zunahme an stehendem und liegendem Totholz dokumentiert. Nach den Aufnahmeergebnissen/Trakte in 2011 (1.116 Aufnahmepunkte) beläuft sich der Totholzanteil auf 49 % (Reitgras-Fichtenwald, Moorfichtenwald, Bergmischwaldstufe - Fichte/Buche; Abbildungen 31 und 32).

### 2.4.4 Projekte und Sonderuntersuchungsflächen

Im Rahmen von Abschlussarbeiten und Projekten wurden verschiedenen Fragestellungen bearbeitet:

#### Buchenvoranbauten im Untersuchungsbereich Bruchberg (2011)

Im Untersuchungsbereich Bruchberg erfolgten Untersuchungen zur Frage des Wildeinflusses in Buchenvoranbauten unter Fichtenaltnolz. Neben der Buche wurden auch weitere Gehölzarten mit Terminaltriebverbiss dokumentiert. Insgesamt wurden 400 Buchen aufgenommen, wovon insgesamt 231 (58 %) verbissen waren. Der Verbiss in den einzelnen untersuchten Abteilungen schwankte zwischen 15 - 83 %.

#### Sturmfläche/Windwurf auf dem Rehberg (Weisergatter/2012)

1995 wurden in einem naturnahen, in Teilen geworfenen Fichtenwald insgesamt 12 Untersuchungsflächen (Weiserflächen) eingerichtet (Abbildung 33). Die Vegetationsentwicklung wurde ab 1992 bis 2012 beobachtet und die seit 1995 bestehenden Weiserflächen regelmäßig durch Feldaufnahmen (Weisergatter und Vergleichsflächen) in ihrer dynamischen Entwicklung nach Artenzusammensetzung und Deckungsgraden (Braun-Blanquet) erfasst. Die Gehölzarten wurden nach Art, Anzahl, Höhenwachstum und Terminaltriebverbiss aufgenommen. Als Ergebnis zeigte sich, dass die natürlich aufkommenden Laubge-



Abbildung 33: Nur in Weisergattern überlebt die Eberesche in den Fichtenwäldern der Hochlagen. Foto: F. Raimer



Abbildung 34: Deutlich zeigt sich das Wachstum der Laubbäume hinter dem Hordengatter im Vergleich zur Fläche davor. Foto: F. Raimer

hölze wie Eberesche, Salweide und Birke außerhalb der Weiser-gatter nicht überlebt haben. Die angestrebte Entwicklung hin zu einem Reitgras-Fichtenwald mit natürlichem Laubholzanteil wurde durch Wildeinfluss verhindert.

#### Untersuchungsbereich Marienbruch (Teilbereich Kegelbahn/Grasweg)

In der montanen Waldentwicklungszone mit einem Fichten-reinbestand (600 m ü. NHN) erfolgten 1998 unterschiedliche waldbauliche Maßnahmen. Auf den lichten Bereichen wurden Hordengatter errichtet und Buche sowie Bergahorn gepflanzt (Abbildung 34). Ebenso wurde die ungezäunten Flächen entsprechend bepflanzt.

Auf den Flächen wurde 2010 die Vegetation aufgenommen. Im Gatter stehen wüchsiger Bergahorn und Buche sowie Mischbaumarten wie Eberesche, Birke, Salweide, Hasel und Roter Holunder, wogegen außerhalb der Gatter allenfalls geringwüchsige, stark verbissene Buchen zu finden sind. Auf der unbepflanzten Blöße konnten sich keine Laubholzarten etablieren.

#### Zoochores Ausbreitungspotential – Waldentwicklung unter Eingriffsminimierung

##### a) Betrachtung Rotbuche

Die Untersuchung wurde in montanen Fichtenbeständen vorgenommen, wo Buche einzelbaum-, trupp- oder auch gruppenweise weitflächig eingemischt ist (IRMSCHER 2008). Es handelt sich um potentielle Standorte des Hainsimsen-Buchenwaldes. Die eingerichteten Versuchsfelder dienten zum einen der quantitativen Erfassung des Ausbreitungspotentials von Buchenverjüngung und zum anderen der qualitativen Erfassung der Kleinstandorte. Es ging ebenso um die Frage der Fernausbreitung bereits etablierter Jungbuchen zu den Mutterbäumen (RAIMER et al. 2008), wobei die Ermittlung der verbrachten Distanzen zu den Mutterbäumen sowie die Vitalität der Jungbuchen von Bedeutung waren. Weiterhin war das räumliche Verbreitungs-

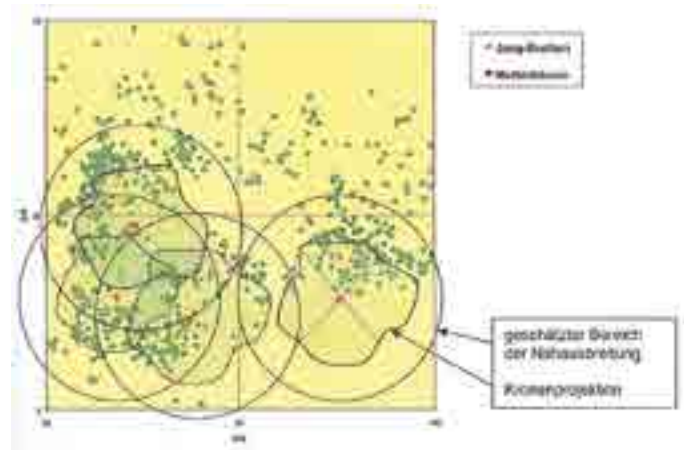


Abbildung 35: Ausbreitungspotential von Buchen. Aus: IRMSCHER 2008

muster der durch Wildtiere (Zoochorie) verbrachten Buchen in den Fichtenreinbeständen zu untersuchen.

Es zeigte sich, dass der Verbiss durch Rotwild eine große Rolle bei der Etablierung der Jungbuchen spielt. Etwa 2/3 der Jungbuchen waren stark geschädigt, wobei es keine Unterschiede in der Entfernung der Jungbuchen zu den Mutterbäumen gab (IRMSCHER 2008; Abbildung 35).

##### b) Betrachtung Buche und Hasel im Siebertal

In einem vorwiegend reinen Fichtenaltholz mit einzelnen Altbuchen und wenigen Buchengruppen am Unterhang wurde seit mindestens zwei Jahrzehnten keine Hiebsmaßnahme mehr durchgeführt. Der Bereich liegt in der Waldentwicklungszone. Infolge vereinzelter Käferbäume entstanden kleine Lichtschächte, eine Strukturierung des Bestandes erfolgte vorwiegend aus wachstums- und umweltbedingten Gründen (Schneebruch). Infolge dieser Situation bot sich eine Untersuchung über die natürliche Samenverbringung von Wildtieren (Zoochorie) der im Umfeld und im Fichtenaltholz vorhandenen Mutterbuchen an. Im Steilhang wurde eine Fläche von etwa 1,4 ha abgesteckt und die einwandernde Buchenverjüngung per GPS aufgenommen. Es erfolgten ebenso Datenerfassungen zur Wuchshöhe, Wuchsform, Vitalität, Schale, Verbiss und Konkurrenz. Die Verbringung der Samen von den Altbuchen zum Wuchsort der Jungbuchen betrug im Mittel 73 m, wobei Entfernungen zwischen 20 - 130 m erfasst wurden. 12 % der Jungbuchen fanden sich in unmittelbarer Umgebung der Mutterbäume.

##### Haselprojekt

Bei der Untersuchung zur Verbreitung der Hasel im Siebertal wurden im Untersuchungsbereich alle jungen Haselsträucher per GPS erfasst und jeder Strauch vermessen. Es wurden Muttersträucher, Naturverjüngung, Wuchshöhen, Vitalitätszustand sowie Schäden aufgenommen. Der Schwerpunkt der Verbreitung von Haselsträuchern im Untersuchungsraum lag entlang



Abbildung 36: Zoochore räumliche Verteilung und Ausbreitungsentwicklung der Hasel im Siebertal

des bachbegleitenden Erlen-Eschenwaldes. Insgesamt wurden auf 74 Flächen insgesamt 192 Haselsträucher dokumentiert, die sich in 8 Bereichen konzentrierten. Die Distanzen der Verfrachtung von Samen zu den Mutterhaseln betragen bis zu 150 m (Abbildung 36). An 95 Individuen (49,5 %) wurden Schäden durch Rotwild (Schlagschäden, Verbiss) deutlich.

### 3. Wildbestandsregulierung im Nationalpark Harz, Teil Niedersachsen

Sind regulierende Eingriffe in Wildbestände in einem Nationalpark unerlässlich, dann sind sie nach Managementplänen durchzuführen (EUROPARC 1992). Im Nationalpark Harz richtet sich die Umsetzung nach dem NATIONALPARKPLAN (2011). Trotz Regulierung muss der Jagddruck dauerhaft und nachhaltig in einem Schutzgebiet minimiert werden, wenn wie üblich in anerkannten Nationalparks, Wild für Besucher wieder sichtbar werden soll (SINNER 2007).

Um das Aufwachsen stabiler Jungwälder zu gewährleisten, sind derzeit jedoch noch Maßnahmen zur Wildstandsregulierung nötig.

Im Nationalpark Harz sind die Schalenwildarten Rothirsch, Reh und Wildschwein von Bedeutung. Eine zentrale Rolle als „Antagonist“ spielt dabei der autochthone Rothirsch. Im Gegensatz zu den gegenwärtigen Verhältnissen im Harz werden von naturnahen Wäldern in vergleichbaren Berglagen Ost- und Südeuropas deutlich geringere Rotwildichten gemeldet (BÜTZLER 1991). Aktuell werden im Nationalpark Harz (Teil Niedersachsen) sehr hohe Dichten von 8 - 12 Rothirschen auf 100 ha angenommen, in naturnahen Gebieten eher 0,5 bis 1 auf 100 ha. Im niedersächsischen Teil wurde seit Einrichtung des Nationalparks sukzessive der größte Teil der Wildfütterungen aufgegeben. Derzeitig sind noch zwei Notzeitfütterungen und zwei offizielle Schaufütterungen (Molkenhaus und Rehberger Grabenhaus) vorhanden. Im Nationalpark setzen Alttiere meist ein Kalb, im Revier Rehberg wurden wiederholt auch Alttiere mit zwei Kälbern beobachtet (Sarghai, Rehbachmoor, Rotes Moor).

Folgende Maßnahmen sind nach BÜTZLER (1991) zur Wildbestandsregulierung erforderlich:

#### Managementprinzipien

- Minimierung menschlicher Eingriffe
- Förderung natürlicher Abläufe
- Akzeptanz der Anrainer
- wirtschaftliche Angemessenheit
- zielorientierte Planungsgespräche

#### Managementanforderungen

- Harmonisierung von Bestandesgrößen
- Vermeidung von Übernutzung des Lebensraumes
- Förderung natürlicher Verteilungsmuster einschließlich jahreszeitlicher Wanderungen
- Vermeidung von Beunruhigung und Scheu

#### Rotwild

Die folgenden Diagramme zur Rotwildstrecke (Abbildung 37) und zur Anblickhäufigkeit (Abbildung 38) dokumentieren eine

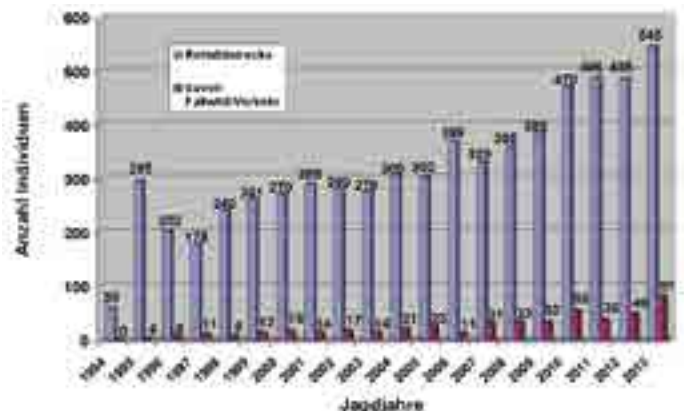


Abbildung 37: Rotwildstrecke im Nationalpark Harz, Teil Niedersachsen, 1994-2013

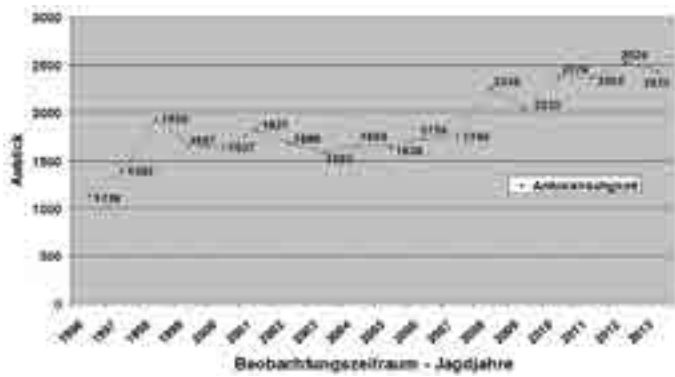


Abbildung 38: Anblickhäufigkeit von Rotwild im Nationalpark Harz, Teil Niedersachsen 1996-2013

steigende, zunehmende Populationsentwicklung. Es kann davon ausgegangen werden, dass z.B. der Frühjahrsbestand im Jahr 2013 im niedersächsischen Nationalpark-Teil bei ca. 1.400 - 1.600 Individuen gelegen hat.

**Rehwild**

Rehe sind in ihrer Populationsentwicklung weniger durch jagdliche Eingriffe regulierbar, da sie mehr einer Selbstregulation unterliegen (BÜTZLER 1991). So finden sich im kollinen und submontanen Harzrand infolge besserer Biotope und klimati-



Abbildung 39: Junger Rehbock in den Hochlagen am Rehberg. Foto: F. Raimer



Abbildung 40: Sichernder Luchs im montanen Hainsimsen-Buchenwald. Foto: F. Raimer

scher Bedingungen höhere Rehwildbestände als in den Hochlagen der obermontanen und hochmontanen Waldgebiete (Abbildung 39). Zu Beginn der Nationalparkausweisung wurden alle Rehfütterungen abgebaut. Da in Höhenlagen ab 650 bis 700 m ü. NHN die Schneemächtigkeiten bei einem halben Meter und höher liegen können, sind diese Gebiete für Rehe eher ungeeignet. In den oberen Lagen, in denen der Winter 3 bis 5 Monate dauern kann, sind die Lebensbedingungen für Rehe deutlich schwieriger als am Harzrand, was zu einer natürlichen Wintermortalität führt.

Im Jahr 2000 kehrte der Luchs durch aktive Wiederansiedlung in ehemals heimische Harzreviere zurück (RAIMER 2007; Abbildung 40). Da seine Hauptbeute das Reh ist, übt er insbesondere in den oberen Lagen (über 650/700 m ü. NHN) in Kombination mit der Wintermortalität einen Einfluss auf die Rehpopulation aus. In diesen Höhenlagen leben 5 bis max. 20 Rehe auf 1.000 ha, ähnlich wie im oberen Bayerischen Wald (HEURICH mdl.). Auf eine Bejagung des Rehwildes in diesen Hochlagen kann daher verzichtet werden, da das natürliche Regulativ nun wieder gegeben ist. Generell ist der Abschuss des Rehwildes im Nationalpark (Teil Niedersachsen) rückläufig, sicherlich auch wegen der indirekten Konkurrenz durch deutlich überhöhten Rotwildbestände. Notwendig ist aber weiterhin ein Eingreifen in die Rehpopulation von den Harzrandlagen bis in den montanen Bereich (Abbildungen 41 und 42).

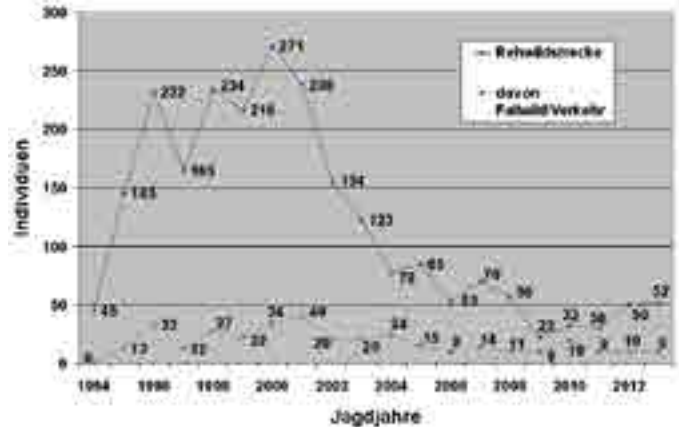


Abbildung 41: Rehwildstrecke im Nationalpark Harz, Teil Niedersachsen 1994-2013

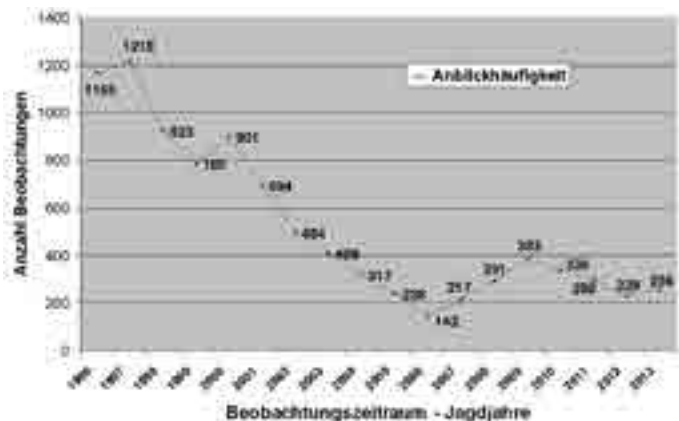


Abbildung 42: Anblickhäufigkeit von Rehwild im Nationalpark Harz, Teil Niedersachsen von 1996-2013

In geeigneten Biotopen wurden dort wiederholt auch Ricken mit drei Kitzen beobachtet. Über das Wanderungsverhalten des Rehes im Harz ist wenig bekannt. Im Nationalpark Bayerischer Wald wurde nachgewiesen, dass Rehe von den Sommereinständen der Hochlagen bis zu den Wintereinständen der tieferen Lagen oder sogar an die Donau wandern (30 - 60 km) (HEURICH mdl.).

#### 4. Fazit

##### 4.1 Waldentwicklung unter Wildeinfluss – Erkenntnisse aus dem Yellowstone Nationalpark

- Die Ergebnisse aus dem Yellowstone Nationalpark belegen, dass durch das Fehlen der Beutegreifer als natürliche Gegenspieler der Huftiere die Gehölze (Aspen, Weiden, Felsenbirne) enorme Schädigungen erfahren (KAY 1997). Erst durch das Zulassen von Beutegreifern, Feuer u.a.m. kam es wieder zu einer Vitalisierung der Ökosysteme (Wälder, Prärie, Fließgewässer).
- Die Zugabe von Futter im Wintereinstandsgebiet (National Elk Refuge) führt zu einer zu geringen Mortalität bei den Huftieren (1 - 2 %), so dass als Folge ein Management Plan (Elk Ecology and Management) zur Wildreduktion auch im Nationalpark Gebiet notwendig ist, um dieser Entwicklung zu begegnen.
- Von den Behörden (US National Forest and Wildernesses) wird ein höherer Abschuss von Huftieren angestrebt.

##### 4.2 Waldentwicklung unter Wildeinfluss im Nationalpark Harz

- Im Nationalpark Harz kann die Waldentwicklung nur gelingen, wenn die Huftierbestände in einer Populationshöhe vertreten sind, die ein Wachstum der typischen Gehölzarten zulassen.
- Aktuell ist ein gegensätzlicher Trend zu beobachten. Die Wirkungen der Wildtiere auf die Jungwaldentwicklung verursacht hohe Schäden (Schäle bis 15 % und Terminaltriebverbiss mit über 50 %) und ist ökologisch wie auch ökonomisch nicht vertretbar.
- Notwendig ist das Erreichen der unteren Schwellenwerte bei Schäle (unter 1 %) und Verbiss (weniger als 10 %).
- Derzeit ist dieses Ziel nur durch den regulierenden „Eingriff“ erreichbar.

- Unbedingt notwendig ist die Akzeptanz dieser Maßnahmen/Ziele bei den Verantwortlichen wie auch beim eigenen Personal.
- Langfristiges Ziel: Aktives Eintreten für natürliche Beutegreifer wie Luchs und Wolf, im Sinne einer Vitalisierung und Entwicklung zu mehr Diversität in Waldökosystemen.

#### 5. Literaturverzeichnis:

AKCA, A. (1997): Waldinventur. Cuvillier Verlag, Göttingen, 140 S.

ALMS, U., HÜSING, F., KUBA, E. MÖRING, B., PEIFFER, K. & PETERS, K. (1995): Erhebung von Schältschäden an Buche und Fichte. Niedersächsische Landesforsten.

ANDERS O., KAPHEGYI T.A.M. & KUBIK F. (2012): Untersuchungen zum Dismigrationsverhalten eines männlichen Luchses (*Lynx lynx*) im Dreiländereck zwischen Thüringen, Niedersachsen und Hessen. Säugetierliche Informationen, Band 8 - Heft 45, Symposiumsband Europäische Wildkatze (*Felis silvestris*) und Luchs (*Lynx lynx*).

ANDERS O. & SACHER P. (2005): Das Luchsprojekt Harz – ein Zwischenbericht. Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt, 42. Jg., Heft 2, S. 3 - 12.

BALLARD, J. (2012): Elk. A. Falcon Field Guide, Morris Book Publishing, LLC.

BANFF NATIONAL PARK (o.J.): Fire & Vegetation Management. Worden Service.

BARBER S. M., MECH, D. L. & WHITE P. J. (2005): Bears Remain Top Summer Predators – Yellowstone Elk Calf Mortality Following Wolf Restoration: In Yellowstone Science, Volume 13, Number 3. Yellowstone Center for Resources - Yellowstone National Park, National Park Service.

BARBER-MEYER S., MECH D. L. & WHITE P. J. (2008): Elk Calf Survival and Mortality Following Wolf Restoration to Yellowstone National Park, Wildlife Monographs 169, May 2008.

BERGER, J. (2002): Wolves, Landscapes, and the Ecological Recovery of Yellowstone (Biodiversity). Spring 2002, S. 32 - 38, Wild Earth.

BUBENIK, A. B. (1984): Ernährung, Verhalten und Umwelt des Schalenwildes. BLV.

- BÜTZLER, W. (1991): Lebensraumsprüche der Schalenwildarten und Managementanforderungen unter naturnahen Bedingungen. In: Naturraum Harz – Ein Beitrag zur Diskussion in Niedersachsen um den Nationalpark Harz. Die Hefte - Heft 8, Kraftzweig e. V.
- CHADWICK, D. H. (2010): Schießen oder Schützen. National Geographic, März/2010, S. 86 - 107.
- CRAIGHEAD, F. C., Jr. (1979): Track of the Grizzly. Sierra Club Books, San Francisco.
- DAVID, A. (2009): Bodenständige Rivalen – Territorialverhalten von Rehböcken. Wild und Hund, 15: 32 - 36.
- DAVID, A. (2011): Territoriale Ricken – Revierverhalten vom Reh. Wild und Hund 13: 36 - 41.
- DRECHSLER, H. (1981): Zeitlicher Ablauf der jährlichen Geweihbildung des Rothirsches. Niedersächsische Jäger, Sonderdruck, Ausgabe 26/11 vom 5. Juni 1981.
- DRECHSLER, H. (1982): Hirsche mit Plastikmarken – das Ende der Wildnis? Kennzeichnung des Rotwildes im Dienst der Jagd am Beispiel Harz. Niedersächsischer Jäger 7: 295 - 306.
- DRECHSLER, H. (1984): Geweihbildung und -entwicklung bei Harzer Rothirschen. Niedersächsischer Jäger 6: 284 - 288.
- EUROPARC (1992): Bericht über die FNNPE Generalversammlung und Fachtagung zum Thema „Schutz natürlicher Entwicklung von Ökosystemen“. Helsinki. Hrsg: Föderation der Natur- und Nationalparke Europas (FNNPE)/1993.
- FIELTIZ, U (1999): Satellitentelemetrie an Rothirschen im Harz. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben.
- FIELTIZ, U. & WÖLFEL, H. ( 1996): Wildtierforschung aus dem Weltraum. Wild und Hund 6: 26 - 29.
- FISHBEIN, S. L. (1997): Yellowstone Country – The Enduring Wonder. National Geographic - Park Profiles.
- GAHSCHKE, J (1995): Handbuch für die Nationalparkarbeit. Hrsg. Gesellschaft zur Förderung des Nationalpark Harz e.V..
- GAISBAUER, R. (1988): Versteckspiel im Unterholz – Die Auswirkungen menschlicher Störungen auf das Rehwild. Nationalpark 4: 10 - 12.
- GLÖCKNER, H. (2012): Erfolgskontrolle von Buchenvorbauten im Nationalpark Harz. Masterarbeit, Georg-August-Universität Göttingen, Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie.
- Gossow, H. (1976): Wildökologie. BLV.
- GROVE, N. (1997): Yellowstone: in Abenteuer Wildnis. National Geographic's Last -Wild Places, National Geographic Society, Bechtermünz Verlag Augsburg.
- HAMER, D. & HERRERO S. (1983): Ecological Studies of the Grizzly Bear - Banff Nationalpark, Final Report. Parks Canada - Contract WR 4-80, University of Calgary, Calgary, Alberta.
- HALFPENNY, J. C. (2003): Yellowstone Wolves – In the Wild, Riverbend Publishing, Helena, Montana.
- HALFPENNY, J. C. (2007): Yellowstone Bears – In the Wild, Riverbend Publishing, Helena, Montana.
- HEBBLEWHITE, M., PLETSCHER, D. H. & PAQUET, P. C. (2003): Elk population dynamics following wolf recolonization of bow valley – of Banff National Park, Research Links 11 (1), Spring 2003.
- HENNECKE, W. (1998): Schnelleinschätzung von Vegetation und Schalenwildeinfluss im Traktverfahren (Linientaxation mit Probekreisen). Nationalpark Harz.
- HEURICH, M. (2011): Neues vom Reh – Rehforschung und Rehwildmanagement im Nationalpark Bayerischer Wald. Öko-Jagd, Februar.
- HEURICH, M. & SINNER F. (2012): Der Luchs – Die Rückkehr der Pinselohren. Buch & Kunstverlag Oberpfalz.
- HOLODYSKI, D. (2010): Geweihschau - 17. und 18. April 2010 in Bad Lauterberg. Rotwild Ring Harz.
- IRMSCHER, T. (2008): Räumliche Verteilung von Rotbuche (*Fagus sylvatica*) und Traubeneiche (*Quercus petraea*) und deren zoochores Ausbreitungspotential mit Blick auf die Minimierung der Eingriffsintensität beim Waldumbau in Wäldern mit Naturschutzstatus. Zwischenbericht zum DBU-Forschungsvorhaben „Zoochores Potential beim Waldumbau“, Aktenzeichen 24405.
- KAY, C. E. (1997): Yellowstone (1997), Ecological Malpractice. PERC REPORTS, Volumes 14 Number 2, June 1997.

- KARSTE, G., WEGENER, U., SCHUBERT, R. & KISON H.-U. (2011): Die Pflanzengesellschaften des Nationalpark Harz (Niedersachsen). Schriftenreihe Band 6, Nationalpark Harz, Wernigerode.
- KRAMER, V.-B. (2014): Wildtier-Beobachtungsstationen (WTBS) im Nationalpark Harz – Ein Monitoring über das Auftreten und Verhalten der Wildtiere sowie der Wahrnehmung der WTBS durch die Besucher und Mitarbeit des Parks. Masterarbeit, Institut für Umweltforschung, Biologie V, Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen.
- KRAMER, H. & AKCA, A. (1987): Leitfaden für Dendrometrie und Bestandesinventur. 2. erweiterte Auflage, D. Sauerländer Verlag, Frankfurt/M..
- KUBIK, F. (2010): Untersuchungen zum Dismigrationsverhalten eines subadulten Luchskuders (*Lynx lynx*) im südlichen Harzvorland, Luchsprojekt Harz. FH Eberswalde, Fachbereich Landschaftsnutzung & Naturschutz.
- KÜHL, A. (1987a): Wieviel Rotwild hat der Harz? Möglichkeiten der Bestandsherleitung, Teil 1. Niedersächsischer Jäger 12: 639 - 642.
- KÜHL, A. (1987b): Wieviel Rotwild hat der Harz? Möglichkeiten der Bestandsherleitung, Teil 2. Niedersächsische Jäger 13: 703 - 704.
- KÜHL, A. (1987c): Wieviel Rotwild hat der Harz? Möglichkeiten der Bestandsherleitung, Teil 3. Niedersächsische Jäger 14: 761 - 762.
- KÜHL, A. (1989): Das Rotwild im Harz. AFZ 18 - 20: 490 - 493.
- KÜPPERS, S. (1998): NLP-Harz, Datenbank, Traktverfahren, Handbuch-Version 1998, interne Datenbank.
- KURT, F. (2002): Das Reh in der Kulturlandschaft – Ökologie, Sozialverhalten, Jagd und Hege. Kosmos-Verlag.
- MANN, T. E. (2009): Vegetationsökologisches Monitoring im Nationalpark Harz unter besonderer Berücksichtigung des Schalenwildeinflusses und der Waldstruktur. Cuvillier Verlag, Göttingen.
- MEYER, T. (1993): Wildnis: In: Natur 1: 61 - 66.
- NATIONAL PARK SERVICE (2012): Wolf Project – Annual Report 2012. Yellowstone Center for Resources, U. S. Department of the Interior.
- NATIONAL PARK SERVICE (2013a): Greater Yellowstone Ecosystem, Yellowstone Resources and Issues. Handbook, US Department of the Interior.
- NATIONAL PARK SERVICE (2013b): Yellowstone National Park – Natural & Cultural Resources. Yellowstone Center for Resources, U.S. Department of the Interior.
- NATIONAL PARK SERVICE (2013c): Grand Teton – Elk Ecology & Management. Experience your America, Rev. 06/13, Grand Teton National Park/John D. Rockefeller, Jr. Memorial Parkway.
- NATIONALPARK HARZ (2000): Nationalparkplan 2000 (Niedersachsen). Nationalpark Harz.
- NATIONALPARK HARZ (2011): Nationalparkplan für den Nationalpark Harz 2011 - 2020. Hrsg: Nationalparkverwaltung Harz.
- NATIONALPARK HARZ (2007): Luchsprojekt Harz – Jahresbericht 2006/2007. Nationalpark Harz.
- NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTEN (2003): Waldbiotopkartierung zur Waldentwicklung, Nationalpark Harz, Niedersachsen.
- NIENABER, S., PEIFFER, K. & RAIMER, F. (2000): Kartieranleitung – Überarbeitung der „Erhebung der Schale durch Rotwild an Buche, Fichte und weiteren Baumarten im Harz“. Erste Fassung.
- PARKS CANADA (1997): Banff National Park, Management Plan – summary. Minister of Public Works and Government Services Canada 1997.
- PARKS CANADA (o. J.): Fire Management in Canada's National Parks – an Overview. Canadian Heritage.
- PETRAK, M. (2008): Nationalparke als Teillebensräume für große Wildtiere am Beispiel des Rotwildes. In: TUN und LASSEN im Naturschutz, Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz Band 2, Nationalpark Harz.

- PETRAK, M., LÖDIGE, M., MEYER, P., NEITZKE, A., RAIMER, F., SIMON, O., STRIEPEN, K., SUCHANT, R. & EYLEBERT, J. (2012): Monitoring im Wald – Grundlage für Waldbau, Jagd und Naturschutz, Natur in NRW, Nr. 4: 25 - 28.
- PRIMACK, R. B. (1995): Naturschutzbiologie. Spektrum Lehrbuch, Akademischer Verlag.
- RAIMER, F. (1992): Biotopkartierung für das Staatliche Forstamt Andreasberg. Niedersächsisches Forstplanungsamt 1991/1992.
- RAIMER, F. (1998): Aufnahmeanweisung zum systematischen Kontrollzaunverfahren. Nationalpark Harz.
- RAIMER, F. (2004): Monitoring-Verfahren zur Waldentwicklung und der Einfluss des Schalenwildes im Nationalpark Harz. Forst und Holz Nr. 7.
- RAIMER, F. (2007): Luchs und Wildkatze – Koexistenz zweier Katzenarten. In: Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (Hrsg.): Beiträge zur Situation der Wildkatze in Niedersachsen, Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 27 (1). Hannover.
- RAIMER, F. (2009), Vegetationserhebungen zur Frage des Wildinflusses auf die Waldentwicklung. Unser Harz 4: 77 - 79.
- RAIMER, F. (2010): Der Rothirsch – Biologie, Verhalten und Lebensraum. Unser Harz 11/2010.
- RAIMER, F. (2013): Monitoring des Rot- und Rehwildes – Waldentwicklung im Nationalpark Harz. AFZ Der Wald 68: 20 - 23.
- RAIMER, F. & FORD, T. (2005): Yellowstone to Yukon (Y2Y) – einer der größten internationalen Wildtierkorridore. GAIA 14, H. 2: 182 - 185.
- RAIMER, F., HAGEMANN, U. & IRMSCHER, T. (2008): Das Buchenforschungsprojekt im Nationalpark Harz – ein Gemeinschaftsprojekt mit der Technischen Universität Dresden. Unser Harz, 9/08, S. 179.
- RAESFELD, F. v. & REULECKE, K. (1988): Das Rotwild. P. Parey Verlag.
- REICHHOLE, J. H. (1993): Naturschutz ist ein Glanz aus innen – Amerika zeigt: Nicht Gesetze, sondern die Einstellungen müssen sich ändern. Frankfurter Allgemeine Zeitung, Nr. 108. S. 12 vom 11. Mai 1993.
- REULECKE, K. (1973): Rotwild im Wandel? AFZ, 28: 975 - 981.
- REULECKE, K. (1981): Diskussion über das Harzer Rotwild. Niedersächsische Jäger 24: 1232 - 1233.
- REULECKE, K. (1994): 40 Jahre Rotwildring Harz: Rückschau und Ausblick, Sonderdruck aus Niedersächsischer Jäger.
- REULECKE, K. (2001): Rotwild, wohin führen deine Wechsel? Niedersächsische Jäger, 16: 18 - 21.
- ROBBINS, J. (2004): Wieder Wölfe im Yellowstone-Park. In: Spektrum der Wissenschaft (8), S. 24 - 29.
- ROTWILD RING HARZ (2010): Schältschadensinventur Harz 2010. Nationalpark Harz, Forstplanungsbüro Dr. Oliver Trisl.
- SCHRÖDER, W. (2002): Neue Aufgaben für alte Parke. In: Der Rothirsch – Ein Fall für die Rote Liste? Neue Wege für das Rotwildmanagement. Deutsche Wildtier Stiftung, Tagungsband zum Rotwildsymposium der Deutschen Wildtier Stiftung in Bonn vom 30.05. - 01.06.2002, S. 133 - 165.
- SIMON, O. & RAIMER, F. (2004): Wanderkorridor von Wildkatze und Rothirsch und ihre Relevanz für künftige infrastrukturelle Planungen in der Harzregion. Göttinger Naturkundliche Schriften Nr. 6, Biologische Schutzgemeinschaft Göttingen.
- SINNER, K. F. (2007): Die Rolle von Tieren in der Wildnisbildung. In: Wildnisforum, Nationalparkhaus Altenau-Torfhaus/ Nationalpark Harz.
- SMITH, D. W. (2005): Ten Years of Yellowstone Wolves, 1995 - 2005 / The first 10 years of wolf restoration in Yellowstone National Park: the wolves' stories, and what we're learning. In: Yellowstone Since, Volume 13, Number 1, Winter 2005, Yellowstone Center for Resources – Yellowstone National Park, National Park Service.
- STRATEN, A.-K. (2012): Erfolgskontrolle von Bergahornvoranbauten im Nationalpark Harz. Masterarbeit, Georg-August-Universität Göttingen, Abteilung Waldbau und Waldökologie der gemäßigten Zonen.
- STRUNZ, H. (1987): Rehe auf Wanderschaft – Aus der Wildforschung im Nationalpark Bayerischer Wald. Nationalpark 3: 6 - 8.



- STUBBE M. & STUBBE A. (2009): Wiederkehr des 150. Geburtstages des Harzer Forstmannes und Jagdmalers Ernst von Eschwege (1859 - 1932). In: Beiträge zur Jagd & Wild-Forschung, Band 34, Gesellschaft für Wildtier- und Jagdforschung e. V..
- THOME, H. (1984): Untersuchung zur Vermehrungsrate des Rotwildes im Westharz. Niedersächsischer Jäger 6/84, S. 289.
- TRISL, O. (1998): Untersuchungen zur Entwicklung eines optimalen Stichprobenverfahrens für die langfristige Beobachtung der Schältschadenssituation. Heinholz Verlag, Band 3.
- TRISL, O. (2002): Schältschadeninventur Harz 2002. Forstplanungsbüro – Wildschadensgutachten, Inventuren, Forsteinrichtung & forstliche Betreuung.
- TRISL, O. (2008): Aufnahmeanweisung für Schältschadeninventuren. Fachplanungsbüro – Wildschadensgutachten, Inventuren, Forsteinrichtung & forstliche Betreuung.
- TRISL, O. (2013): Schälerhebung im NP Harz (Teil 1 und 2). Nationalpark Harz.
- TROMMER, G. (1992): Wildnis die pädagogische Herausforderung. Deutscher Studien Verlag.
- USDA FOREST SERVICE (2005): The mission of the Aldo Leopold Wilderness Reserach Institute is to provide scientific leadership in developing and using the knowledge needed to sustain wilderness ecosystems and values. Program Charter, Aldo Leopold Wilderness Reserch Institut (RMRS - 4901), USDA Forest Service, Missoula, Montana.
- WEGENER, U. & WÖLFEL, H. (2002): Rotwild in Nationalparks – natürliche Dynamik oder waldbauliche Regulation? Natur und Kulturlandschaft, Höxter, Band 5.
- WHITE, C. A. & FELLER, M. C. (2001): Predation Risk an Elk-Aspen Foraging Patterns. In: Sustaining Aspen in Western Landscapes: Symposium Proceedings, USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- WOODLEY, S. (1995): Fire in protected areas – Fire management challenges the very fundamentals of Parks' policy and purpose. Research Links, Special Fire Management Issue, Volume 3, Number 2, Parks Canada, Alberta and Pacific-Yukon Regions, Fall 1995.
- ZEILER, H. (2013): Wenn Rehe wandern – Die Rehe vom Rosenkugel. Teil 1 u. 2. Wild und Hund 10: 23 - 27.

Anschrift des Autors:

Frank Raimer  
 Nationalpark Harz  
 Außenstelle Oderhaus  
 Oderhaus 1  
 37444 Oderhaus  
 Tel: 05582- 918923  
 Fax: 05582- 918919  
 raimer@nationalpark-harz.de

SABINE MANÉ, ODERHAUS

# Wildtiermanagement im Nationalpark Harz - Datenerfassung, Analysen und Ergebnisse der Wildbestandsregulierung

## 1. Einleitung

Die Regulierung von Wildbeständen in Großschutzgebieten wird immer wieder sehr kontrovers diskutiert. Die Ziele und Maßnahmen der Wildbestandsregulierung im Nationalpark Harz sind im Nationalparkplan festgelegt. Alle diese Maßnahmen richten sich an der Erreichung des Schutzzieles aus: Die Regulation der Schalenwildbestände ist zur Sicherung naturnaher Entwicklungen bzw. zur Sicherung von naturnahen Initialen auf absehbare Zeit erforderlich und muss aufgrund der Ergebnisse der Weiserflächen weiter intensiviert werden (NATIONALPARK HARZ 2011).

Dazu gibt der Nationalparkplan Rahmenbedingungen vor. Neben den geltenden gesetzlichen Grundlagen ist festgelegt, dass die Wildbestandsregulierung ausschließlich in Eigenregie unter Verzicht auf die Trophäenjagd durchgeführt wird. Es werden keine wirtschaftlichen Zielstellungen verfolgt. Beteiligt sind Bedienstete des Nationalparks sowie private Mitjägerinnen und Mitjäger (NATIONALPARK HARZ 2011). Die Zusammenarbeit mit den Nachbarjagdbezirken wird vertrauensvoll gestaltet, der Nationalpark ist mit seinen niedersächsischen Flächen im Rotwildring Harz und mit den sachsen-anhaltischen Flächen in der Hegegemeinschaft Schalenwild Ostharz integriert.

Weiterhin wird im Nationalparkplan der zeitliche Rahmen der Wildbestandsregulierung umrissen.

Grundlage für die Wildbestandsregulierung ist das begleitende Monitoring (NATIONALPARK HARZ 2011). Das Monitoring betrachtet den Einfluss der Schalenwildbestände auf die Vegetation (Wirkungsmonitoring) mit den Bestandteilen Weiser-gatter, Traktverfahren und Schälkartierung und die Verbreitung und die Populationsgröße des jeweiligen Wildbestandes, insbesondere der Leitwildart Rotwild, durch Streckenstatistik und jährliche Jagdanalyse.

In diesem Beitrag werden Daten zur Rotwildpopulation im Nationalpark Harz analysiert und ausgewertet.

## 2. Datenerhebung

Für die gegenwärtig im Nationalpark Harz durchgeführten Analysen zur Wildtierpopulation werden zwei Grundlagen verwendet. Das ist zum einen das jährliche Streckenergebnis (Streckenmeldung) und zum anderen die Dokumentation jeder jagdlichen Aktivität in Form der Meldekarten zum Wildmonitoring, die EDV-gestützt ausgewertet werden (Abbildung 1). Die Meldekarten, die durch die Mitjägerinnen und Mitjäger ausgefüllt werden, liefern einen umfangreichen Datenpool, der vielfältige Auswertungen ermöglicht. So wurden z.B. im Jahr 2012 6.678 Meldekarten abgegeben.

Die Meldekarten enthalten folgende Informationen bzw. Auswertemöglichkeiten:

- Anblick der Schalenwildarten,
- Anblick je Jagdaktivität,
- Anblick je Altersklasse,
- Anblick je Jagdmethode ( $\text{Anblickquotient} = \text{Anzahl der Anblicke} / \text{Anzahl der Ansitze}$ ) (LUDWIG 2012),
- Strecke je Wild- und Jagdmethode ( $\text{Erlegungsquotient} = \text{Anzahl der Anblicke} / \text{Anzahl der Erlegungen}$ ) (REINECKE & DOLLINGER 1997),
- Anzahl der Ansitze =  $\text{Anblickquotient} / \text{Erlegungsquotient}$ , (LUDWIG 2012),
- Strecke je Nationalparkrevier und Wildmanagementfläche,
- Anblick und Strecke im jahreszeitlichen Verlauf,
- Schussabgabe je Stück Wild, Treffpunktlage, Fluchtdistanzen, Nachsuchen,
- Anblick sonstiger Tierarten.

Die Streckenmeldung gibt Grundlagen für die Betrachtung von:

- Absolute Streckenzahlen der einzelnen Wildarten,
- Anteile nach Geschlecht und Altersklassen an der Gesamtstrecke,
- Erfolg der Mitjägerinnen und Mitjäger.

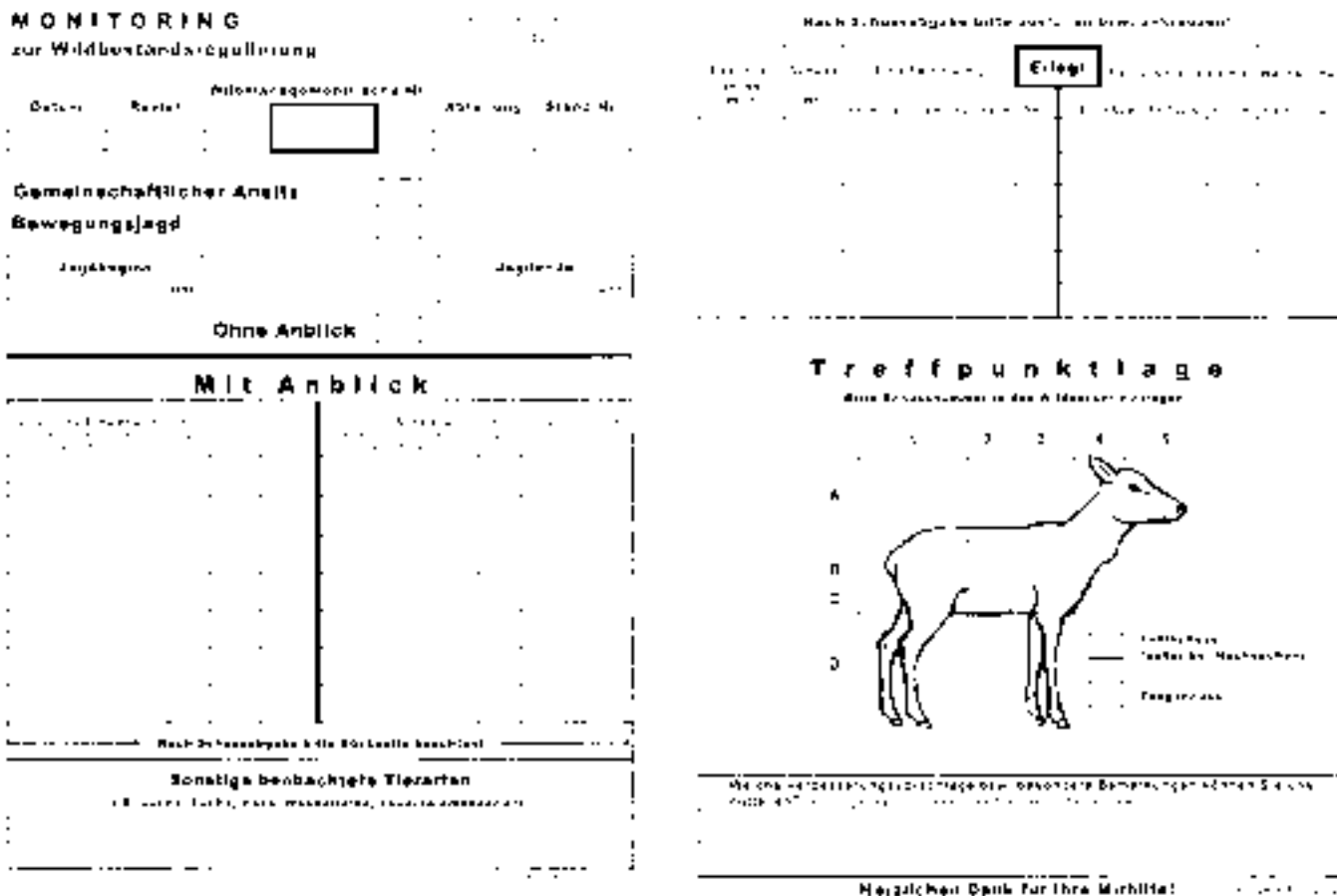


Abbildung 1: Meldekartenformular (Vorder- und Rückseite) für das Monitoring der Wildbestandsregulierung (Standardauswertungen)

### 3. Ergebnisse der Auswertungen

#### 3.1 Streckenergebnisse

Die Abbildungen 2 bis 4 zeigen die Streckenergebnisse der im Nationalpark Harz bejagten Schalenwildarten.

Im Folgenden wird das Rotwild als Leitwildart des Nationalparks Harz betrachtet.

Das summarische Streckenergebnis lässt nur begrenzte Aussagen zur Populationsentwicklung des Rotwildes zu. Es zeigt z.B. nicht, ob mit der steigenden Rotwildstrecke eine Vergrößerung oder Verkleinerung der Population einhergehen.

Weitere Auswertungen wie der Anteil von männlichem und weiblichem Wild sowie der Anteil der Alttiere an der Gesamt-

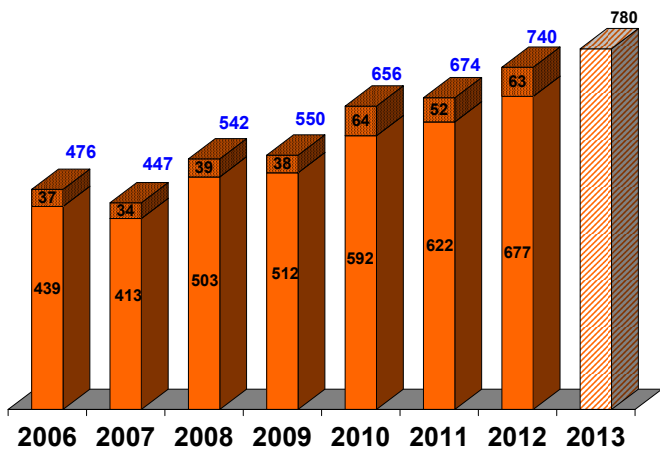


Abbildung 2: Entwicklung der Streckenergebnisse des Rotwildes einschließlich Fallwild im Nationalpark Harz im Zeitraum 2006 bis 2012 und Zielsetzung 2013

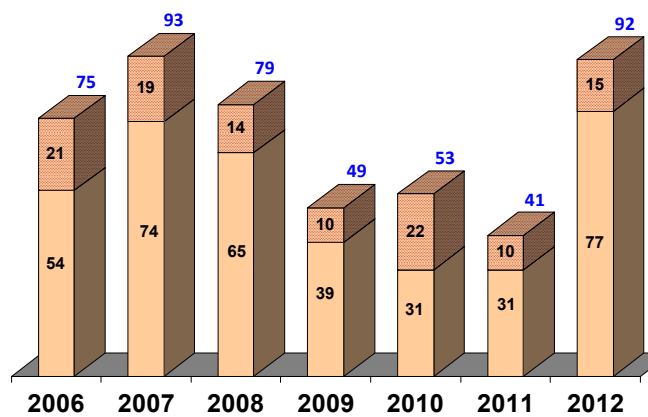


Abbildung 3: Entwicklung der Streckenergebnisse des Rehwildes einschließlich Fallwild im Nationalpark Harz im Zeitraum 2006 bis 2012

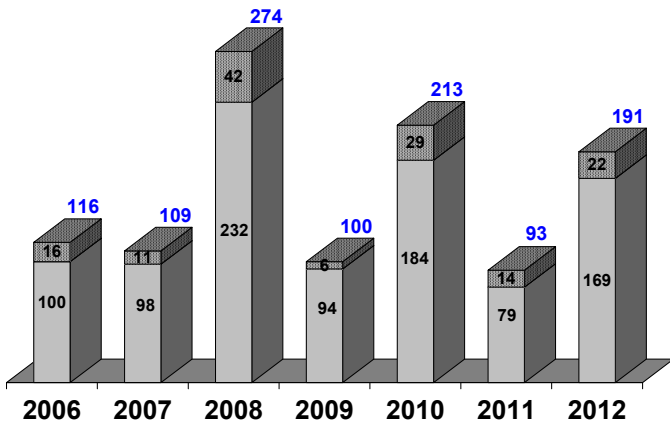


Abbildung 4: Entwicklung der Streckenergebnisse des Schwarzwildes einschließlich Fallwild im Nationalpark Harz im Zeitraum 2006 bis 2012

strecke und das Verhältnis von erlegten Alttieren zu erlegten Kälbern sind wichtige Weiser für die Zusammensetzung von Rotwildpopulationen und ihre Entwicklungen (Abbildungen 5 und 6). Abbildung 5 verdeutlicht noch einmal, dass seit dem Jahr 2006 der Anteil weiblichen Wildes an der Gesamtstrecke außer in den Jahren 2010 und 2012 unter 50 % liegt. Die Ergebnisse haben nur Weiserfunktion, da die Rotwildpopulation aufgrund der großräumigen Wanderbewegungen und der langen Außengrenze des Nationalparks Harz, die ca. 157 km misst,

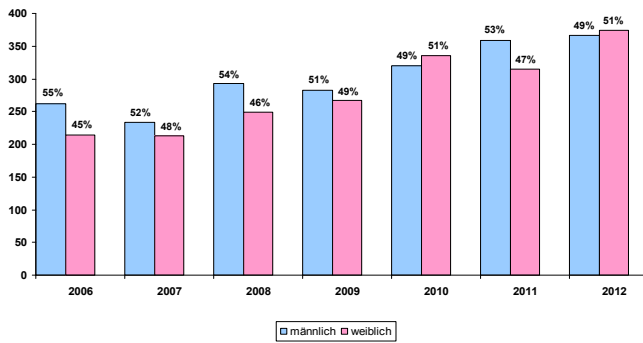


Abbildung 5: Anteil des männlichen und weiblichen Wildes an der Gesamtstrecke im Zeitraum 2006 bis 2012

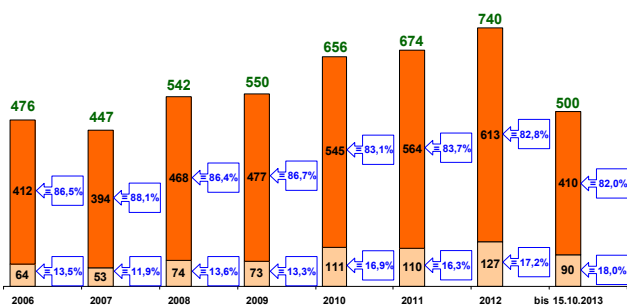


Abbildung 6: Anteil der Alttiere an der Gesamtstrecke des Rotwildes von 2006 bis zum 15.10.2013

sich kaum zählen lässt. Sie lassen aber Rückschlüsse auf die Entwicklung der Rotwildpopulation zu.

Der Anteil der Alttiere an der Gesamtstrecke liegt seit 2006 teilweise erheblich unter dem von den Hegegemeinschaften angestrebten Anteil, im Rotwildring Harz 21 % und in der Hegegemeinschaft Schalenwild Ostharz 20 %. Damit ist eine ständige Erhöhung des Anteils der Zuwachsträger ablesbar. Das hat unmittelbaren Einfluss auf den Umfang und die Struktur der Rotwildpopulation.

Die Abbildung 7 über das Alttier-Kalbverhältnis weist ebenfalls auf einen Aufbau des Anteils der Alttiere an der Gesamtpopulation hin. Die Hegerichtlinie Sachsen-Anhalt sieht ein Verhältnis von Alttieren zu Kälbern bei der Strecke von 1:2 vor. Damit ist eine Reduktion der Rotwildbestände nicht erreichbar. Zur Reduktion wird sowohl vom Rotwildring Harz als auch von der Hegegemeinschaft Schalenwild Ostharz ein Alttier/Kalb-Verhältnis von 1,8 als Ziel führend angesehen.

Die drei in den Abbildungen 5 bis 7 dargestellten Weiser zur Rotwildpopulation im Nationalpark Harz zeigen auf, dass es noch nicht zu einer Reduktion der überhöhten Bestände gekommen ist, sondern dass eher von einer Zunahme der Population gesprochen werden kann.

Die Alttiere als Zuwachsträger nehmen in der Rotwildpopulation eine Schlüsselrolle ein, daneben spielen aber noch andere Faktoren, wie das in den letzten Jahrzehnten deutlich verbesserte Äsungsangebot oder der fehlende Winterengpass eine Rolle. Der Streckenanteil von Alttieren ist deshalb ein wichtiges Kriterium bei der Festlegung der Strategie der Wildbestandsregulierung.

Das bisherige Jagdkonzept mit dem deutlich überwiegenden Anteil von Intervalljagdblocken gegenüber den Bewegungsjagden scheint an seine Grenzen zu stoßen, Gewöhnungs- und Lerneffekte des Wildes sind denkbar. Das zeigen auch die ersten

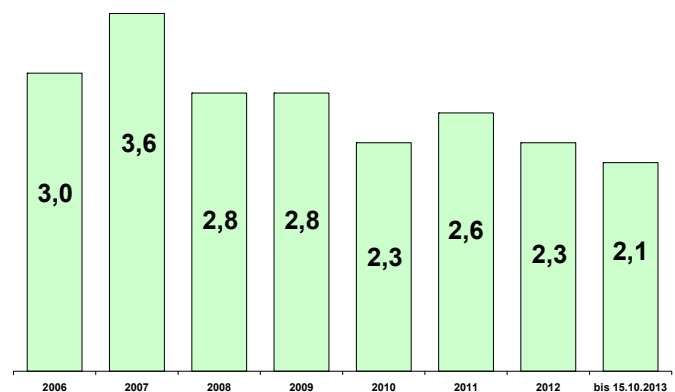


Abbildung 7: Anzahl der je Alttier erlegten Kälber (Alttier-/Kalb-Verhältnis) von 2006 bis 15.10.2013

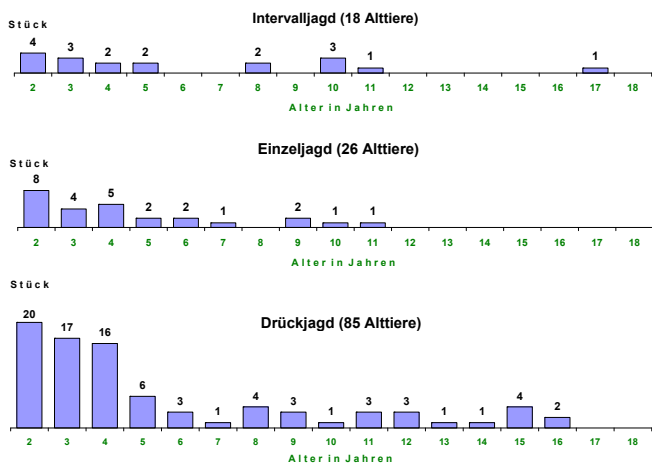


Abbildung 8: Altersverteilung der erlegten Alttiere je Jagdart im Oberharz Sachsen-Anhalt 2012 (Rübe 2013)

Untersuchungsergebnisse von RÜHE (2013) zur Altersverteilung der erlegten Alttiere je Jagdart anhand von Untersuchungen im Landesforstbetrieb Oberharz (Sachsen-Anhalt) und dem sachsen-anhaltischen Teil des Nationalparks Harz im Jagdjahr 2012. Anscheinend werden bei der Einzeljagd, die in dieser Form im Nationalpark nicht ausgeübt wird, junge und unerfahrene Alttiere gestreckt, bei den Bewegungsjagden, die später im Jagdjahr statt finden, ist der Anteil der Alttiere deutlich höher und die Altersverteilung breiter (Abbildung 8, RÜHE 2013).

Die Streckenanalyse gibt Aufschluss über die Beteiligung der Mitjäger(innen) an der Gesamtstrecke.

- 17 % der Erleger bringen zwei Drittel der Gesamtstrecke
- 83 % der Erleger bringen ein Drittel der Gesamtstrecke

Der Auswertungszeitraum von 2006 bis 2012 zeigt interessante Ergebnisse (Abbildung 9)

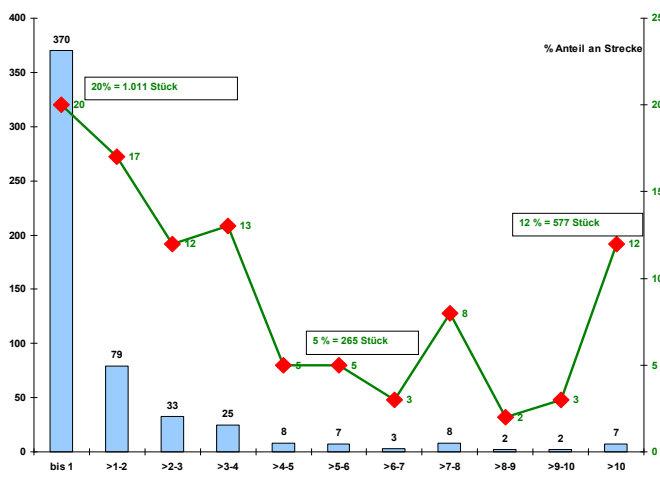


Abbildung 9: Durchschnittlicher Jagderfolg der Mitjäger(innen) für den Zeitraum 2006 bis 2012 im Nationalpark Harz

Diese Erkenntnis ist wichtig im Hinblick auf die Effektivität der Wildbestandsregulierung, ist es doch erklärtes Ziel, die Jagdzeiten möglichst kurz zu halten und die Beunruhigung zu minimieren.

Im Vorfeld des Jagdjahres 2014 ist eine Evaluierung der Mitjägerliste vorgesehen.

An die Beteiligung der Mitjäger(innen) an der Wildbestandsregulierung im Nationalpark Harz sind bestimmte Anforderungen geknüpft. Es besteht die Verpflichtung einen jährlichen Schiessnachweis zu erbringen und sich an Fortbildungen zu beteiligen. Desweiteren wird ein hohes Maß an Zuverlässigkeit vorausgesetzt.

### 3.2 Meldekarten

Nachfolgend werden einige Beispiele für Auswertungsmöglichkeiten der Meldekarten vorgestellt.

Neben den Streckenanteilen in den einzelnen Monaten ist die Aussage Anzahl der Ansitze je erlegtem Stück interessant. Dabei gibt es deutliche jahreszeitliche Unterschiede. Auffällig ist z.B. beim Rotwild der geringe Streckenanteil von 3 % und der damit verbundene hohe Aufwand mit 14,8 Ansitzen je erlegtem Stück in den Monaten Mai/Juni. Diese Frage wird vor dem Hintergrund der Minimierung der Beunruhigung und Jagdzeitverkürzung diskutiert werden (Tabelle 1).

Die Strecke je Jagdart stellt sich wie folgt dar:

- Gemeinschaftliche Ansitze 747 Stück Schalenwild (81 %)
- Bewegungsjagden 177 Stück Schalenwild (19 %)

Weitere Auswertbeispiele sind die Anblickshäufigkeit bei Rotwild oder auch die Anblickshäufigkeit anderer Wildarten (Abbildung 10, Tabelle 2).

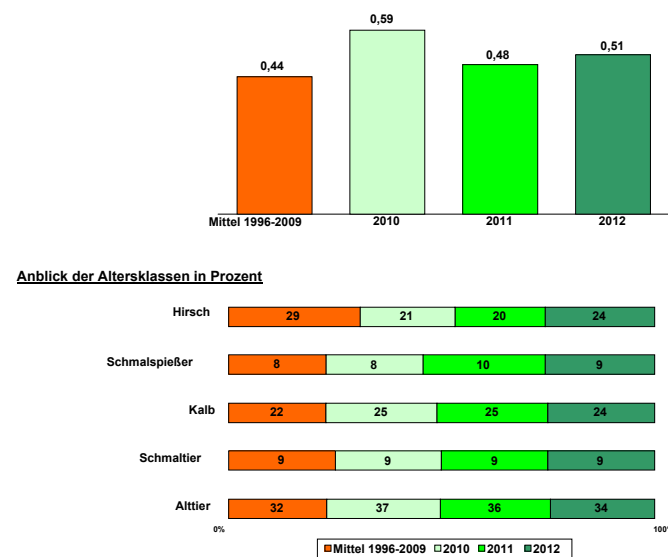


Abbildung 10: Beispiel für die Auswertung des durchschnittlichen Anblicks von Rotwild je Jagdaktivität für den niedersächsischen Teil des Nationalparks Harz 2012

Tabelle 1: Monatliche Entwicklung der Strecke für das Jagdjahr 2012/13 für den Zeitraum 01.04.2012 bis 31.03.2013

Monat 2012	Rotwild	Strecke [%]	Ansätze je Erlegung	Rehwild	Strecke [%]	Schwarzwild	Strecke [%]	Kontrollsuchen
Mai/Juni	19	3	14,8	7	9	4	2	2
August	195	29	9,1	14	18	35	21	17
September	171	25	10,1	14	18	18	11	16
Oktober	161	24	10,5	19	26	7	4	13
November	55	8	13,1	8	10	40	24	9
Dezember	34	5	7,4	8	10	19	11	2
Januar/Februar	43	6	5,3	7	9	46	27	8
Summe	678		Ø=9,9	77		169		
+ Fallwild	62			15		22		
Gesamt	740	101		92	66	191	-	67
Abschuss Soll	730	-		140*	-	-	-	-

\* Niedersachsen = 100 Stücken, Sachsen-Anhalt = 40 Stücken

Tabelle 2: Anblickshäufigkeit anderer Tierarten am Beispiel des Jahres 2012 (Auszug)

Tierart	Wissenschaftlicher Name	Anzahl der Beobachtungen
Baumarder	<i>Martes martes</i>	10
Blindschleiche	<i>Anguis fragilis</i>	3
Dachs	<i>Meles meles</i>	15
Feuersalamander	<i>Salamandra salamandra</i>	1
Feldhase	<i>Lepus europaeus</i>	22
Fledermaus	Microchiroptera	25
Graureiher	<i>Ardea cinerea</i>	1
Habicht	<i>Accipiter gentilis</i>	13
Kolkrabe	<i>Corvus corax</i>	43
Luchs	<i>Lynx lynx</i>	11
Marderhund	<i>Nyctereutes procyonoides</i>	2
Mäusebussard	<i>Buteo buteo</i>	12
Rauhfußkauz	<i>Aegolius funereus</i>	4
Rotfuchs	<i>Vulpes vulpes</i>	209
Schwarzstorch	<i>Ciconia nigra</i>	1
Siebenschläfer	<i>Glis glis</i>	1
Sperber	<i>Accipter nisus</i>	12
Sperlingskauz	<i>Glaucidium passerinum</i>	15
Tannenhäher	<i>Nucifraga caryocatactes</i>	7
Waschbär	<i>Procyon lotor</i>	28
Wildkatze	<i>Felis silvestris</i>	16

Die Verknüpfung der Informationen aus den Meldekarten und den Streckenergebnissen mit dem Geografischen Informationssystem (GIS) bietet Grundlagen für die Planung z.B. von Bewegungsjagden.

Im nachfolgendem Beispiel wurde mit Hilfe des GIS eine Bewegungsjagd im Nationalparkrevier Acker geplant. Mit den Meldekarten kann im Nachgang eine fundierte Auswertung dieser Jagd vorgenommen werden (Abbildung 11).

### 3.3 Verknüpfung mit dem Wirkungsmonitoring

Der Umfang der Maßnahmen der Wildbestandsregulierung richtet sich an den Schutzziele des Nationalparks aus. Das Wirkungsmonitoring mit den drei Säulen Weisergatter,

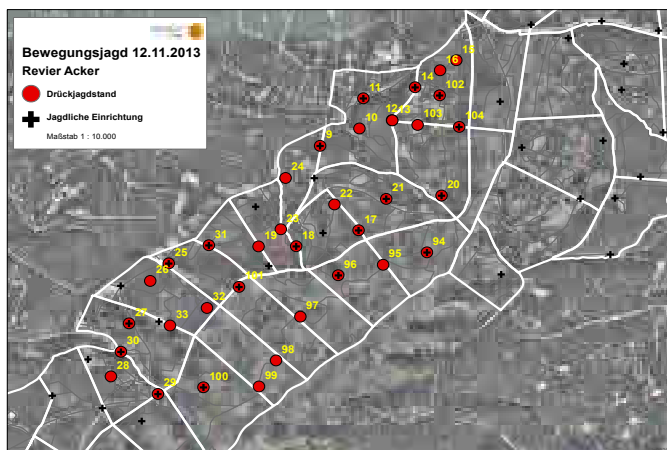


Abbildung 11: Planungsbeispiel für eine Bewegungsjagd im Revier Acker im November 2013 (Nationalpark Harz, GIS)



Abbildung 12: Langjähriger Verbiss an Buchenvoranbau im Revier Jagdhaus, Juli 2013 (Foto: S. Mané)



Abbildung 13: Einfluss des Wildes auf die Vegetation innerhalb und außerhalb eines Gatters im Revier Acker, Juli 2013 (Foto: S. Mané)

Traktverfahren und Schälkartierung erfasst die Auswirkungen der Schalenwildpopulationen auf die Vegetation (RAIMER 1998, HENNECKE 1998, Abbildungen 12 und 13).

Die Daten aus dem Wirkungsmonitoring werden anhand von Schwellenwerten in den Vegetationskennziffern 1 bis 5 abgebildet.

Die Ergebnisse dieser Aufnahmen werden auf Wildmanagementflächen projiziert, das sind abgegrenzte Flächen, hervorgegangen aus den Streifgebieten und bilden die Basis für das Wildmanagement im Harz (Abbildung 14).

- Vegetationskennziffer 1 = sehr geringer oder kein Wildeinfluss
- Vegetationskennziffer 2 = geringer Wildeinfluss → verringerte Bejagung

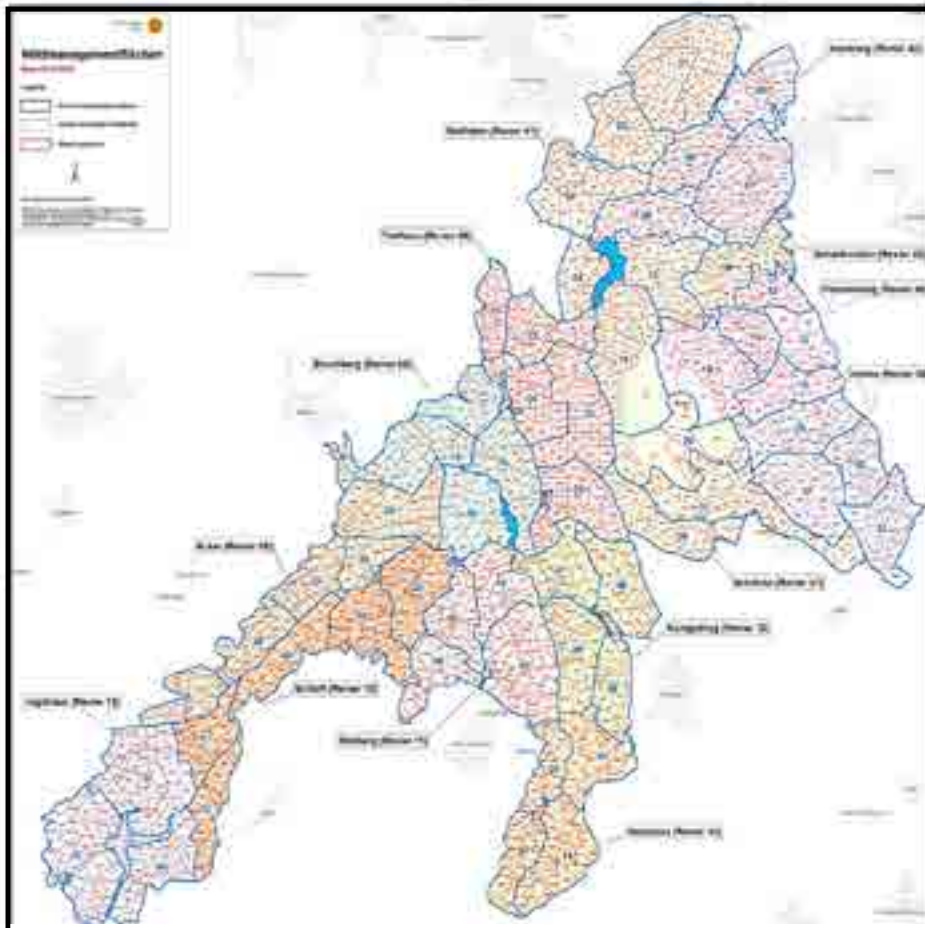


Abbildung 14: Übersicht der Wildmanagementflächen im Nationalpark Harz (Nationalpark Harz, GIS)

- Vegetationskennziffer 3 = normaler Wildeinfluss → gleichbleibende Bejagung
- Vegetationskennziffer 4 = starker Wildeinfluss → starke Bejagung
- Vegetationskennziffer 5 = extremer Wildeinfluss → Schwerpunktbejagung (RAIMER 2013)

Die einzelnen Vegetationskennziffern sind mit Schwellenwerten zu Terminaltriebverbiss und Neuschälprozent hinterlegt. Damit lassen sich Schwerpunkte für die Wildbestandsregulierung feststellen und durch den konkreten Flächenbezug auch verfolgen.

Ziel ist es, für die Zukunft ein Mosaik differenzierter Beunruhigung durch Maßnahmen der Wildbestandsregulierung auf der Fläche des Nationalparks Harz zu erreichen.

Die gegenwärtige Situation der überhöhten Schalenwildbestände, wie in diesem Beitrag dargestellt, lässt das in dieser Form noch nicht zu.

#### 4. Fazit und Ausblick

Die Wildbestandsregulierung mit dem Schwerpunkt auf dem Rotwild ist dringend notwendig, um die Waldentwicklung im Sinne der Naturschutzziele des Nationalparks Harz zu gewährleisten.

Dabei liefert das umfangreiche Begleitmonitoring notwendige Erkenntnisse zur Populationsentwicklung der verbeißenden Schalenwildarten mit dem Schwerpunkt auf dem Rotwild. Die Ergebnisse des Begleitmonitorings tragen dazu bei, das Problembewusstsein zu schärfen und die Akzeptanz der Wildbestandsregulierung im Nationalpark Harz zu erhöhen.

Das Monitoring muss langfristig angelegt sein und ständig an die aktuellen Entwicklungen, wie z.B. die Verknüpfung mit dem Geografischen Informationssystem, angepasst werden, um die Grundlagen für die methodische Umsetzung des Wildmanagements zu schaffen. Das bedarf ausreichender materieller und personeller Ressourcen.

Die Methodik und die Ergebnisse des Begleitmonitorings sind über die Grenzen des Nationalparks Harz hinaus von Interesse. Es wird auch künftig ein entscheidendes Instrument für die Waldentwicklung im Nationalpark Harz mit seinen Schutzziele sein.

#### 5. Literatur

HENNECKE, W. (1998): Aufnahmeanleitung zur Schnelleinschätzung von Vegetation und Schalenwildeinfluss im Traktverfahren (Linientaxation mit Probekreisen).

LUDWIG, B. (2012): Mündliche Mitteilung Anblickquotient.

NATIONALPARK HARZ (2011): Nationalparkplan für den Nationalpark Harz.

RdErl. des MLU vom 7.04.2011- 41-65001/4 (MBl. LSA 2011, S.183. Richtlinie für die Hege und Bejagung des Schalenwildes (Hegerichtlinie).

RAIMER, F. (1998): Systematisches Kontrollzaunverfahren – NLP Harz.

RAIMER, F. (2013): WALDENTWICKLUNG IM NATIONALPARK HARZ. AFZ-DerWald, 3: 20-23.

ROTWILDRING HARZ (2012): Zeitgemäße Bejagung im Harz.

REINECKE, H. & DOLLINGER, S. (1997): Studie zur Bestandesregulation wiederkäuenden Schalenwildes im Nationalpark Hochharz.

RÜHE, F. (2013): Auswirkungen von Jagdmethoden auf die Altersstruktur der Alttierstrecke im Oberharz Sachsen-Anhalts – Vortrag auf der Hegeschau des Forstbetriebs Oberharz am 28.03.2014 in Trautenstein.

Anschrift der Autorin:

Sabine Mané

Nationalpark Harz

Außenstelle Oderhaus

Oderhaus 1

37444 Oderhaus

Tel: 05582- 918921

Fax: 05582- 918919

mane@nationalpark-harz.de



OLAF SIMON, Gonterskirchen

# Bewährte Methoden und Monitoring-Verfahren zur Dokumentation von Waldentwicklung und Wildeinfluss

## 1. Zusammenfassung

In Deutschland finden vor allem drei Verfahrensweisen zur Erfassung der Wildwirkung auf die Waldvegetation Anwendung:

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

Verfahrensweisen, Eignung und Anwendung der Methoden werden ausführlich beschrieben. Anhand von praktischen Beispielen aus verschiedenen Monitoringprojekten in Nationalparks und Wirtschaftswäldern werden Anwendungsmöglichkeiten auf der Grundlage langjähriger Datenreihen beispielhaft aufgezeigt.

Da der Methodeneinsatz im Rahmen des Waldvegetation-Wildtier-Monitorings in Großschutzgebieten 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.

Die notwendige Langfristigkeit der Untersuchungen gilt es zu beachten.

## 1 Einleitung

In den vergangenen 20 Jahren gewann die Forschung über die Wechselwirkungen zwischen Huftieren und Vegetation im ökologischen Kontext europaweit an Bedeutung (CRESPI et al. 2007, DZIECIOLOWSKI 1991, GERHARDT et al. 2013, GILL 2000, HARMER et al. 2010, HEGLAND et al. 2013, HEINKEN & RAUDNITSCHKA 2002, KIRBY 2001, REIMOSER & GOSSOW 1996, SENN & SUTER 2003). Seitens des Naturschutzes wird die Bedeutung von Huftieren hinsichtlich der Gestaltung von Lebensräumen inzwischen intensiv diskutiert und eine Neubewertung angeregt (u.a. BEYER 2002, CORNELIUS & HOFMAN 1998, EVERSHEIM et al. 2012, KRÜGER 2001). In Waldlandschaften werden Rothirsche, Rehe und Wildschweine als das Ökosystem mit gestaltende Faktoren betrachtet, die tierökologisch und pflanzensoziologisch bedeutsame Einflussgrößen darstellen (FALINSKI 1986, MANN 2009, SCHERZINGER 1996, SCHMIDT 1978, VERA 2000). Als vorteilhaft wird zum Beispiel angeführt, dass durch den Verbiss von Pflanzen Biomasse entnommen wird (Nährstoffreduzierung), Konkurrenzsituationen verändert werden (FISCHER 2001, SCHÜTZ et al. 1999, PETRAK et al. 2005), Samen verbreitet werden (EBERT 1998, HEINKEN et al. 2005), durch Boden- und Rindenverletzungen neue Strukturen geschaffen (GROOT BRUINDERINK & HAZEBROEK 1996) oder Vegetationsformen aufgelichtet werden (CORNELISSEN & VULNIK 1996, VIRTANEN et al. 2002). In vegetationskundlichen Studien im Offenland zeigten TREIBER (1997) für Magerwiesen im Elsaß sowie SIMON & GOEBEL (1999) für Magerwiesen im Rhein-Main-Tiefland und SIMON et al. (2011) für Feuchtwiesen im Messeler Hügeland eine Erhöhung der Artenvielfalt durch regelmäßiges, mäßiges 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



Abbildung 1: Wildverbiss an jungen Rotbuchen auf einer Waldblöße inmitten eines dicht geschlossenen, schattigen Hainsimsen-Buchenwaldes

zugänglich sind, die Verbuschung bärwurzreicher Magertriften verlangsamt wird (Abbildung 1).

Kritisch betrachtet wird andererseits, dass hohe Huftierdichten die Gehölzverjüngung verlangsamen, in ihrer Artenzusammensetzung gewichten oder das Artenspektrum der Gehölze verändern (u.a. OTTO 1979, ROEDER et al. 2001, AMMER et al. 2010). Fallweise kann die Gehölzverjüngung durch Wildverbiss gänzlich verhindert werden (SCHÜTZ et al. 1999). Vegetationskundlich schützenswerte Sonderstandorte können durch Wildverbiss, Tritt und Lager erheblich beeinträchtigt werden (HERTER 2003). Regelmäßiger und intensiver Bodenbruch durch Schwarzwild auf Waldwiesen kann zu einer erheblichen Ruderalisierung von Wiesengesellschaften führen (SIMON & GOEBEL 1999), die die Möglichkeit und Rentabilität der Mahd in Frage stellen und zu einer Aufgabe der Pflege führen können.

An Großschutzgebiete und Nationalparke werden besondere Anforderungen gestellt, im Rahmen der Wildforschung mit Methoden zu arbeiten, die die Entwicklungen unter Wildeinfluss abbilden können und beispielsweise im Rahmen eines Langzeitmonitorings geeignet sind, die im Nationalparkplan gesetzten Ziele zu überprüfen (IUCN 1994).

## 2 Erfassungsmethoden

Die im folgenden beschriebenen Methoden sind gut geeignet, den Wildeinfluss auf die Vegetation zu erfassen (vgl. PETRAK 2004, RAIMER 2004). Eine Methodenbeschreibung zur Erfassung von Wildwirkungen auf weitere Tierlebensgemeinschaften (siehe EVERSHEIM et al. 2012), die für Großschutzgebiete von gleichwertigem Interesse ist (SCHERFOSE 2014), wird hier nicht behandelt.



Abbildung 2: Hainmieren-Bacherlenwald. Im Vordergrund liegt die ungezäunte Vergleichsfläche. Ein Forschungsschwerpunkt liegt hier in der Beobachtung der Sukzessionsabläufe, die durch Wühlen und Sublen der Wildschweine regelmäßig unterbrochen werden.

In Deutschland finden vor allem drei Verfahrensweisen zur Erfassung der Wildwirkung auf die Waldvegetation Anwendung:

- Gehölzaufnahmen/Gehölzverbissaufnahmen
- Rindenschältaufnahmen
- Vegetationsaufnahmen und Vegetationsverbissaufnahmen einschließlich des Gehölzverbisses im doppelreihigen Kontrollzaunverfahren (Weiserflächen) (Abbildungen 2 und 3)

Gehölzverbiss- sowie Rindenschältaufnahmen wurden vor allem nach forstwissenschaftlichen Aspekten entwickelt, vor dem Hintergrund, die forstwirtschaftliche Bedeutung der Wildwirkung 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 Klumpen-



Abbildung 3: Gehölzsukzession auf einer Sturmwurffläche sieben Jahre nach Kyrill (2007). Im Bild die Vergleichsfläche eines Weiserflächenpaares.

stichprobenverfahren oder im Transektverfahren durchgeführt (PETRAK et al. 1998). Ein bundesweit einheitliches Vorgehen in Großschutzgebieten gibt es nicht.

Vegetationsaufnahmen 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 (BRAUN-BLANQUET 1964). Durch die Einbindung des Vegetationsverbisses für alle krautigen Arten, Gräser und Sträucher sowie des Gehölzverbisses sind vertiefende Auswertungen betreffend der Wildwirkung möglich (PETRAK 1991).

Da der Methodeneinsatz im Rahmen des Waldvegetation-Wildtier-Monitorings in Großschutzgebieten 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.

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 bestehen:
  - a. zur Schadenskontrolle im Wirtschaftswald und
  - b. Methoden der pflanzensoziologischen Forschung, die gleichzeitig auch synökologische Wechselwirkungen und systemare Einflüsse auf Waldgesellschaften erfassen können.

Wozu dient das Vegetationsmonitoring?

- Überprüfung der Zielerreichung (abhängig von der Zielformulierung im Großschutzgebiet).
- Erfolgskontrolle der Wildregulierung (Wildregulierung kann dabei sowohl die Regulierung der Wilddichte als auch die Regulierung der Wildverteilung beinhalten).
- Interessenssorgelöste Forschung der Waldentwicklung unter Einfluss der Wildwirkung.
- Synökologische Zönosenforschung im Lebensraum, die die Vegetationsentwicklung und Tierlebensgemeinschaften 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 ich messen? Wildartenbezogen oder bezogen auf die räumliche Dichte der Summenwirkung der Schalenwildarten?).
- den zur Verfügung stehenden Kosten.

Die notwendige Langfristigkeit der Untersuchungen gilt es zu beachten, d.h. 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 übersichtlich kalkulieren zu können. Berücksichtigt werden muss dabei, dass bei Weiserflächen zudem regelmäßige Kontrollen und Instandhaltungskosten der Weiserzäune anfallen.

Eine solche Kosten- und Methodenprüfung vor Beginn der Untersuchung ist daher unerlässlich, will man ein möglichst hohes Maß an Effizienz erhalten.

## 2.1 Gehölzverbissaufnahmen

### Dokumentation des realen Verbissgeschehens

Die Gehölzverbissaufnahme kann entlang von Transekten definierter Länge oder aber entlang von Klumpenstichproben mit definierten Gehölzzahlen je Klumpen und definierten Abständen zwischen den aufzunehmenden Klumpen erfolgen (PETRAK et al. 1998). Bezüglich Arbeitszeitaufwendung und der Erfassung einer ausreichend großen Gehölzstichprobe, um die meist nicht homogen verteilte Wildwirkung in der untersuchten Waldfläche möglichst realistisch erfassen zu können, liefert die Transekt-Gehölzverbissaufnahme, insbesondere mit Blick auf Langzeituntersuchungen nach unseren Erfahrungen das umfassendere Ergebnis über Gehölzzahlen, das auf der Fläche vorhandenen Artenspektrum an Gehölzen, Wuchshöhenverteilung und Intensitäten im Leittriebverbiss (SIMON et al. 2003b).

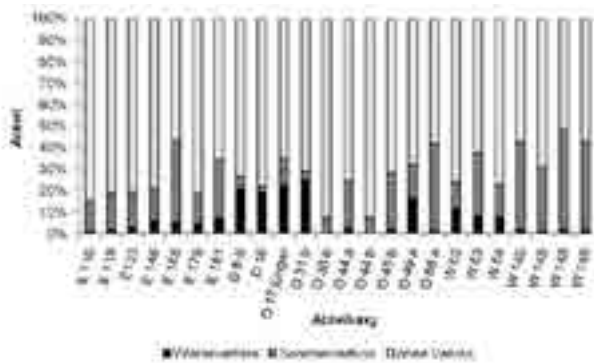


Abbildung 4: Bestandesweise Unterschiede im Buchen-Leittriebverbiss im selben Jahr.

Da im Verbissgeschehen der Gehölze sowohl räumlich innerhalb eines Jahres als auch zeitlich zwischen aufeinanderfolgenden Jahren erhebliche reale Schwankungen stattfinden, ist eine ausreichend große Stichprobe unabdingbar, will man den realen Sachverhalt und nicht zufallsbedingte Einflüsse messen.

Abbildung 4 zeigt am Beispiel von 24 taxierten Buchenpflanzungen im Süden des Nationalparks Eifel und seiner Umgebung (Untersuchungsfläche 40 km<sup>2</sup>) bei einer taxierten Stichprobe von ca. 12.000 Buchen im Transektverfahren deutliche bestandesweise Unterschiede zwischen Sommer- und Winterverbiss, vor allem aber auch zwischen dem Leittriebverbissprozent insgesamt, das im Beispiel zwischen < 10 % und > 50 %, d.h. um den Faktor 5 und mehr, differieren kann (SIMON et al. 2008). Gleichzeitig können sich ebenso im zeitlichen Verlauf aufeinanderfolgender Jahre erhebliche Differenzen ergeben, die Wilddichte unabhängig sind, sondern vielmehr auf den Witterungsverlauf im Winter zurückzuführen sind. Abbildung 5 zeigt am Beispiel von 41 Gehölzverbissaufnahmen in 27 Buchenpflanzungen (20.500 taxierte Buchen) im Rotwildlebensraum deutliche Unterschiede im Leittriebverbiss zwischen dem Jahr 2013 (langer, schneereicher Winter mit Schneelagen bis Anfang April) und 2014 (sehr milder Winter nahezu ohne Schnee) (SIMON, unveröffentl. Daten). Der mittlere Leittriebverbiss reduzierte sich von 33,7 % auf 14,0 %. Das entspricht einer Reduktion um 60 %! Bestandesweise reduzierte sich der Leittriebverbiss sogar um 60-90 %.

#### Methode Gehölzverbiss

Die Auswahl der Erhebungsflächen orientiert sich an einem Rasterschema unter Berücksichtigung des Forsteinrichtungswerkes nach folgenden Kriterien:

- Mindestflächengröße einer Erhebungsfläche von 0,5 ha,
- Mindestanzahl von 300 taxierbaren Gehölzpflanzen auf einer Erhebungsfläche,
- Überwiegende Anzahl der Gehölzpflanzen einer Erhebungsfläche < 140 cm.



Abbildung 5: Veränderungen des Leittriebverbissprozentes an Buchen als Folge eines klimatisch rauen Winters (2013) und milden Winters (2014)

Die Verbissaufnahme erfolgt nach Baumarten getrennt und beschränkt sich auf den Leittrieb. Die Aufnahme findet im Erstfrühling zum Ende der Vegetationsruhe statt und erfasst den Winterverbiss sowie den vorangegangenen Sommerverbiss getrennt voneinander, so dass der auf den ausgesuchten Flächen erfasste Verbiss einen Jahreszyklus umspannt. Die taxierten Gehölzpflanzen werden in die Höhenklassen „10-40 cm“, „41-80 cm“, „81-140 cm“ und „141-180 cm“ eingeteilt und der Verbiss für jede Höhenklasse getrennt erhoben. Darüber hinaus zeigt die Höhenklasse „181-600 cm“ den Anteil der Gehölzpflanzen, die bereits der verbissgefährdeten Wuchshöhe entwachsen sind. Auf den Transektlinien wachsende Nebenbaumarten können ebenfalls nach Höhenklassen getrennt notiert werden. Eine Taxationslinie erfasst im Sichtfeld (ca. 2-4 m) entlang eines Transektes 100 Gehölzpflanzen der zu begutachtenden Baumart(en). In Anlehnung an SIMON et al. (2003b) werden Flächen mit einer Größe von bis zu 1 ha mit vier, Flächen mit bis zu 2 ha Größe mit sieben Taxationslinien beprobt. In Beständen, die größer als 2 ha sind, werden für jeden hinzukommenden Hektar zwei weitere Taxationslinien aufgenommen. Maximal 11 Taxationslinien bzw. 1.100 Gehölzpflanzen sind jedoch auch in Beständen > 4 ha ausreichend, um den Verbissanteil hinreichend exakt beschreiben zu können. Die Taxationslinien verlaufen gleichmäßig über den Bestand verteilt näherungsweise parallel.

#### 2.2 Rindenschältaufnahmen

In allen Waldnationalparks und der Mehrzahl weiterer Waldgroßschutzgebiete in Deutschland leben Rothirsche, so dass Rindenschälen in Jungbaumbeständen auftreten können. Die Schälwunden legen das Kambium offen und sind häufig Eintrittspforten für holzzeretzende Pilze, die sich im Holzkörper ausbreiten (Abbildung 6).

Wirtschaftlich ist die Rindenschäle in Waldnationalparks nicht von Bedeutung. Da Rindenschäle baumartenspezifisch jedoch sehr selektiv erfolgen kann und seltene Baumarten häufig bevorzugt geschält werden, kann Rindenschäle die Vitalität bereits



Abbildung 6: Buchenverjüngung im Dickungsstadium mit Altschälen

seltener Baumarten (u.a. Bergahorn, Spitzahorn, Vogelbeere, Esche, Tanne) beeinträchtigen. Es ist daher zielführend, Schälerehebungen als Teil des Monitorings auch in Nationalparks zu integrieren.

Darüber hinaus wird das Monitoring der Rindenschälentwicklung in den Waldnationalparks als Referenz zur Entwicklung von Managementstrategien für Wirtschaftswälder als eine wichtige Aufgabe betrachtet (u.a. RAN-Projektgruppe Forschung im Nationalpark Kellerwald-Edersee 2004). In Wirtschaftswäldern sind Neuschälereignisse bereits im einstelligen Prozentbereich waldbaulich relevant (SCHALLER 2002, Forstliche Gutachten der Bundesländer, Übersicht bei PETRAK et al. 1998), so dass in Wirtschaftswäldern die jährliche Rindenneuschäle ein gewichtiger Indikator für die Abschussplanung ist. An alle Schälaufnahmeverfahren sind daher hohe Anforderungen hinsichtlich

der Fehlergrenzen zu stellen. Die geklumpfte Verteilung von Schälereignissen macht eine ausreichend große Stichprobe und eine gleichmäßige Erfassung der Stämme im schälgefährdeten Bestand notwendig, um das Schälprozent hinreichend genau erfassen zu können. Zu geringe Stichproben können das Schälereignis sowohl erheblich unter- als auch überbewerten (SIMON et al. 2008) (siehe auch Tabelle 2, Abbildung 10).

### Methode Rindenschälaufnahme

#### Flächenauswahl

Die Erhebungsflächen werden nach den Kriterien Alter und Flächengröße der Jungbaumbestände im Dickungs- und Stangenholzstadium ausgewählt. Die Systematik der Flächenauswahl berücksichtigt Jungbestände ab dem Alter von 10 Jahren bis zum Alter von 45 Jahren und Bestandsgrößen ab 0,5 ha. Auf der Grundlage des Forsteinrichtungswerkes und unter Zuhilfenahme der Luftbilder werden alle schälgefährdeten Bestände erfasst (Abbildung 7).

#### Zu taxierende Stammzahl und Stichprobengröße

Die Aufnahme erfolgt nach dem Verfahren der Linientaxation (PETRAK 1990). Die Methode wurde mit der Zielsetzung ausreichend großer Stichproben im Hinblick auf ihre Zeiteffizienz (SIMON & PETRAK 1998) in einem Langzeit-Monitoring-Projekt optimiert (SIMON et al. 2008). Ursprünglich wurden 400 Stämme je Hektar Bestandsgröße taxiert (PETRAK 1990). Bei sehr großen Beständen von 8 ha und mehr bedeutete die Taxation einer so großen Stichprobe einen hohen Zeitbedarf. Auf der Datenbasis von 124 Schälaufnahmen mit mehr als 130.000 taxierten Fichten der Jahre 1995-1997 in den ersten Jahren des Monitorings ließ sich bei schrittweiser Reduktion der

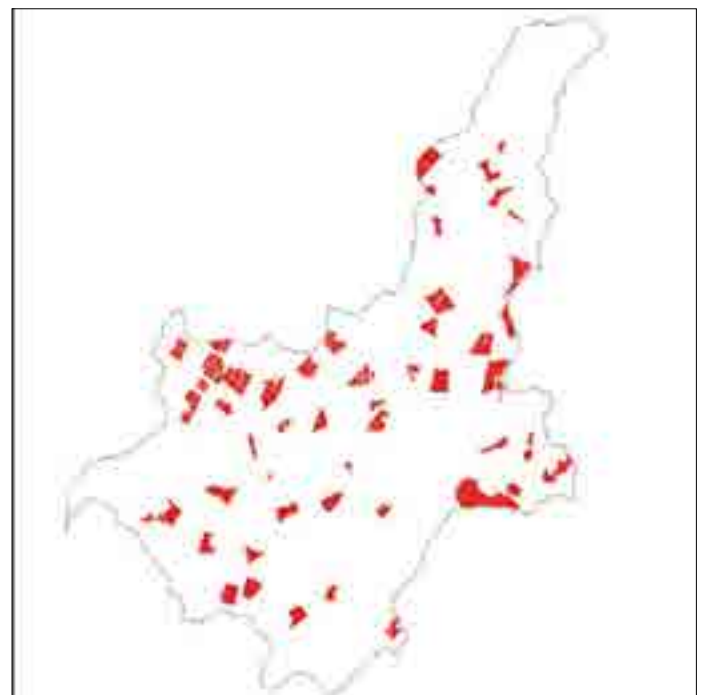
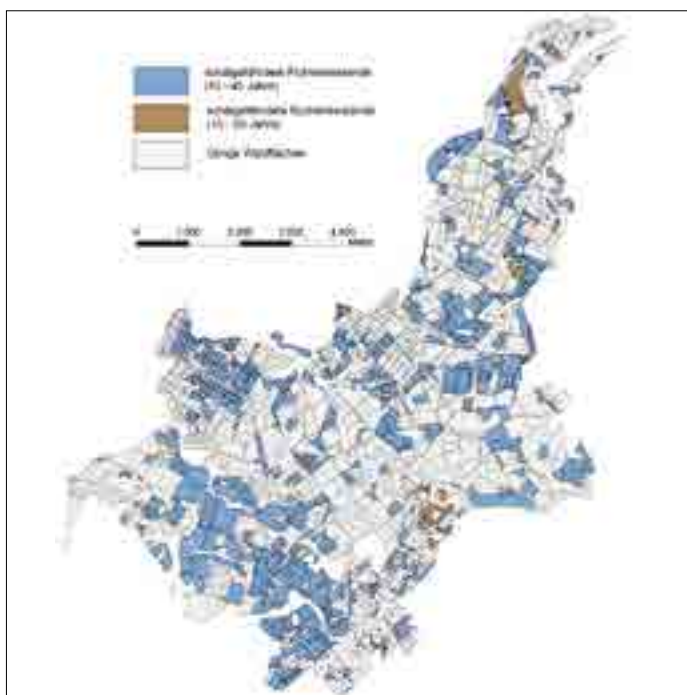


Abbildung 7: Schälgefährdete Waldbestände und Aufnahmeflächen auf rund 50 km<sup>2</sup> im Süden des Nationalparks Eifel und seiner Umgebung

Tabelle 1: Stichprobenumfang in Abhängigkeit der Bestandsgröße

Flächengröße [ha]	Anzahl an Taxationslinien mit jeweils 100 Stämmen
0,1 – 1,0	4
1,1 – 2,0	7
2,1 – 3,0	9
3,1 – 4,0	10
> 4,0	10

Taxationsreihen und bekannten Neuschälwerten zeigen, dass acht bis zehn 100 Stamm-Reihen als Stichprobe auch in großen Beständen ausreichen, um die Neuschäle mit hoher Sicherheit zu beschreiben (SIMON & PETRAK 1998). Standardisiert werden seitdem bis zu 800-1.000 Stämme je Bestand zur Erfassung des Neuschälprozentes taxiert (Tabelle 1, SIMON et al. 2008). Durch die hohe Stichprobengröße hebt sich das Verfahren deutlich von den Forstlichen Gutachten der Länder ab (PETRAK et al. 1998).

Erfasst wird die jährliche Neuschäle differenziert nach den Schältypen Stammsommerschäle, Stammwinterschäle und Wurzelanlaufschäle. Die Taxationslinien der Aufnahmen verlaufen möglichst gleichmäßig über den Bestand verteilt und näherungsweise parallel zueinander. Für den einzelnen Bestand können die Taxationslinien von außen sichtbar an den Bestandsrändern markiert und umgehend wiedergefunden bzw. durch Dritte nachvollzogen werden. Zudem sind durch markierte Schälwunden die Taxationsreihen erkennbar (Abbildungen 8 und 9). Der Zeitaufwand wird durch den Stichprobenumfang (Anzahl begutachteter Stämme) bestimmt, der nicht unerhebliche Zeitbedarf zur Identifizierung der Stichprobenpunkte entfällt zugunsten einer erhöhten Stichprobenaufnahme (SIMON et al. 2008).

#### Zeitpunkt der Aufnahme

Die Schälaufnahme erfolgt aufgrund der hohen Dynamik im Neuschälprozent jährlich. Günstigster Zeitraum für eine fehlerfreie Ansprache der Neuschälen ist Ende der Vegetationszeit von Mitte August bis Anfang September. Zu diesem Zeitpunkt

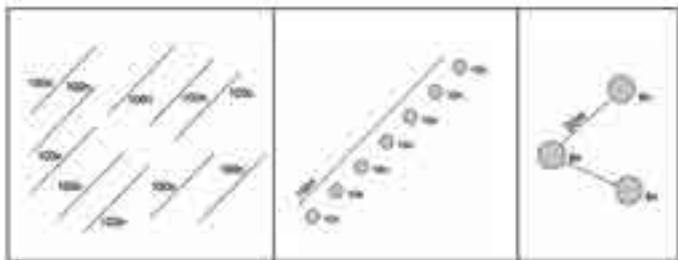


Abbildung 8: Verschiedene Verfahren der Bundesländer mit unterschiedlich großen Stichproben zur Erfassung der Neuschäle: Linientaxation (links), Klumpenstichprobe in Linie (mitte), Drei-Segmente-Klumpenstichprobe (rechts)

ist die Sommerschäle weitestgehend abgeschlossen und auch frühe Sommerschälen an Fichten aus dem April (die bereits stärker verharzt sind und insbesondere bei nasser Sommerwitterung durch Pilzmyzelien z.T. erheblich verfärbt sind) lassen sich jetzt noch zweifelsfrei zuordnen. Gleiches gilt für die Winterschäle, die jetzt bereits zum Teil bis zu zehn Monate alt ist (Beginn der Winterschäle je nach Witterungsverlauf ab November). Für die Erfassung der Schäle an Buchen und weiteren Baumarten gilt der gleiche Aufnahmezeitraum. Da die Buche ausschließlich im Sommer geschält wird (Mai bis maximal September) und insbesondere junge Buchen im Dickungsstadium die Schälwunden mit an den Wundrändern verbliebenen Kambiumresten sehr rasch überwallen, kann bei einem späteren Aufnahmezeitpunkt, z.B. im April, die Neuschäle des Vorjahres nicht mehr zweifelsfrei von älterer Schäle unterschieden werden. Zur Dokumentation der phänologischen Alterung von Schälwunden und als Referenz für Zweifelsfälle bietet es sich an, (in ausgewählten Beständen) Neuschälen zu markieren (Abbildung 9).

#### Klumpung von Neuschälen und Stichprobengröße

Veränderungen im Neuschälprozent eines Bestandes von einem Jahr auf das folgende Jahr oder zwischen benachbarten, gleichaltrigen Beständen innerhalb eines Jahres können erheblich sein (SIMON et al. 2008). Methodisch ist daher zu beachten, dass bereits wenige geschälte Stämme bei geringer Stichprobe erhebliche Neuschälprozente verursachen können. Je geringer die Stichprobengröße in einer Schälaufnahme, umso gravierender können Fehleinschätzungen im Schälprozent sein. Bereits zwei Schälwunden in einer Taxationsreihe von 100 Stämmen führen zu einer Neuschäle von 2 %. Noch gravierender wirken sich kleinere Stichproben aus. Im Klumpenstichproben-Verfahren bewirken beispielsweise bereits drei Schälwunden unter 70 begutachteten Stämmen [7 x 10 Stamm-Verfahren] eine Neuschäle von 4,3 % bzw. eine Schälwunde unter 18 begutachteten Stämmen [3 x 6 Stamm-Verfahren] eine Neuschäle von 5,6 %.



Abbildung 9: Markierung von Neuschälen an Fichten: Sommerschäle (2001 und 2012); Neuschäle wird in allen Aufnahmebeständen im Linientaxationsverfahren jährlich erhoben (Nationalpark Eifel, beide Aufnahmen August 2012)

Tabelle 2: Geklumpte Verteilung der Neuschälern in einem 16jährigen 3,6 ha großen Fichtenbestand. Schälaufnahme nach dem Linientaxationsverfahren, 14 Taxationsreihen je 100 Stämme

Reihe	Stammzahl	Sommer-schäle	Winter-schäle	Wurzel-schäle	Σ Neuschäle
1	100	1	7	-	8
2	100	-	-	1	1
3	100	1	-	-	1
4	100	14	1	-	15
5	100	6	1	-	7
6	100	4	-	-	4
7	100	2	-	-	2
8	100	-	-	-	-
9	100	-	-	-	-
10	100	-	-	-	-
11	100	1	-	-	1
12	100	-	-	-	-
13	100	2	-	-	2
14	100	-	-	-	-
Σ	1.400	31	9	1	41

Als Beispiel soll eine Schälaufnahme in einer 16-jährigen Fichtendickung in Tabelle 2 die typische Klumpung von Schälereignissen (Neuschäle 2,9 %, Stichprobe 1.400 taxierte Stämme) verdeutlichen. Ein einfaches Rechenbeispiel zeigt, dass eine Stichprobe aus den ersten sieben 100-Stamm-Taxationsreihen das Schälereignis überbewertet (Neuschäle 5,4 %), eine Stichprobe aus den folgenden sieben 100-Stamm-Reihen dagegen das Schälereignis unterbewertet (Neuschäle 0,4 %).



Abbildung 10: Kleinräumige Veränderungen im Neuschälprozent am Beispiel von 27x100 Stamm-Taxationsreihen in einem 30jährigen 30ha großen Buchenjungbestand. Die Zahlen zeigen die Prozentwerte [Neuschäle/Erstschäle] bezogen auf die Teilflächen zwischen den Jagd- und Äsungsschneisen mit einer starken Klumpung der Neuschälern [12,7% Neuschäle/3,2% Erstschäle] im Südwesten.

Kleinere Stichproben können zu noch stärkeren Abweichungen führen, legt man den Aufnahmepunkt bzw. den Trakt nur in eine Teilfläche des Bestandes. Veränderungen im Wert des Neuschälprozentum den Faktor 12 sind dabei möglich (Abbildungen 10 und 11).

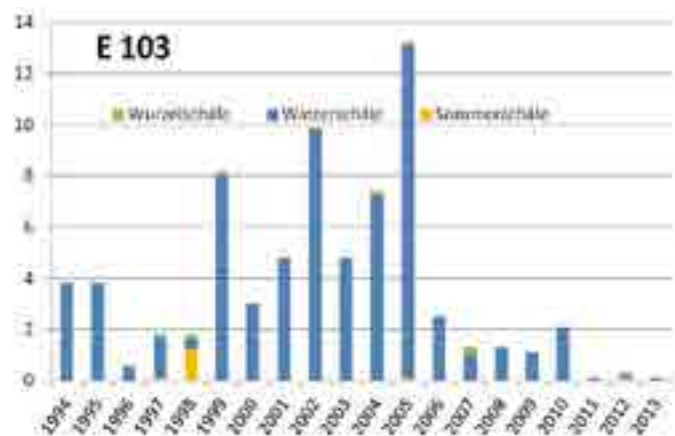
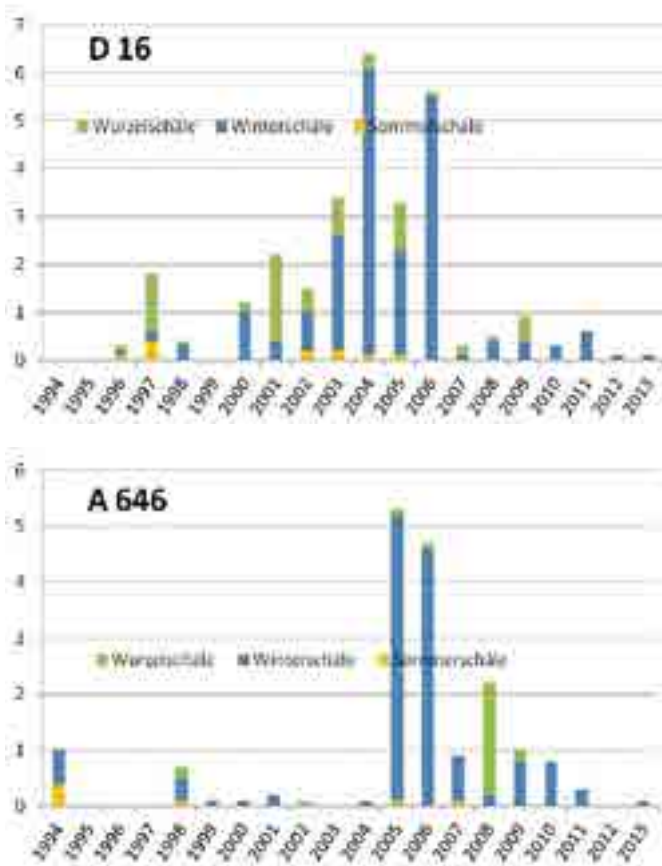


Abbildung 11: Verschiedenartige Verläufe von Neuschälern in benachbarten Fichtenbeständen in einem Langzeit-Monitoring in der Nord-eifel innerhalb eines Untersuchungsraumes.



Fortsetzung

Abbildung 11: Verschiedenartige Verläufe von Neuschälen in benachbarten Fichtenbeständen: K7b mit 4,9 ha, 1970 gepflanzt; W72 10,3 ha, 1974 gepflanzt; E103 4,4 ha, 1970 gepflanzt; D16 6,5 ha, 1977 gepflanzt; A 646 8,7 ha, 1969 gepflanzt.

### Alters- und Jahreszeiten-beeinflusste Neuschäle

Sommer- und Winterschäle am Stamm sowie Wurzelanlaufschäle zeigen eine altersabhängige Entwicklung (Abbildung 12). Hohe Neuschälereignisse von bis zu 20 % Stamm-Sommerschäle pro Jahr traten ausschließlich bis zu einem Fichtenbaumalter von 20 Jahren auf. Zwar sind in späteren Jahren bis zum Baumalter von 45 Jahren weiterhin Sommerschälen möglich, jedoch reichte die Stamm-Sommerschäle nur noch ausnahmsweise an die 5 %-Marke heran und tendierte ab dem Baumalter von 35 Jahren gegen Null. Es existiert ein statistisch gesicherter Zusammenhang zwischen der Höhe der Sommerschäle und dem Bestandsalter.

Ebenso wie die Sommerschäle kann auch die Winterschäle am Stamm bereits in jungen Jahren hohe Neuschälwerte erreichen, überstieg jedoch selten die 10 %-Marke. Anders als bei der Sommerschäle trat die Stamm-Winterschäle in der Altersklasse der 21- bis 40-jährigen Fichten wiederholt und altersunabhängig mit hohen Neuschälen von bis zu 10 % auf. Ab dem Baumalter von 45 Jahren ging auch die Winterschäle zunehmend gegen Null. Ein Zusammenhang zwischen der Höhe der Winterschäle und dem Bestandsalter ist bis zu diesem Alter nicht erkennbar.

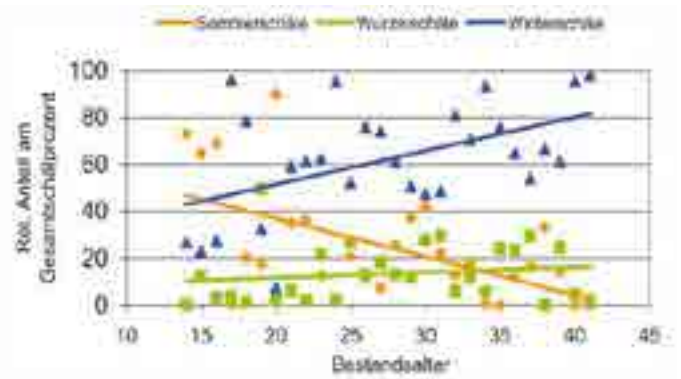


Abbildung 12: Abhängigkeit der Schältypen Wurzel-, Stamm-Winterschäle und Stamm-Sommerschäle vom Bestandsalter der Fichte. Der Auswertung liegen 164 Schälaufnahmen in Fichtenbeständen zwischen 10 und 48 Jahren Baumalter zugrunde.

Die Wurzelanlaufschäle begann meist erst im Bestandsalter älter 20 Jahre und erreichte die höchsten Werte von 5-10 % Neuschäle im Alter von 25 bis 40 Jahren, ohne dass ein Zusammenhang in dieser Zeitspanne zwischen Alter und Wurzelanlaufschäle erkennbar wurde. Abgesehen von wenigen Ausnahmen tendierte im Baumalter älter 40 Jahre auch die Wurzelanlaufschäle gegen Null (SIMON et al. 2008).

Ist es Ziel des Monitorings, die Neuschäle in Beziehung zu jahreszeitlich bedingten Wettereinflüssen abzuprüfen, ist die Fichte geeignet, den Einfluss der Winterwitterung abzubilden, nicht hingegen die Buche, da Buchen nahezu ausschließlich im Sommer geschält werden. Um Beziehungen zwischen Neuschäle und Niederschlagseinfluss im Sommer abzubilden, erscheint die Buche wiederum besser geeignet (vgl. Abbildung 13).

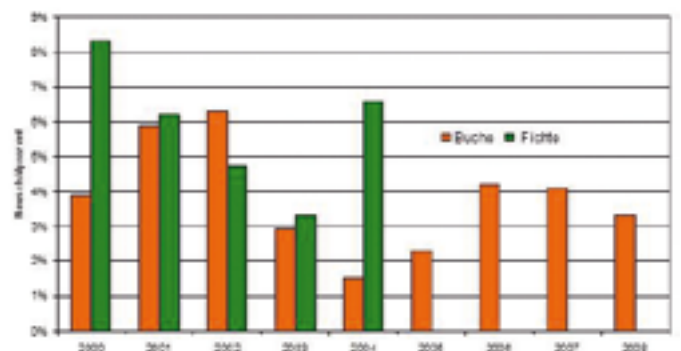


Abbildung 13: Verlauf der Neuschäle an Buchen und Fichten in einem 30 km<sup>2</sup> großen Intensivuntersuchungsgebiet im Lebensraummodellprojekt Osburg-Saar, Hunsrück. Aufgrund der jahreszeitlich bedingten unterschiedlichen Schälphasen an Buche (Sommer) und Fichte (Winter, Erstfrühling) kann es jahresweise im Neuschälprozent beider Baumarten zu erheblichen Unterschieden (2000, 2004) kommen. Gleichzeitig ist die Entwicklung der Neuschäle einer Baumart im Verlauf der Jahre verschieden. Es wurden in allen Jahren dieselben Bestände aufgenommen. (taxierte Stamm-Stichprobe: 154.000 Buchen, 77.000 Fichten).



### 2.3 Vegetations- und Verbissaufnahmen im Weiserflächenverfahren

Weiserflächen dienen der Beobachtung der Vegetationsentwicklung unter dem Einfluss des Schalenwildes und werden als Flächenpaare eingerichtet. Methodisch ermöglicht der Vergleich von gezäunten und ungezäunten Weiserflächenpaaren exakte Aussagen über den Einfluss des Wildverbisses auf die Gehölzverjüngung und auf die Bodenvegetation (PETRAK 1990, REIMOSER & SUCHANT 1992). Aussagekräftig sind vor allem langfristige Vergleiche. Nur diese sind in der Lage, die z.T. dynamischen Konkurrenzverhältnisse unter den Gehölzen abzubilden (BRAUN-BLANQUET 1931, KRÜSI et al. 1996, MANN 2009, PETRAK 1992, RAIMER 1998, ROTH 1996, SCHMIDT 1999, SCHÜTZ et al. 1999, SIMON et al. 2011) (Abbildungen 14 und 15).

#### Methode Weiserflächen-Kontrollzaunverfahren

Für die Einrichtung und Aufnahme von Weiserflächen sind folgende Punkte zu berücksichtigen:

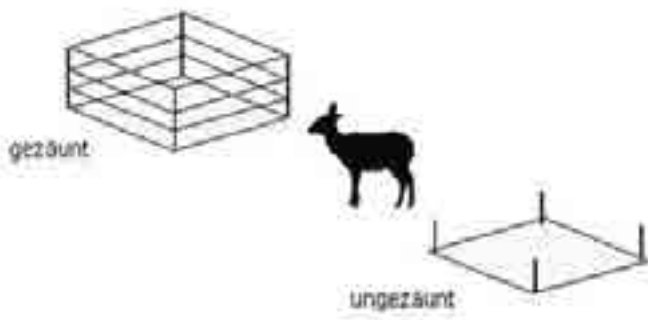


Abbildung 14: Anordnung eines Weiserflächenpaares: Schalenwildliche Zaunfläche und ungezäunte Vergleichsfläche liegen standörtlich vergleichbar nahe beieinander (Zeichnung nach REIMOSER & SUCHANT 1992).



Abbildung 15: Weiserflächenpaar in einem Eschen-Ahorn-Hangfußwald im Nationalpark Kellerwald-Edersee. Im Vordergrund links des Baches liegt die ungezäunte 100m<sup>2</sup> große Vergleichsfläche, im Hintergrund die Zaunfläche.

- Für die Verteilung der Weiserflächen sollen vorzugsweise ältere Waldbestände (> 120 Jahre) mit ausreichendem Lichteinfall sowie Sturmwurfflächen ausgewählt werden.
- Eine Auswahl von Weiserflächen, die ausschließlich im Rasterverfahren erfolgt, wird insbesondere die in der Regel nur kleinräumig vorhandenen Waldtypen (Blockschuttwälder, Hangfußwälder, Bachauenwälder, u.a.) unterrepräsentieren. Meist liegt auf diesen Waldtypen jedoch ein besonderes Forschungsinteresse der Waldentwicklung unter Wildeinfluss, so dass diese Waldtypen gezielt nach vegetationskundlichen Kriterien ausgewählt werden müssen. Lebensraumtypen- und Biotopkartierungen, Waldstruktur- und Baumartendaten sowie FFH-Lebensraumtypenkartierungen stellen dabei wichtige Grundlagen zur Auswahl dar.
- Als Weiserflächenpaar wird eine ungezäunte (A-) Parzelle auf 10 x 10 m<sup>2</sup> ausgepflockt und eine (B-) Parzelle mit 12,5 x 12,5 m<sup>2</sup> Grundfläche quadratisch eingezäunt. Auf beiden Parzellen wird eine Grundfläche von 10 x 10 m<sup>2</sup> (100 m<sup>2</sup>) vegetationskundlich aufgenommen. In Ausnahmefällen, so z.B. in schmalen Bachauenwäldern, kann auch ein anderer Flächenzuschnitt sinnvoll oder notwendig sein. Wichtig ist das Beibehalten der Grundflächengröße von 100 m<sup>2</sup>, dem Minimumareal zur Abbildung von Waldgesellschaften (DIERSCHKE 1994, SCHMIDT 1999, OBERDORFER 1992).
- Bei der Einrichtung der Weiserflächen sind Lichtgenuss (Beschattung durch das Kronendach und die zweite Baumschicht), kleinräumige Standortverhältnisse (Bodensenken, Verdichtungsgraben durch Fahrspuren, Wurzelteiler etc.), sowie Baumartenzusammensetzung und Gehölzverjüngung, vor allem aber auch die vegetationskundlichen Verhältnisse der Bodenflora (Artenzusammensetzung und Deckungsgrade) zwingend zu berücksichtigen, um zu gewährleisten, dass zum Zeitpunkt der Einrichtung gezäunte und ungezäunte Flächen miteinander vergleichbar sind.
- Die Höhe der Zäune muss mindestens 2,0 m betragen, um ein Einspringen von Rotwild zu verhindern. Das notwendige langfristige Monitoring der Flächen von 15-20 Jahren erfordert entsprechend haltbares Material. Die Zäunung muss nicht hasendicht sein, bei der Gehölzaufnahme ist der Hasenverbiss jedoch auch in der Zaunfläche zu dokumentieren.
- Als Richtzahl kann bei heterogenen Standort- und geeigneten Strukturverhältnissen die Errichtung von 1-2 Weiserflächen pro 100 Hektar Wald ein Orientierungswert für Waldnationalparks sein.
- Eine Gleichbehandlung des Waldbestandes im näheren Umfeld um die Weiserfläche ist notwendig für ein unbeeinflusstes Ergebnis. In noch forstlich bewirtschafteten Wäldern müssen forstliche Maßnahmen Zaunfläche und Referenzfläche gleichermaßen erfassen oder unterbleiben.

Die Praxis zeigt, dass es einfacher handhabbar ist, wenn in den Weiserflächen und deren unmittelbarer Umgebung von mindestens 100 m auf forstliche Maßnahmen verzichtet werden kann, da Fällhiebe zu veränderten Lichtverhältnissen am Boden führen, die eine ungleiche Entwicklung, unabhängig vom Wildeinfluss, nach sich ziehen können. Einseitige Lichtstellungen oder sogar Befahren der Flächen führen zur Unbrauchbarkeit des Weiserflächenpaares.

- Die Kontrolle der Gatterflächen erfolgt mindestens einmal im Jahr, um Schäden am Zaun sehr zeitnah reparieren zu können.

Die Aufnahme der Vegetation erfolgt als pflanzensoziologische Vegetationsaufnahme nach der Methode der Artmächtigkeitsschätzung (BRAUN-BLANQUET 1964, DIERSCHKE 1994, OBERDORFER 1992). Der Zeitpunkt der Aufnahme liegt im Frühsommer/Sommer bei optimal entwickelter Bodenvegetation. Der Zeitpunkt der Gehölz- und Verbissinventur im Juni/ Juli bietet einerseits die Möglichkeit, den Winterverbiss und den bis dahin erfolgten Sommerverbiss zu taxieren, andererseits hat dieser Zeitpunkt aus vegetationskundlicher Sicht den Vorteil, dass die Gras- und Krautschicht der Waldbodenvegetation dann optimal entwickelt ist.

Zeitlicher Abstand der Aufnahmen: bei hoher Dynamik (Sturmwurfflächen, Bachauenwälder) sollten Flächenpaare jährlich untersucht werden. In lichten Waldbeständen mit mäßiger Dynamik ist eine Aufnahme in Abständen von etwa 2-3 Jahren ausreichend, in schattigen Waldbeständen mit geringer Dynamik reicht eine Aufnahme alle 3-5 (-10) Jahre.

Die phänologische Phase der Vegetation wird bei der Aufnahme festgehalten. Von einem festen Aufnahmepunkt kann die Entwicklung jeder Probefläche mittels Fotodokumentation beschrieben werden. Die Vegetationsaufnahmen umfassen alle Schichten von der Baum- bis zur Krautschicht. Hierbei werden auf den beiden 100 m<sup>2</sup> großen Flächen (Zaunfläche und Referenz) alle vorkommenden Pflanzenarten notiert und nach ihrem oberirdischen Mengenanteil abgeschätzt.

Die dafür verwendeten Zahlen und Symbole sind nach BRAUN-BLANQUET (1964) wie folgt definiert: der den Mengenanteil kennzeichnende Deckungsgrad ist der Anteil der Flächenbedeckung einer Pflanzenart in Bezug zur Gesamtfläche von 100 m<sup>2</sup> (Tabelle 3).

Empfehlenswert ist es, eine verfeinerte Skalierung der Deckungsgrade in absoluten Zahlenwerten zu verwenden, die es ermöglichen, auch geringe Veränderungen in der Vegetation zu dokumentieren (SCHMIDT 1999).

Alle in den Weiserflächen wachsenden Pflanzenarten werden nicht nur nach Deckungsgrad, sondern auch nach Verbiss taxiert. Die Beäsung wird mengenmäßig für jede Pflanzenart abge-

Tabelle 3: Schema der Ermittlung der Deckungsgrade der Pflanzen auf den Weiserflächen nach BRAUN-BLANQUET (1964)

Deckungsgrad	Bedeckte Fläche
5	75-100 % der Gesamtfläche
4	50- < 75 % der Gesamtfläche
3	25- < 50 % der Gesamtfläche
2b	15- < 25 % der Gesamtfläche
2a	5- < 15 % der Gesamtfläche
2m	< 5 % der Gesamtfläche, über 50 Exemplare
1	< 5 % der Gesamtfläche, 6-50 Exemplare
+	2-5 Exemplare
r	1 Exemplar

schätzt. Die Menge der aufgenommenen Teile einer Pflanzenart bestimmt dabei die Beäsungsintensität dieser Art und wird als Äsungsmengenzahl bezeichnet (PETRAK 1991). Zur Ermittlung der Äsungsmengenzahl wird der Prozentanteil der abgebissenen Sprosse, Triebe und Blätter geschätzt (1 %, 2 %, 5 % und ab 10 % in Zehner-Schritten). Als Bezug wird die oberirdische Pflanzenbiomasse der Pflanzenart in der Parzelle herangezogen. Zusätzlich ist eine Einzelbaumaufnahme auf der Fläche erforderlich, die alle Holzpflanzen umfasst, dabei Wuchshöhe und Verbissgrad (Leittriebverbiss ja/nein) notiert (POLLANSCHÜTZ 1980, REIMOSER & REIMOSER 1998). Mit zunehmender Stärke der Stämme wird auch mögliche Rindenschälung erfasst.

Zwei Beispiele sollen aufzeigen (Abbildungen 16 und 17), welche Möglichkeiten Weiserflächen-Langzeituntersuchungen bieten, die Waldentwicklung unter Wildeinfluss zu beschreiben. Gleichzeitig zeigen die Beispiele anschaulich die Komplexität in der Entwicklung von Waldökosystemen unter Wildwirkung, selbst in scheinbar so „einfachen“ Waldtypen wie dem Hainsimsen-Buchenwald.

Langzeitbeobachtungen (1992-2014) in Buchen- und Buchen-Eichenwäldern auf überwiegend bodensauren Grundgesteinen im Nationalpark Kellerwald-Edersee zeigen, dass kleinräumig standortbedingt auf lösslehmüberlagerten Böden durchaus basenreichere Varianten des Hainsimsen-Buchenwaldes vorkommen. Durch den selektiven Verbiss der meist äsungsattraktiven basenliebenden Pflanzenarten (z.B. Waldflattergras, Perlgras, Waldhaargerste, Goldnessel, u.a.) ist es jedoch nicht leicht, diese Varianten des Flattergras-Hainsimsen-Buchenwaldes bzw. des Frauenfarn-Hainsimsen-Buchenwaldes im Gelände, vor allem bei nur mäßiger Ausbildung der Krautschicht aufgrund dichter Kronenbeschattung zu erkennen. Abbildung 16 zeigt nachvollzogene Entwicklungen, bei abnehmender Verbissintensität, do-



Abbildung 16: „Verschiebungen“ der Waldgesellschaften durch abnehmenden Verbiss



Abbildung 17: Veränderungen in der Waldentwicklung von Hainsimsen-Buchenwäldern bei unterschiedlicher Wilddichte

kumentiert durch Weiserflächen basierte Vegetationsaufnahmen (SIMON et al. 1997, SIMON & GOEBEL 2012).

Gleichzeitig zeigen sich Strukturveränderungen in den im Nationalparkgebiet dominierenden Hainsimsen-Buchenwäldern durch Reduktion der Wilddichten seit Aufgabe des Wildschutzgebietes 1989, Einrichtung des Waldschutzgebietes 1990 und Ausweisung zum Nationalpark 2004 (Abbildung 17). Auf großer Fläche wurden die 160-190jährigen Buchenwälder nach 1990 durch weiteren Dichtschluss der Kronen zunehmend schattiger, so dass die 1990 in vielen Waldbeständen noch gut ausgeprägte Krautschicht bei einer damaligen Kronenbedeckung von 65-70 % heute weitgehend verschwunden ist (Kronenbedeckung heute 85-95 %). Die verfügbaren Äsungsmengen haben dadurch erheblich abgenommen. Durch das nun rasche Aufwachsen der Buchenverjüngung kam es zu einer zusätzlichen Beschattung des Waldbodens, die die Äsungsmengenabnahme

beschleunigt hat. Innerhalb weniger Jahre entstand dort ein strukturarmes Dickungsstadium einer dicht geschlossenen zweiten Baumschicht. Dort, wo die Wildwirkung aufgrund günstiger räumlicher Lage höher war, verzögerte sich das Aufwachsen der Buchenverjüngung, der Waldboden blieb länger licht und die Bodenvegetation in Deckungsgrad und Artenvielfalt nahm weniger rasch ab.

Demgegenüber zeigten die Zaunflächen im Hainsimsen-Buchenwald unter Wildausschluss eine um Jahre vorgezogene rasche Abnahme der Artenvielfalt typischer Arten des Hainsimsen-Buchenwaldes (SIMON & GOEBEL 2012, siehe auch SCHMIDT 1986).

### 3. Diskussion

#### 3.1 Waldvegetationsentwicklung und Gehölzartenspektrum – Die Schwierigkeit der Schwellenwertbildung 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 Bergahorn, Esche oder Douglasie. Ein begleitendes Aufwachsen der wirtschaftlich weniger relevanten Nebenbaumarten ist wünschenswert, steht aber nicht im Vordergrund der Zielsetzung des Betriebsplanes.

Die Zielsetzungen in den Nationalparks Deutschlands ist eine andere. So formulieren die Nationalparkverordnungen 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 meist über Vegetationsaufnahmen (BRAUN-BLANQUET 1964). Die Beschreibung und Definition der natürlichen Gehölzverjüngung, die schließlich Grundlage für die Bewertung der Gehölzverjüngungsentwicklung unter Wildeinfluss ist und auf deren Basis Schwellenwerte und Abschusspläne erarbeitet werden, bereitet dahingegen aus folgenden Gründen bereits größere Schwierigkeiten:

- Das Gehölzartenspektrum kann kleinräumig standortbedingt verschieden sein.
- Das Gehölzspektrum der Initialphase kann deutlich verschieden sein zur Phase der Arten im Dickungsstadium (DÖLLE et al. 2013, SIMON et al. 2003).
- Das Gehölzspektrum der Initialphase bildet nicht die noch wirkenden Dominanzverschiebungen unter den aufwachsenden Gehölzen der folgenden 10-20 Jahre ab (DÖLLE et al. 2013, SIMON & GOEBEL 2013).

- Die Standortbedingungen haben sich aufgrund gestiegener Stickstoffeinträge innerhalb der letzten Jahrzehnte verschoben, so dass das Mischungsverhältnis im Altbaumbestand nicht mehr das rezente Potenzial der Artenverjüngung darstellen muss (SCHMIDT 1999, SCHMIDT & HEINRICHS 2013, SIMON & GOEBEL 2013).
- Veränderte Klimabedingungen verschieben das Artenspektrum der Gehölzverjüngung (CAILLERET et al. 2014, HICKLER 2014).

Für die Definition von Schwellenwerten, die bei Überschreitung Wildmanagementmaßnahmen (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.

Anhand von zwei Beispielen der Verjüngung der verbissattraktiven Eiche sollen die Schwierigkeiten der Schwellenwertfindung und die Notwendigkeit längerfristiger Weiserflächenbeobachtungen gezeigt werden.

In Eichen-Buchenwäldern läuft nach Baumstastjahren nicht selten eine außerordentlich individuenreiche Eichenverjüngung auf, die jedoch nach wenigen Jahren bereits wieder verschwunden ist bzw. auf niedriger Wuchshöhe verharrt (u.a. JEDICKE & HAKES 2005). Die Frage nach der Wildwirkung lässt sich hier ausschließlich über Weiserzäune in einer mittelfristig angelegten, mehrjährigen Beobachtungsreihe beantworten (u.a. HEINRICHS & SCHMIDT 2013, SIMON et al. 2011).

Eine solche Fragestellung führte im Jahr 2001 in einem Untersuchungsraum der Vulkaneifel, Rheinland-Pfalz, im Rahmen einer Rotwildstudie zur Einrichtung von 12 Weiserflächenpaaren auf rund 3.000 ha, die die verschiedenen Waldgesellschaften abbildeten (SIMON et al. 2003). Die Erstaufnahme zählte 2001 13.022 Gehölze. Die Buche hatte mit ca. 60 % den weitaus höchsten Anteil am Jungwuchs. Die Esche folgte mit 20 % und der Bergahorn mit 14 %. Weitere zehn Baumarten waren mit <1 %-3 % nur geringfügig in der Verjüngung vertreten: Hainbuche, Traubeneiche, Fichte, Vogelbeere, Mehlbeere, Douglasie, Weißtanne, Vogelkirsche, Feldahorn und Salweide. Die Traubeneiche stand anfänglich in einigen der Weiserflächenpaare in vitaler Anzahl in Wuchshöhen von 10-30 cm. Im Zaun konnte nun unter Ausschluss der Wildwirkung die weitere Entwicklung beobachtet werden.

Im Jahr 2007 erfolgte die Wiederholungsaufnahme. Die Eiche zeigte nach sechs Jahren ohne Wildeinfluss auch innerhalb der Zäune keine Wuchshöhenentwicklung. Keine Eiche erreichte eine Wuchshöhe von 50 cm, die Anzahl war von 340 Eichen (2001) auf 392 Eichen (2007) leicht erhöht. Dabei zeigten die dem Wild zugänglichen Vergleichsflächen eine um mehr als das Doppelte höhere Anzahl an Eichen (278 Eichen) als in den

Zaunflächen (114 Eichen). Vor allem, weil auch in den Zaunflächen die Eiche zwischenzeitlich von der Buche überwachsen wurde (SIMON & GOEBEL 2008).

Ein weiteres Beispiel: 1992 begann ein Weiserflächen basiertes Langzeit-Monitoring in den an Alteichen reichen Tieflandwäldern des Rhein-Main-Tieflandes (SIMON et al. 2011).

Auffallend eichenverjüngungsfreudig war 1990 der Lebensraumtyp des bodensauren Honiggras-Eichenmischwaldes. Noch stärker als in den Waldtypen des Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwaldes, wo die Hainbuche standortbedingt konkurrenzstark ist, wurde hier der Eichenverjüngung, insbesondere unter Wildausschluss, eine große Chance eingeräumt.

1992 wurde in einem an jungen Eichen reichen, bodensauren Honiggras-Eichenmischwald (Pfeifengras-Torfmoos-Ausbildung; Holco-Quercetum molinietosum) das Weiserflächenpaar W6 eingerichtet. In der Startphase 1992 wuchsen in der Zaunfläche 300 junge Eichen bis 0,6 m Wuchshöhe / 100 m<sup>2</sup>, in der Vergleichsfläche 440 Eichen bis 0,6 m Höhe / 100 m<sup>2</sup>. In den ersten Jahren nach Zäunung wuchs die Eiche rasch auf, wurde nach spätestens 15 Jahren dann aber von der Hainbuche überwachsen. Im Zaun dominiert heute die Hainbuche, die Eiche stirbt unter deren Beschattung. Infolge der Stickstoff-Immissionen und Eutrophierung hat sich mittlerweile ein Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald, Hainsimsen-Ausbildung, entwickelt. Der Torfmoos-Honiggras-Eichenwald ist hier verschwunden (SIMON et al. 2011) (Abbildungen 18-22).

21 Jahre nach Einrichtung der Weiserflächen zeigt sich auf allen Standorten ein ungenügender Lichtgenuss für die junge Eiche durch die konkurrenzstärkere Verjüngung von Hainbuche und Buche, auch und insbesondere unter Wildausschluss (SIMON & GOEBEL 2013). Zudem zeigt die Langzeit-Weiserflächenuntersuchung auf allen Waldflächen deutliche Vegetationsverände-

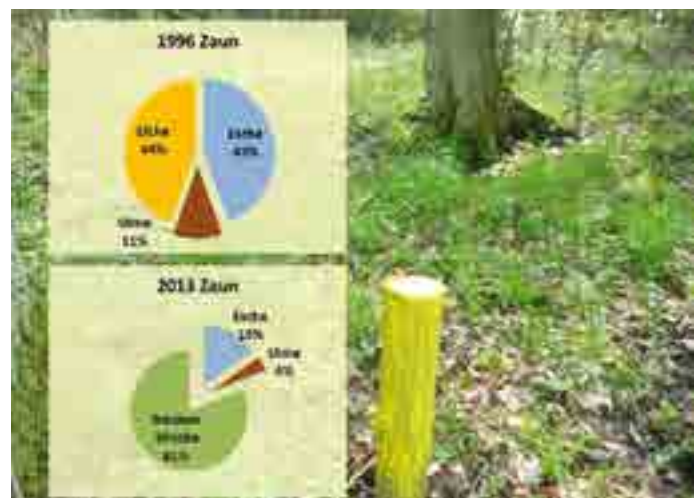


Abbildung 18: Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald, Waldziest-Ausbildung. Das Weiserflächenpaar W 3 wurde 1992 angelegt. Junggehölze in der Zaunfläche 1996 und 2013. Die Eichenverjüngung ist verschwunden (Wildschutzgebiet Kranichstein, Hessen).

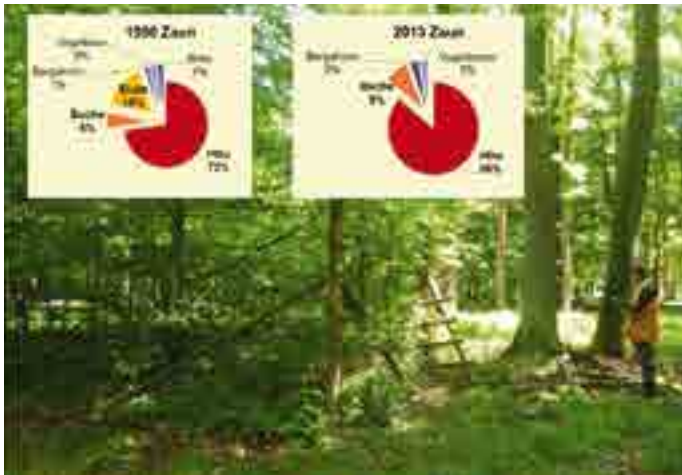


Abbildung 19: Honiggras-Eichenwald. Das Weiserflächenpaar W 6 wurde 1992 angelegt. Im Vordergrund liegt die ungezäunte Vergleichsfläche mit 440 Eichen bis 0,6m Wuchshöhe (1996), im Hintergrund ist die Zaunfläche zu sehen (Wildschutzgebiet Kranichstein, Hessen).



Abbildung 21: Die Zaunfläche des Weiserflächenpaares W 6 (Honiggras-Eichenwald) in 2013. Die Hainbuche hat die jungen Eichen überwachsen. Rot nachgezeichnet ist die abgestorbene Eichenverjüngung (Wildschutzgebiet Kranichstein, Hessen).



Abbildung 20: Höhenentwicklung der Eichenverjüngung im Honiggras-Eichenwald W 6

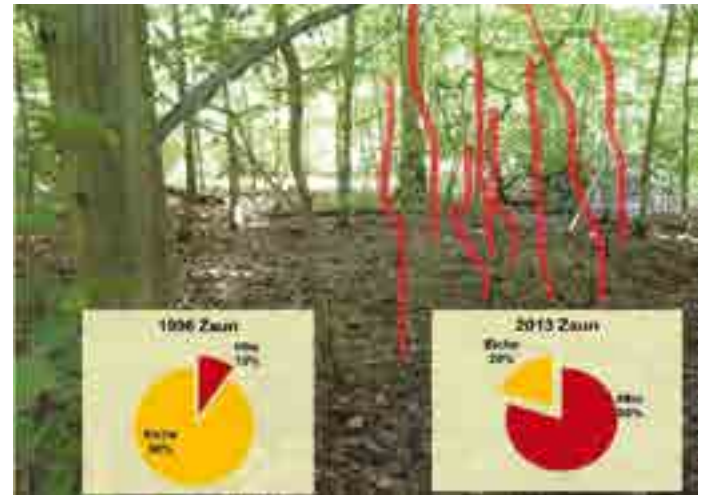


Abbildung 22: Die Zaunfläche des Weiserflächenpaares W 6 (Honiggras-Eichenwald) in 2013. Die Hainbuche hat die jungen Eichen überwachsen. Rot nachgezeichnet ist die abgestorbene Eichenverjüngung (Wildschutzgebiet Kranichstein, Hessen).

rungen, die – wie fast überall im Rhein-Main-Gebiet – vor allem durch Stickstoffimmissionen verursacht werden: Ausbreitung stark wüchsiger Arten wie Brombeere, Landreitgras und Hainbuche. Daraus resultiert auch ein starker Rückgang des bodensauren Honiggras-Eichenwaldes (FFH-LRT 9190). Überlagert werden diese Entwicklungen durch Witterungsschwankungen (Sommertrockenheit, Vernässungsphasen), forstliche Altholznutzung und kalamitätsbedingte Kronenverlichtungen. In allen lichten Altholzbeständen haben sich inzwischen Buchen-Hainbuchen-Vorwälder etabliert, die allmählich in die zweite Baumschicht einwachsen und das Bild der zukünftigen Baumgeneration prägen werden. Eichennaturverjüngung innerhalb der Waldbestände im genannten Beispiel gelingt ohne forstliche Förderung auch bei Ausschluss des Wildes nicht, da Buche und Hainbuche deutlich konkurrenzstärker sind.

Die Bedeutung der Anwendung von gezäunt/ungezäunten Weiserflächenpaaren zum Verständnis der Entwicklung von Waldgesellschaften unter Wildwirkung wird in den Ergebnissen der Weiserflächenbasierten Langzeituntersuchungen der 25 Jahre andauernden Naturwaldreservateforschung in Hessen (LEICHT 2013, MEYER 2013, SCHMIDT et al. 2013, WILLIG 2013) und der 40 Jahre andauernden Naturwaldforschung in Nordrhein-Westfalen (SCHMIDT & HEINRICHS 2013, SCHULTE 2013, STRIEPEN 2013) wiederholt betont.

In den Nationalparks zeigen die Zaunflächen in Langzeitbeobachtung, ob und wo der Einfluss der Wildwirkung den Schutzzielen des Nationalparks entgegenläuft.

### 3.2 Monitoringergebnisse zur Rindenschäle als Referenz für den Wirtschaftswald

Während Rindenschäle in Wirtschaftswäldern aufgrund der Wertholzschädigung wirtschaftlich von hoher Bedeutung sein kann (u.a. KATO 1969, ROEDER 1970, SCHALLER 2002), ist in Waldgroßschutzgebieten der wirtschaftliche Aspekt ohne Bedeutung, da keine Holznutzung im forstlichen Sinne mehr stattfindet. Prozesse führen nicht zu Schäden, sondern zu Veränderungen, das Wertesystem ist an ökologischen, nicht an wirtschaftlichen Maßstäben orientiert. Größere Schälereignisse können zu einer Strukturierung gleichaltriger, homogener Bestände führen, indem einzelne Bäume bzw. Kleingruppen innerhalb des Bestandes absterben bzw. bei Nassschnee umbrechen (SIMON et al. 2008).

Aufgrund der Bedeutung der Rindenschäle in Wirtschaftswäldern und der hohen Aufwendungen, Strategien zu entwickeln, Schälerschäden in Wirtschaftswäldern zu vermeiden bzw. zu reduzieren (u.a. KIFFNER et al. 2008, LIGOT et al. 2012, NOPP 1999, PETRAK 1990, VÖLK 1999), bieten Nationalparks die Chance, die Entwicklung und Intensität der Rindenschälereignisse unter Bedingungen einer höheren Naturnähe, geringeren Jagddrucks, andersartiger Jagdstrategien und größerer Wildruhezonen zu beobachten, um letztendlich effektive Managementstrategien für Wirtschaftswälder ableiten zu können (u.a. RAN-PROJEKTGRUPPE FORSCHUNG IM NATIONALPARK KELLERWALD-EDERSEE 2004).

### 4. Fazit

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

Die Methodenkombination aus Gehölzverbissaufnahme, Rindenschälerhebung und vegetationskundlicher Weiserflächen-erhebung ist fachlich gut geeignet, den Wildeinfluss auf die Waldgesellschaften und Waldentwicklung zu beschreiben.

Die richtige Anwendung der Methoden und eine ausreichende Stichprobengröße in den Aufnahmeverfahren ist die Voraussetzung, die zum Teil komplexen Prozesse der Waldentwicklung unter Wildeinfluss möglichst exakt abzubilden und den Faktor „Wildeinfluss“ in Wechselwirkungen zu weiteren Einflussgrößen (Standort, Waldstruktur, Bodenfeuchte, Winterklima, Sommer- und Winterniederschläge) bewerten zu können.

Erst auf dieser Grundlage lassen sich Schwellenwerte beschreiben, die in der Lage sind, Entwicklungen unter Wildeinfluss aufzuzeigen, die sich von den Nationalparkzielen entfernen. Aufgrund der meist sehr engen Wechselwirkungsbeziehungen zwischen den Nationalparks und ihrem Lebensraumumfeld ist

es möglich, aus den Monitoringergebnissen im Nationalpark, Managementstrategien auch für das Umfeld abzuleiten und zu entwickeln.

### 6. Literatur

AMMER, C., VOR, T., KNOKE, T. & WAGNER, S. (2010): Der Wald-Wild-Konflikt – Analyse und Lösungsansätze vor dem Hintergrund rechtlicher, ökologischer und ökonomischer Zusammenhänge. Bericht im Auftrag von ANW, BfN, DFWR.

BEYER, G. (2002): Eine erstaunliche Karriere – vom bösen Rindenfresser zur ökologischen Leitart. In: HOLST, S. & HERZOG, S. (Hrsg.): Der Rothirsch – ein Fall für die Rote Liste? – Neue Wege für das Rotwildmanagement. Tagungsband zum Rotwildsymposium der Deutschen Wildtierstiftung in Bonn: 269-276.

BRAUN-BLANQUET, J. (1931): Vegetationsentwicklung im Schweizerischen Nationalpark. Ergebnisse der Untersuchungen von Dauerflächen. Jahresber. Naturf. Gesell. Graubündens, 69: 3-82.

BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie, Grundzüge der Vegetationskunde. - 3. Aufl. Wien, 865 S.

CAILLERET, M., HEURICH, M. & 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.

CORNELISSEN, P. & VULNIK, T. (1996): Grote Herbivoren in wetlands. Evaluatie begrazingsbeheer Oostvaardersplassen. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 142 S.

CORNELIUS, R. & HOFMANN, R. R. (Hrsg.) (1998): Extensive Haltung robuster Haustierrassen, Wildtiermanagement, Multi-Spezies-Projekte – Neue Wege in Naturschutz und Landschaftspflege? Institut für Zoo- und Wildtierforschung, Berlin. Tagungsband, 125 S.

CRESPI, A. L., MONZON, A., PINTO, S., CASTRO, A., FERNANDES, C. P., RODRIGUES, R., COSTA, A. & BERNARDOS, S. (2007): Evaluation of roe deer effects upon forest structure in Nogueira Mountain (NE of Portugal). *Wildl. Biol. Pract.*, 3, 2: 60-72.

DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden. Eugen Ulmer, Stuttgart: 683 S.

- DÖLLE, M., HEINRICHS, S., SCHMIDT, W. & SCHULTE, U. (2013): Zwischen Anspruch und Wirklichkeit – die Entwicklung der Naturwaldzelle „Am Sandberg“, ein Eichen-Hainbuchenwald in einem FFH-Gebiet der Niederrheinischen Bucht. *Archiv f. Forstwesen und Landschaftsökologie* 6, Eberswalde: 1-12.
- DZIECIOŁOWSKI, R. M. (1991): Ecological niches of five big ungulates in a forest tract. *Folia Forestalia Polonica*, 33: 56-70.
- EBERT, J. (1998): Bedeutung von Schalenwild und kleinräumigen Strukturen für die Vegetationsentwicklung auf Sturmwurf-flächen im potentiellen Nationalpark Kellerwald. Unveröffentl. Diplomarbeit an der Philipps-Universität Marburg, FB Biologie/Naturschutz, 77 S. plus Anhang.
- EVERSHEIM, R., RECK, H., HUCKAUF, A., STÖCKER, B. & KRÜTGEN, J. (2012): Wild, Wald und biologische Vielfalt – Ergebnisse einer 2-jährigen Forschungsarbeit. Jägerstiftung natur + mensch, Bonn: 19 S.
- FALINSKI, J. B. (1986): Vegetation dynamics in temperate lowland primeval forests. – Ecological studies in Bialowieza forest. *Geobotany* 8. W.J. Publishers, Dordrecht, Boston, Lancaster: 199 S.
- 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. & VOLZ, K.-R. (Hrsg.): Wald und Schalenwild.- Neue Forschungsergebnisse zu einem alten Konflikt. *Berichte Freiburger Forstliche Forschung*, 17: 69-79.
- GERHARDT, P., ARNOLD, J. M., HACKLÄNDER, K. & HOCHBICHLER, E. (2013): Determinants of deer impact in European forests – A systematic literature analysis. *Forest Ecology and Management*, 310: 173-186.
- GILL, R. (2000): The impact of Deer on Woodland Biodiversity. *Forestry Commission*, Edinburgh: 1-6.
- GROOT BRUINDERINK, G. W. T. A. & HAZEBROEK, E. (1996): Wild boar (*Sus scrofa scrofa* L.) rooting and forest regeneration on podzolic soils in the Netherlands. *Forest Ecology and Management* 88, 71-80.
- HARMER, R., KIEWITT, A., MORGAN, G. & 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*: 1-13
- 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.
- HEINKEN, T. & RAUDNITSCHKA, D. (2002): Do wild ungulates contribute to the dispersal of vascular plants in central European forests by epizoochory? A case study in NE Germany. *Forstw. Cbl.*, 121: 179-194.
- HEINKEN, T., VON OHEIMB, G., SCHMIDT, M., KRIEBITZSCH, W.-U. & ELLENBERG, H. (2005): Schalenwild breitet Gefäßpflanzen in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft aus – ein erster Überblick. *Natur und Landschaft*, 80, 4: 141-146.
- HEINRICHS, S. & SCHMIDT, W. (2013): Windwurf und Eisbruch im Buchenwald: Eine Chance für Eiche und andere Baumarten? Ergebnisse aus vier Naturwaldreservaten. *Forstarchiv*, 84: 181-197.
- HERTER, W. (2003): Ursprüngliche Natur und ihre Gefährdung im Oberen Donautal. – Gamswild kontra Felsvegetation. *ÖKO-Jagd - Mittl. des Ökologischen Jagdverbandes*, 2: 6-7.
- HICKLER, T. (2014): Ökosysteme und Klima – ein Wechselspiel. *Senckenberg - Natur-Forschung-Museum*, 144, 1/2: 26-31.
- IUCN THE WORLD CONSERVATION UNION (1994): Parke für das Leben: Aktionsplan für Schutzgebiete in Europa.
- JEDICKE, E. & HAKES, W. (2005): Management von Eichenwäldern im Rahmen der FFH-Richtlinie. – Eichenverjüngung im Wirtschaftswald: durch Prozessschutz ausgeschlossen? Ein Diskussionsbeitrag.- *Naturschutz und Landschaftsplanung* 37, 2: 37-45.
- KATO, F. (1969): Stammfäuleschäden der Fichte. *Forstarchiv* 40: 81-92.
- KIFFNER, C., RÖSSIGER, E., TRISL, O., SCHULZ, R. & RÜHE, F. (2008): Probability of recent bark stripping damage by red deer (*Cervus elaphus*) on norway spruce (*Picea abies*) in a low mountain range in germany – a preliminary analysis. *Silva Fennica* 42, 1: 125-134.
- KIRBY, K. J. (2001): The impact of deer on the ground flora of British broadleaved woodland. *Forestry*, 74, 3: 219-229.

- KRÜGER, U. (2001): 10 Thesen zur Situation des Rotwildes in Deutschland. In: GERKEN, B. & GÖRNER, M. (Hrsg.): Neue Modelle zu Maßnahmen der Landschaftsentwicklung mit großen Pflanzenfressern – Praktische Erfahrungen bei der Umsetzung. Natur- und Kulturlandschaft, 4. Höxter/Jena: 383-392.
- KRÜSI, B. O., SCHÜTZ, M., GRÄMIGER, H. & ACHERMANN, G. (1996): Was bedeuten Huftiere für den Lebensraum Nationalpark? Cratschla 4, 2: 51-63.
- LEICHT, E. (2013): Bedeutung von Naturwaldreservaten und ihrer Forschung für die forstliche Praxis. AFZ-DerWald, 24: 19-21.
- LIGOT, G., GHEYSEN, T., LEHAIRE, F., HÉRBERT, J., LICOPPE, A., LEJEUNE, P. & BROSTAU, Y. (2012): Modelling recent bark stripping by red deer (*Cervus elaphus*) in south belgium coniferous stands. Annals of Forest Science: 1-10.
- MANN, T. E. (2009): Vegetationsökologisches Monitoring im Nationalpark Harz unter besonderer Berücksichtigung des Schalenwild-Einflusses und der Waldstruktur. Diss. Fakultät Forstwissenschaften und Waldökologie Univ. Göttingen, Cuvillier Verlag, Göttingen: 201 S.
- MEYER, P. (2013): Naturwaldreservate und ihre Erforschung in Deutschland. – Erreichtes und Erwartungen. 40 Jahre Naturwaldforschung in Nordrhein-Westfalen. Schriftenreihe d. Landesforstverw. NRW, 23: 124-129.
- NOPP, U. (1999): Erarbeitung von Identifikationsschlüsseln der Prädisposition fichtenreicher Bestände gegenüber verschiedenen abiotischen und biotischen Schadauslösern. Dissertation an der Universität für Bodenkultur Wien, 356 S.
- OBERDORFER, E. (1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil IV, Wälder und Gebüsch. Gustav Fischer, Jena.
- 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.
- PETRAK, M. (1990): Ergebnisse modellhafter Erhebungen über Schältschäden und Wildverbiss in Nordrhein-Westfalen. AFZ, 4: 84-85.
- PETRAK, M. (1991): Wechselbeziehungen zwischen Wild und Vegetation. AFZ, 4: 172-175.
- PETRAK, M. (1992): Rotwild (*Cervus elaphus* L. 1758) als Pflegefaktor für bärwurzreiche Magertriften (Arnicetum montanae Schw. 1944 = Meo-Festucetum) in der Nordwesteifel. Z. Jagdwiss. 38: 221-234.
- PETRAK, M., OTTO, L. F. & TOTTEWITZ, F. (1998): Forstliche Gutachten zur Abschussplanung. AFZ, 53: 298-300.
- PETRAK, M. (2004): Wildmanagement im Nationalpark Eifel. AFZ-DerWald, 9: 452-458.
- PETRAK, M., FRIELINGSDORE, F. & REICHELT, B. (2005): Wild und Vegetation. LÖBF-Mittl., 1: 24-29.
- POLLANSCHÜTZ, J. (1980): Empfehlungen für die Bewertung von Verbiss- und Fegeschäden (Hilfstafeln). Mittl. der Forstl. Bundesversuchsanstalt Wien, 33 S.
- RAN-PROJEKTGRUPPE FORSCHUNG IM NATIONALPARK KELLERWALD-Edersee (2004): Forschungskonzept für den Nationalpark Kellerwald-Edersee. Nationalparkamt, Edertal, Hemfurth: 113 S.
- RAIMER, F. (1998): Aufnahmeanweisung zum systematischen Kontrollzaunverfahren im Nationalpark Harz. Nationalpark Harz, St. Andreasberg, 14 S.
- RAIMER, F. (2004): Monitoring-Verfahren zur Waldentwicklung und der Einfluss des Schalenwildes im Nationalpark Harz. Forst und Holz, 7 (59): 331-335.
- REIMOSER, F. & SUCHANT, R. (1992): Systematische Kontrollzäune zur Feststellung des Wildeinflusses auf die Waldvegetation. Allg. Forst- u. J.-Ztg., 163. Jg., 2, 27-31.
- REIMOSER, F. & GOSSOW, H. (1996): Impact of ungulates on forest vegetation and its dependence on the silvicultural system. Forest Ecology and Management, 88: 107-119.
- REIMOSER, F. & REIMOSER, S. (1998): Richtiges Erkennen von Wildschäden am Wald. Eine Arbeitsbroschüre der Zentralstelle Österreichischer Landesjagdverbände, Wien.
- REMMERT, H. (1988): Ökologie – ein Lehrbuch. Springer Verlag: Heidelberg, Berlin, New York.
- ROEDER, A. (1970): Schältschäden des Rotwildes an der Fichte. Dissertation an der Forstl. Fakultät, Hann. Münden.



ROEDER, A., BÜCKING, M. & JOCHUM, M. (2001): Erfassung von Wildverbiss in Naturverjüngungen. AFZ-DerWald, 12: 606-609.

ROTH, R. (1996): Der Einfluß des Rehwildes auf die Naturverjüngung von Mischwäldern. Z. Jagdwiss., 42: 143-156.

SCHALLER, M. (2002): Ökonomische Bewertung von Schäl-schäden im Wald. Dissertation an der TU München, Studien-fakultät für Forstwissenschaft und Ressourcenmanagement, veröffentl. in: Gothaer Versicherungen, Schriftenreihe Jagd, 5: 203 S.

SCHERFOSE, V. (2014): Grundlegende Aspekte und Möglich-keiten des Schalenwild-Managements in deutschen National-parken. In: Scherfose, V. (Hrsg.): Nationalparkmanagement in Deutschland. Naturschutz und Biologische Vielfalt 136, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, Bad Godesberg: 7-46.

SCHERZINGER, W. (1996): Naturschutz im Wald. Stuttgart: Ulmer, 447 S.

SCHMIDT, M., MEYER, P. & SUNDERMANN, M. (2013): 25 Jahre Naturwaldreservate in Hessen. – Ziele, Forschungskonzept und Stand der Forschung. AFZ-DerWald, 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. (1986): Der Einfluss des Schalenwildes auf die Waldbodenvegetation in den Hessischen Wildschutzgebieten Edersee und Reinhardswald. Gutachten im Auftrag des Institu-tes für Wildbiologie und Jagdkunde der Universität Göttingen. Systemat.-Geobot. Institut. Univ. Göttingen, Göttingen: 69 S.

SCHMIDT, W. (1999): Bioindikation und Monitoring von Pflanzengesellschaften – Konzepte, Ergebnisse, Anwendungen, dargestellt an Beispielen aus Wäldern. Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. 11, Hannover: 133-155.

SCHMIDT, W. & HEINRICHS, S. (2013): Förster, Rehe, Stick-stoff – oder doch allein der Klimawandel? Der Efeu (*Hedera helix L.*) als Indikator für Veränderungen in Buchenwäldern. 40 Jahre Naturwaldforschung in Nordrhein-Westfalen. Schriften-reihe d. Landesforstverw. NRW, 23: 48-65.

SCHULTE, U. (2013): Buche in Naturwaldzellen auf dem Vor-marsch- Waldkundliche Ergebnisse nach 40 Jahren Dauerbeob-achtung. 40 Jahre Naturwaldforschung in Nordrhein-Westfalen. Schriftenreihe d. Landesforstverw. NRW, 23: 37-47.

SCHÜTZ, M., KRÜSI, B. O., ACHERMANN, G., MOSER, B., LEUZINGER, E. & NIEVERGELT, B. (1999): Langzeitwirkung des Rothirsches auf räumliche Struktur, Artenzusammensetzung und zeitliche Entwicklung der Vegetation im Schweizerischen Nationalpark seit 1917. Beiträge zur Jagd- und Wildtierfor-schung, 24: 49-59.

SENN, J. & 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: 151-164.

SIMON, O., FÖRSTER, A. & KUGELSCHAFTER, K. (1997): Entwicklung der Schalenwildbestände und deren Einfluss auf die Vegetation im Waldschutzgebiet „Gatter Edersee“. Arbeits-kreis Wildbiologie an der Justus-Liebig-Universität Gießen e.V.; unveröffentl. Gutachten im Auftrag des RP Kassel/Hessen, AK Wildbiologie, Gießen.

SIMON, O. & PETRAK, M. (1998): Zur Methodik der Linientaxation bei der Erhebung von Schälereignissen. - Z. Jagdwiss., 44: 113-122

SIMON, O. & GOEBEL, W. (1999): Zum Einfluss des Wild-schweines (*Sus scrofa*) auf die Vegetation und Bodenfauna einer Heidelandschaft. In: GERKEN, B. & GÖRNER, M. (Hrsg.): Europäische Landschaftsentwicklung mit großen Weidetieren. Natur- und Kulturlandschaft, 3: 172-177.

SIMON, O., LANG, J., PETRAK, M. & GOEBEL, W. (2003): Rot-wild im Salmwald. Lebensraumgutachten Gerolstein – Situa-tionsanalyse und Konzepte zur Wildschadensreduzierung und revierübergreifenden Wildbewirtschaftung. Veröffentl. Gutach-ten im Auftrag der Stadt Gerolstein und des Ministeriums für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, Zeitbuch-Verlag: 157 S. plus Anhang

SIMON, O., LANG, J. & PETRAK, M. (2003b): Zur Methode der Linientaxation bei der Aufnahme von Verbiss an Gehölzpflan-zen. In: STUBBE, M. & STUBBE, A. (Hrsg.): Methoden feldöko-logischer Säugetierforschung, 2. Wiss. Beitr. Univ. Halle: 83-98.

SIMON, O. & GOEBEL, W. (2008): Wildökologisch-vegetations-kundliche Weiserflächenuntersuchungen im Raum Gerolstein 2001-2007. – weiterführende Untersuchungen zum Lebens-raumgutachten Gerolstein. Unveröffentl. Gutachten im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, Mainz: 74 S. plus Anhang

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

SIMON, O., GOEBEL, W. & PETRAK, M. (2011): Lebensraumgutachten Wildschutzgebiet Kranichstein. Wildbiologisch-vegetationskundliche Untersuchungen eines Waldlebensraumes zwischen 1992 und 2000 (Teil 1). Schriftenreihe Naturwaldreservate in Hessen. Mittl. d. Hessischen Landesforstverwaltung. Wiesbaden, 180 S. plus Anhang.

SIMON, O. & GOEBEL, W. (2012): Sukzessionsforschung und Waldentwicklung im Nationalpark Kellerwald-Edersee. Unveröffentl. Gutachten, Weiserflächen basierte Langzeituntersuchung (1992-2012) im Auftrag der Nationalparkverwaltung, Bad Wildungen.

SIMON, O. & GOEBEL, W. (2013): Gehölzverjüngung unter Wildeinfluss in naturnahen Wäldern. – Vegetationskundliche Langzeitstudien im Wildschutzgebiet Kranichstein. AFZ-Der Wald, 1/2014: 10-12.

STRIEPEN, K. (2013): Nutzen oder Schaden? Einfluss des Schalenwildes auf die Baumverjüngung in Naturwaldzellen. 40 Jahre Naturwaldforschung in Nordrhein-Westfalen. Schriftenreihe d. Landesforstverw. NRW, 23: 66-79.

TREIBER, R. (1997): Vegetationsdynamik unter dem Einfluss des Wildschweins (*Sus scrofa* L.) am Beispiel bodensaurer Trockenrasen der elsässischen Harth. Z. Ökologie u. Naturschutz, 6: 83-95

VERA, F. W. M. (2000): Grazing ecology and forest history. CABI Publishing, Oxon, Cambridge: 506 S.

VIRTANEN, R., EDWARDS, G. R. & CRAWLEY, M. J. (2002): Red deer management and vegetation on the Isle of Rum. Journal of Applied Ecology, 39: 572-583.

VÖLK, F. H. (1999): Bedeutung von Waldstruktur und Rotwildhege für die Schälhäufigkeit in den alpinen Bundesländern Österreichs. Z. Jagdwiss, 45: 1-16.

WILLIG, J. (2013): Rückblick auf die Startphase des Hessischen Naturwaldreservate-Programms 1988-2005. AFZ-Der Wald, 24: 9-10.

**Anschrift des Autors:**

Dipl. Biol. Olaf Simon

Institut für Tierökologie und Naturbildung, Altes Forsthaus

Hauptstraße 30

35321 Gonterskirchen

c/o Helwigstraße 74/76

64521 Groß-Gerau

olaf.simon@tieroekologie.com

www.tieroekologie.com

MANFRED BAUER, BAD WILDUNGEN

# Waldentwicklung und Wildtiermanagement im Nationalpark Kellerwald-Edersee

## 1. Zusammenfassung

Der Beitrag beschreibt den Nationalpark Kellerwald-Edersee als herausragendes Buchenwaldgebiet, das jedoch durch eine lange Jagdtradition und forstliche Eingriffe in Baumartenzusammensetzung und Waldstrukturen Veränderungen erfuhr. Auf Grund der geringen Größe des Nationalparks und der engen Verzahnung mit der angrenzenden Kulturlandschaft ist die Regulierung der Schalenwildbestände unumgänglich und folgt einem mit zahlreichen Interessenvertretern im Dialog erarbeiteten und 2011 in Kraft gesetzten Wildtiermanagementkonzept. Das Konzept berücksichtigt die Interessen der Land- und Forstwirtschaft im Umfeld und zielt auf möglichst störungsarme Eingriffe durch starke zeitliche und räumliche Beschränkung der Aktivitäten und durch geeignete Jagdmethoden. Begleitend wurden und werden eine Reihe von Monitoringmaßnahmen durchgeführt, insbesondere wird der Verbiss regelmäßig untersucht. Verschiedene Methoden zur Dichtermittlung wurden geprüft, auf Dauer wird jedoch nur die Jagddatenauswertung umgesetzt.

## 2. Einführung

Der Nationalpark Kellerwald-Edersee ist einer von jetzt insgesamt 15 Nationalparks in Deutschland, von denen fünf einen hohen Buchenwaldanteil haben. Größere, zusammenhängende Buchenwälder zeichnen auch die Nationalparks Jasmund, Müritzer, Hainich und Eifel aus.

In der Vergangenheit war das Gebiet jahrhundertlang Jagdrevier der Fürsten zu Waldeck und Pyrmont. Nach dem Ende des Fürstentums 1929 war es preußische, nach dem Zweiten Weltkrieg hessische Staatsjagd. Andere Nutzungen, insbesondere die Forstwirtschaft, traten meist in den Hintergrund. Die hohen Wildbestände führten Ende des 19. Jahrhunderts zur Gatterung eines Großteils der heutigen Nationalparkfläche mit einer Zaunlänge von insgesamt 44 km. Damit sollten die übermäßigen Wildschäden auf den benachbarten landwirtschaftli-

chen Flächen, aber auch das Auswechseln von Trophäenträgern verhindert werden.

1963 wurde das Gebiet als „Wildschutzgebiet“ ausgewiesen, damit verbunden waren auch gravierende Einschränkungen des Betretungsrechts. Ende der 80er Jahre kam die Diskussion um einen möglichen Nationalpark auf, die sofort heftige Reaktionen hervorrief. Um den Naturschutzaspekten wenigstens teilweise Rechnung zu tragen und den Forderungen der Naturschutzverbände entgegen zu kommen, wurde die Fläche 1990 als „Waldschutzgebiet“ unter Schutz gestellt und die forstliche Bewirtschaftung stark eingeschränkt. 1998 erfolgte die Meldung als FFH-Fläche (Flora-Fauna-Habitat).

Den immer nachdrücklicher vorgebrachten Forderungen nach einem Nationalpark versuchte man mit einem „Naturpark de luxe“ zu begegnen. Ähnlich wie in einem Biosphärenreservat wurden 2001 in einem Naturpark größere Bereiche als nicht bewirtschaftete Kernzonen ausgewiesen. Schon 2003 jedoch wurde dann die Entscheidung durch die hessische Staatsregierung zur Gründung des ersten und bisher einzigen hessischen Nationalparks getroffen. Am 1. Januar 2004 trat die entsprechende Verordnung in Kraft.

Mit einer Fläche von 5.738 ha ist der Nationalpark Kellerwald-Edersee der zweitkleinste deutsche Nationalpark, schützt aber den größten zusammenhängenden deutschen Hainsimsen-Buchenwald und hat bereits jetzt mit über 90 % den größten Anteil an Prozessschutzflächen aller deutschen Nationalparks. Darüber hinaus ist die Fläche kompakt und sehr gut arrondiert und wird weder von Siedlungen noch öffentlichen Straßen zerschnitten. Umschlossen wird der Nationalpark Kellerwald-Edersee vom gleichnamigen Naturpark, der zugleich gewisse Funktionen einer Pufferzone übernimmt, indem er einen Teil der touristischen Aktivitäten aufnimmt (Abbildung 1).

2011 wurde der Nationalpark nach Prüfung als bisher einziger deutscher Nationalpark von der IUCN als Schutzgebiet der



Abbildung 1: Übersichtskarte des Nationalparks Kellerwald-Edersee eingebettet in den gleichnamigen Naturpark

Kategorie II zertifiziert. Ebenfalls 2011 entschied die Welterbekommission der UNESCO auf ihrer Sitzung in Paris, etwa ein Drittel des Nationalparks zusammen mit Teilflächen der Nationalparks Jasmund, Müritzer und Hainich sowie des Biosphärenreservats Schorfheide-Chorin in die Liste der Weltnaturerbestätten aufzunehmen und zwar als Ergänzung zum seit 2007 bestehenden Weltnaturerbe „Buchenurwälder der Karpaten“. Damit wurde unter Anderem die herausragende Rolle der Buche bei der Waldentwicklung in Mitteleuropa nach der letzten Eiszeit gewürdigt.

Geologisch herrschen im östlichen Ausläufer des rheinischen Schiefergebirges relativ einfache Verhältnisse. Grauwacken und Tonschiefer bilden fast überall das Ausgangsgestein. Dies führt zu recht nährstoffarmen, flach- oder höchstens mittelgründigen, sauren Böden. Die Höhenlage in dem stark kuppigen Gelände reicht von etwa 200 bis 626 m ü. NHN, die Niederschläge betragen im Westen 900 bis 1.000 mm, im Osten nur 600 bis 700 mm pro Jahr.

### 3. Waldstruktur und Entwicklung

Die Rotbuche (*Fagus sylvatica*) dominiert den Wald in Nordhessen und insbesondere im Nationalpark. Mit rd. 64 % ist sie die

weitaus am stärksten vertretene Baumart, wobei der natürliche Anteil noch höher läge, aber die forstliche Bewirtschaftung in den vergangenen Jahrzehnten, obzwar nicht sehr intensiv betrieben, hat zusätzliche Baumarten eingebracht bzw. in den Anteilen gestärkt. So ist die Fichte, ursprünglich gar nicht Teil des Baumartenspektrums, mit derzeit noch 12 % relativ stark vertreten, ihr Anteil nimmt jedoch wegen Windwürfen und Borkenkäfer laufend ab. Ebenso wurden zur Verbesserung der Ertragssituation Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*, 1 %), Kiefer (*Pinus sylvestris*, 4 %) und vor allem die Europäische Lärche (*Larix decidua*, 6 %) eingebracht (Abbildung 2).

Die Buchenwälder zeichnen sich durch einen für deutsche Verhältnisse sehr hohen Anteil an alten Beständen aus. Etwa 1.000 ha weisen ein Durchschnittsalter von 160 Jahren oder mehr auf. Der Totholzanteil liegt zwar mit etwa 25 Festmeter pro ha noch deutlich unter dem von Urwäldern, aber doch schon weit über dem von Wirtschaftswäldern (Abbildung 3).

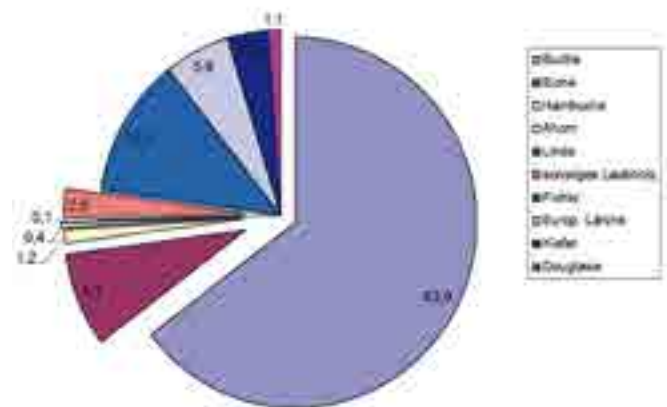


Abbildung 2: Verteilung der Baumarten im Nationalpark Kellerwald-Edersee. Mit rd. 64 % ist die Rotbuche die Baumart mit dem größten Flächenanteil.



Abbildung 3: Älterer Buchenbestand mit einem hohen Anteil an liegendem und stehendem Totholz

Mit dem Ende steuernder Eingriffe wird der Anteil der Buche weiter zunehmen, schon weil der Buchenwald das Klimaxstadium darstellt. Die Douglasie wird im Laufe der kommenden Jahre weitgehend entnommen, die Fichte wird auf lange Sicht durch Windwurf, Borkenkäfer und den Konkurrenzdruck der Buche völlig oder nahezu vollständig verschwinden. Die Lärche ist anders als die eben genannten Nadelholzarten auf fast der ganzen Fläche einzeln beigemischt, ein gezielter Auszug verbietet sich daher. Wegen der hohen Lichtbedürftigkeit der Baumart in der Jugendphase wird der Anteil an der Verjüngung künftig stark abnehmen, vermutlich wird es diese Baumart jedoch noch in hunderten von Jahren im Nationalpark geben. Auch die Kiefer wird auf wenigen Standorten langfristig überleben können. Die außer Buche und Eiche vorhandenen Laubbaumarten (u.a. Linde, Berg- und Spitzahorn, Ulme, Esche) stehen einerseits durch die Buche, andererseits aber durch Wildverbiss unter starkem Druck. Diese Entwicklung wird intensiv beobachtet, um ggf. gegensteuern zu können. Viele Bestände sind noch stark von der – wenn auch extensi-

ven – forstlichen Bewirtschaftung der vergangenen Jahrzehnte geprägt. So ist nicht nur die Erschließung mit Forststrassen, Rückwegen und -gassen noch vorhanden, sondern viele Bestände zeigen das Bild der waldbaulichen Aktivitäten, z.B. die Waldstrukturen des Großschirmschlags, der bei der Buche breite Verwendung fand. Durch die Einstellung waldbaulicher Aktivitäten verändern sich diese Strukturen, z.T. überraschend schnell, z.T. aber, speziell in den jüngeren Beständen, wird dieser Prozess viele Jahrzehnte benötigen, um naturnahe Strukturen zu erzeugen.

Die Kernzone, hier „Naturzone 1a“ genannt, nimmt den weitaus größten Teil der Fläche ein. Die Pflege- und Managementzone beträgt nur 7 % und umfasst neben relativ wenigen Waldumbauflächen (v.a. reine Fichten- und Douglasienbestände) hauptsächlich Wiesentäler und ehemalige Weideflächen, so genannte Triescher, die auf etwa 100 ha dauerhaft durch Mahd oder Beweidung, vorwiegend mit Schafen, offen gehalten werden (Abbildung 4).

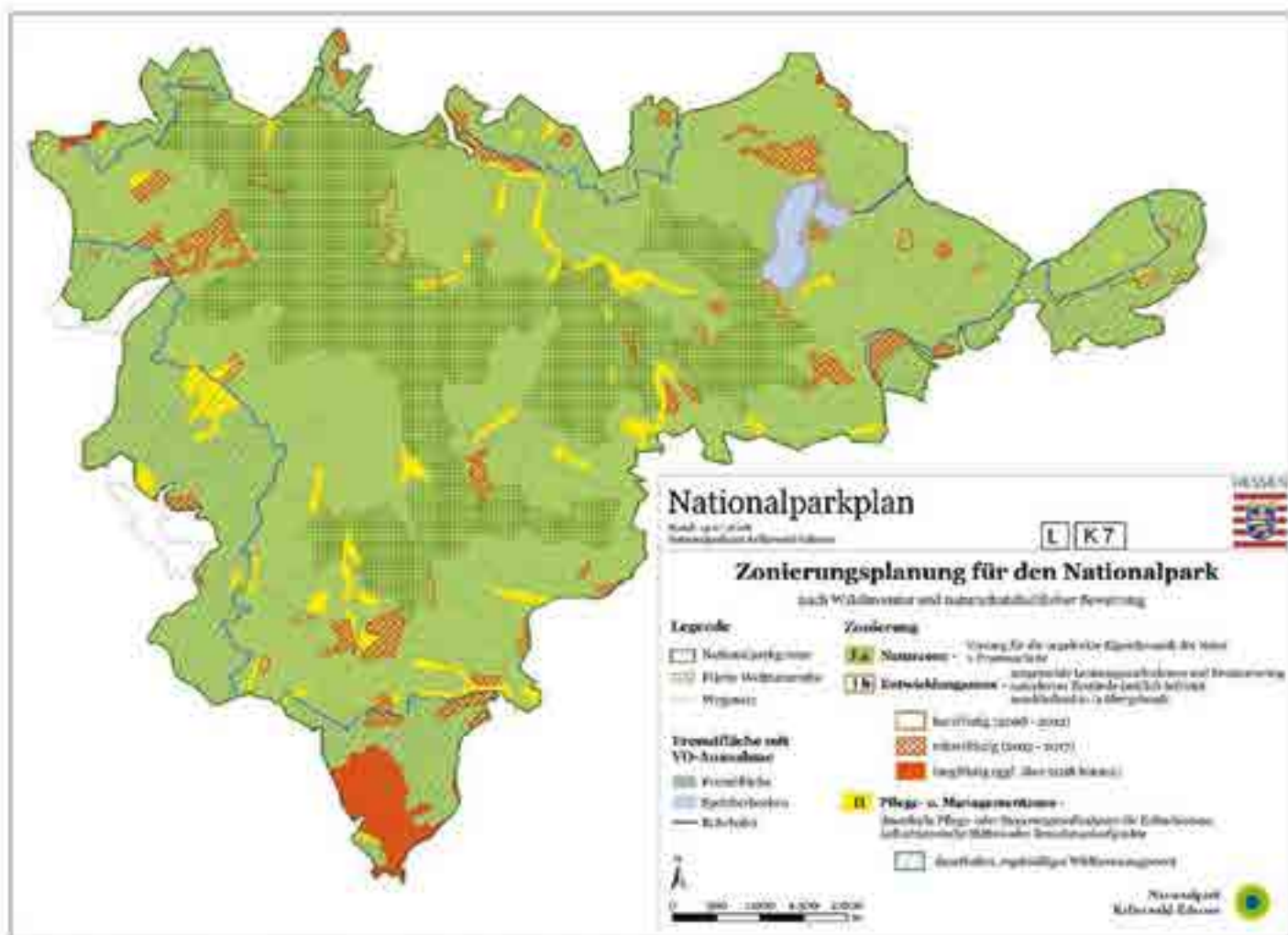


Abbildung 4: Zonierungsplanung für den Nationalpark Kellerwald-Edersee

## 4. Konzept und Umsetzung Wildtiermanagement

### 4.1 Schalenwild

Von den fünf vorkommenden Schalenwildarten sind Damwild und Muffelwild nicht heimisch, beide Arten wurden in den 1930er Jahren ausgesetzt. Die Rehwildpopulation scheint seit einigen Jahren anzuwachsen und könnte damit die Waldentwicklung im Nationalpark wesentlich beeinflussen, scheint aber für die Anlieger derzeit kein Problem darzustellen.

Anders Schwarz- und Rotwild. Schwarzwild unterliegt zwar auf Grund des Auftretens feucht-kühler Frühjahrsperioden und Nahrungsmangel bei Ausbleiben der Buchen- und Eichenmast starken Dichteschwankungen, zeigt jedoch eine im Schnitt steigende Tendenz und führte v.a. in den letzten Jahren teilweise zu massiven Schäden auf landwirtschaftlichen Grundstücken. Verglichen mit der Situation vor 10 Jahren und länger ist zwar der Bestand an Rotwild deutlich niedriger, allerdings wurde durch den Abbau des Außenzauns in den letzten Jahren die seit vielen Jahrzehnten unterbundene großflächige Raumnutzung wieder ermöglicht. Hinzu kommt, dass die Landwirte sich an nur selten vorkommendes Rotwild gewöhnt hatten und sich nun mit einer Situation konfrontiert sehen, die sich zwar nicht wesentlich von der in anderen Rotwildgebieten unterscheidet, für die Betroffenen jedoch neu und ungewohnt ist. Tatsächlich waren im Spätwinter 2012/13 gravierende Schäden durch Rotwild in landwirtschaftlichen Kulturen (v.a. Raps und Wintergetreide) zu verzeichnen, die jedoch auch hessenweit zu beobachten und offenbar einer Kombination aus einem relativ harten Winter mit vergleichsweise viel Schnee und fehlender Mast bei Buche und Eiche geschuldet waren. Im letzten Winter waren keine außergewöhnlichen Schäden zu verzeichnen.

Der Rotwildbestand im Winter wird auf 130 bis 150 Stück geschätzt, das entspricht einer Dicht von etwa 2,5 pro 100 ha.

Der Bestand an Damwild liegt in einer ähnlichen Größenordnung. Die im Nationalparkplan vorgesehene „starke Reduktion“ konnte bisher noch nicht verwirklicht werden, gleichwohl nimmt der Bestand tendenziell deutlich ab.

### 4.2 Vorgaben für das Wildtiermanagementkonzept

Nach den IUCN- Kriterien für Schutzgebiete sind 75 % nach den für die jeweilige Kategorie anzuwendenden Kriterien zu behandeln. Prominentestes Beispiel ist die Regel, dass 75 % eines Nationalparks dem Prozessschutz unterliegen müssen, jedenfalls nach einer maximal 30jährigen Übergangsfrist. Es ist nicht ganz unumstritten, ob der Prozessschutz in vollem Umfang auch für das Schalenwild gilt, da der Lebensraum der einzelnen Arten zumindest in Europa fast immer um ein Vielfaches größer ist als das Schutzgebiet und somit die Flächen außerhalb des Schutz-

gebietes mehr oder weniger stark von Schalenwildpopulationen beeinflusst werden.

Im Nationalpark Kellerwald-Edersee hätte die Ausweisung von 75 % jagdfreien Zonen zur Folge, dass auf den verbleibenden 25 %, das entspricht ca. 1.435 ha, die komplette Schalenwildpopulation so reguliert werden müsste, dass die Schäden in der Nachbarschaft in einem erträglichen Rahmen bleiben. Das ist aber praktisch kaum möglich, da der dann verbleibende, nur noch relativ schmale Jagdstreifen im Zusammenhang mit der zeitlich stark eingeschränkten Jagd (s.u.) eine effektive und effiziente Regulierung nicht zulässt.

Naturgemäß haben die anliegenden Jagdpächter andere Ziele als der Nationalpark, insbesondere was Trophäen und Selektionskriterien angeht. Eine so enge Zusammenarbeit mit dem Nationalpark, dass das Umfeld einen wesentlichen Teil des notwendigen Abschusses übernimmt, ist daher derzeit kaum denkbar.

Der Status des Weltkulturerbes hat keine direkte Auswirkung auf das Wildmanagement. Vielmehr muss die Verwaltung der Welterbestätte sicherstellen und gegenüber der UNESCO nachweisen, dass alle Maßnahmen ergriffen wurden, um den Bestand und die Integrität der Stätte zu sichern. Dies könnte bei zu hohen Wildbeständen, die die Verjüngung des Buchenwaldes inklusive der vorhandenen Mischbaumarten wesentlich beeinflussen, dazu führen, dass im Welterbe gejagt werden muss.

Die Nationalparkverordnung legt einerseits fest, dass 75 % der Fläche dem Prozessschutz zu überlassen sind, andererseits jedoch „die Wilddichte im Nationalpark so zu lenken [ist], dass der Schutzzweck nicht beeinträchtigt wird“. Der Nationalparkplan aus dem Jahr 2009 schreibt vor, dass sich die Eingriffe in Wildtierpopulationen streng am Schutzzweck zu orientieren haben, mit Ausnahme von Maßnahmen zur unmittelbaren Schadenabwehr bzw. zur Vermeidung nicht vertretbarer Auswirkungen auf die angrenzende Kulturlandschaft (Abbildung 5).

Im Einzelnen werden darüber hinaus folgende Ziele festgelegt:

- Das Wildtiermanagement orientiert sich an natürlichen Populationsstrukturen.
- Die Maßnahmen sind hinsichtlich des zeitlichen und räumlichen Umfangs auf das notwendige Minimum zu reduzieren.
- Der Mufflonbestand ist aufzulösen.
- Der Damwildbestand ist stark zu reduzieren.
- Ein Wildtiermonitoring ist aufzubauen und laufend durchzuführen.
- Das Gatter ist abzubauen.

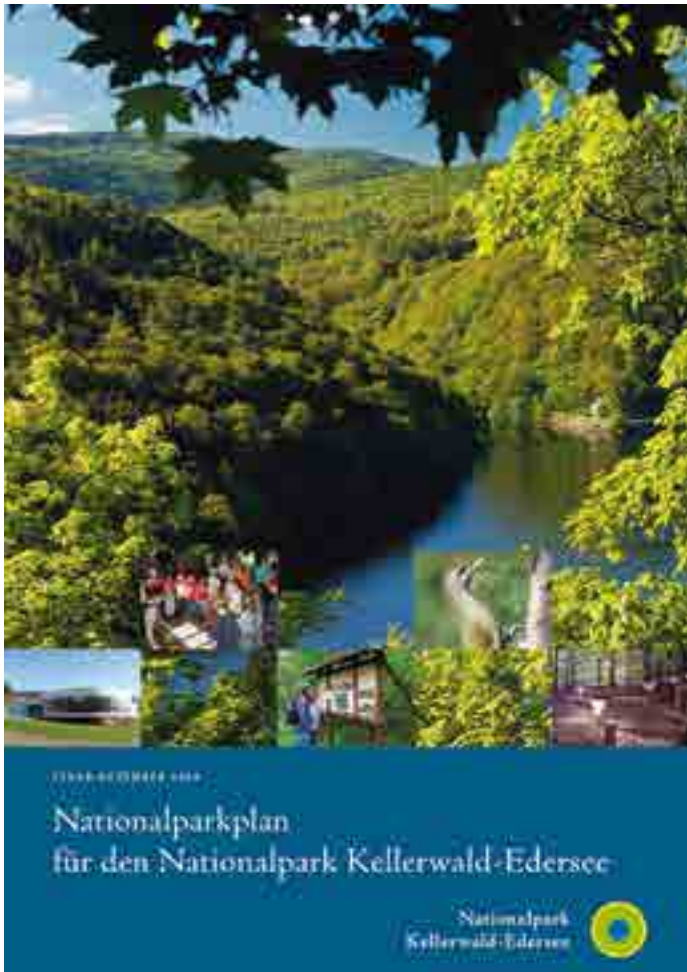


Abbildung 5: Nationalparkplan für den Nationalpark Kellerwald-Edersee

### 4.3 Das Wildtiermanagementkonzept

#### 4.3.1 Ziele

Aus dem Vorstehenden ergibt sich, dass das Thema – wie in anderen Nationalparkregionen auch – ein hohes Konfliktpotenzial in sich birgt. Das liegt einerseits an der Vielzahl der Akteure mit z.T. diametral unterschiedlichen Auffassungen. Hinzu kommt, dass es selbst in ländlichen Bereichen, in denen es, anders als in Städten, in der Regel keine grundlegende Aversion gegen die Jagd gibt, stark emotional diskutiert wird.

Das Wildtiermanagementkonzept wurde deshalb in intensiven Diskussionen mit den verschiedenen Akteuren entwickelt und sollte möglichst im Konsens verabschiedet werden. Ganz gelang dies nicht, der Wille zum tragfähigen Kompromiss war nicht bei allen Beteiligten stark genug ausgeprägt. Dennoch näherten sich die ursprünglich sehr weit auseinander gehenden Meinungen im Lauf des Prozesses an, so dass am Ende zumindest eine teilweise Übereinstimmung erreicht werden konnte.

Als Hauptziele sind im Konzept formuliert:

- Minimalisierungsgebot: es wird in die Wildtierpopulationen nur eingegriffen, soweit das unbedingt erforderlich ist. Ein kompletter Verzicht ist unter den derzeitigen Bedingungen

nicht möglich, auch eine Reduzierung der Jagdzone auf 25 % erscheint derzeit in weiter Ferne.

- Es werden nur die fünf vorkommenden Schalenwildarten bejagt, Raubwild etc. grundsätzlich nicht. Die Bejagung von Neozoen (z.B. Waschbär) erscheint zumindest derzeit nicht erforderlich.
- Es wird versucht, die Bejagung so auszurichten, dass sie sich an natürlichen Populationsstrukturen und Regulationsmechanismen orientiert. Dies gelingt nicht immer, da es hier Grenzen in jagdgesetzlichen Bestimmungen und der Jagdethik gibt.
- Erklärtes Ziel ist es, durch möglichst geringen Jagddruck ein möglichst natürliches Verhalten des Wildes zu erreichen.
- Da Jagd nicht nur auf das Schalenwild, sondern auch auf andere Tierarten einen Störeffekt hat, ist ebenfalls durch möglichst große zeitliche und räumliche Einschränkungen der Störeffekt zu minimieren.
- Der Tierschutz genießt oberste Priorität.

Schon wegen der relativ kleinen Fläche des Nationalparks ist klar, dass die Erreichung der Ziele in vollem Umfang ohne gleichgerichtetes Handeln des jagdlichen Umfelds durchaus schwierig ist und eines langen und intensiven Prozesses bedarf.

Die Verpachtung von Jagdflächen und die Vergabe von festen Pirschbezirken ist im Nationalpark Kellerwald-Edersee grundsätzlich ausgeschlossen. Soweit die Jagd nicht mit den relativ wenigen Mitarbeitern mit Jagdschein durchgeführt werden kann, werden Jäger aus der Region, die sich mit den Zielen des Nationalparks und des Wildtiermanagementkonzepts identifizieren können und wollen, eingesetzt.

Trophäenträger werden weitgehend geschont. Hirsche werden in der Regel nur bis zum Sechser, überwiegend aber nur als Spießer erlegt. Bei Damhirschen und Muffelwiddern werden wegen des Ziels der Reduktion bzw. der Bestandsauflösung alle Altersklassen bejagt. Die Trophäen werden ausnahmslos vom Nationalparkamt eingezogen und entweder zur Ausbildung abgegeben oder zur Weiterverarbeitung verkauft.

Das Wildbret wird bislang fast vollständig verwertet, obwohl ein Verbleib auf der Fläche durchaus ökologische Vorteile hätte und deshalb nach den gesetzten Zielen auch möglich wäre. Allerdings stößt dies bei der Jägerschaft auf massiven Widerstand und widerspricht gesetzlichen Regelungen, so dass bisher nur in Einzelfällen die Wildkörper im Wald verblieben.

Wie schon betont, unterliegt das Wildtiermanagement einer starken zeitlichen und räumlichen Einschränkung. Derzeit werden Einzel- und Gruppenansätze nur in kurzen Intervallen durchgeführt (zwei Wochen im August, eine Woche im Septem-

ber und eine Woche im Oktober) und tragen zu etwa 20-30 % des Gesamtabschlusses bei. Die jagdliche Infrastruktur (Hochsitze und Kanzeln) wurde stark zurückgebaut und soll, soweit unverzichtbar, für die Besucher kaum sichtbar sein, deshalb wird u.a. mit mobilen Leitern gearbeitet.

Der Schwerpunkt liegt bei im Mittel acht Bewegungsjagden, die Ende Oktober bis Mitte Dezember stattfinden. Diese Jagden stellen sehr hohe Anforderungen an die beteiligten Jäger, da durch die Aufgabe von Wegen, das Fehlen von Schneisen und die flächendeckend aufkommende Verjüngung ein schnelles Ansprechen und sicheres Schießen erforderlich sind. Die eingesetzten Hunde werden durch Einsatz von GPS-Lockern auf ihre Leistungsfähigkeit überprüft und bei mangelnder Leistung nicht mehr verwendet.

Derzeit sind die gesamte Weltnaturerbefläche sowie einige Flächen zur Arrondierung, insgesamt ca. 1.800 ha, jagdfrei. Der Nationalparkplan formuliert als langfristiges Ziel eine Erweiterung der jagdfreien Zonen auf 75 % der Gesamtfläche

(s.o.). Das ursprünglich anvisierte Ziel der Tagsichtbarkeit des Rotwildes wurde auf Grund der Konflikte mit den Landwirten bis auf weiteres zurück gestellt.

Das Konzept wurde im September 2011 durch Erlass des hessischen Umweltministeriums in Kraft gesetzt.

#### 4.3.2 Begleitende Untersuchungen und Steuerungsgrößen

Es wird ein Netz von 54 Weisergattern mit ungezäunten Vergleichsflächen unterhalten, auf denen die Vegetationsentwicklung und der Verbiss in regelmäßigen Abständen dokumentiert werden. Im Ergebnis wurde festgestellt, dass der Verbiss bei der Buche mit durchschnittlich 6 bis 8 % bei der zahlreich aufkommenden Verjüngung kein Problem darstellt, wohingegen der Verbiss bei einzelnen Mischbaumarten (Ahorn, Esche, Linde u.a.) mit z.T. 70 % und mehr lokal durchaus kritische Werte erreicht. Eine klare Tendenz über die Jahre gibt es nicht (Abbildung 6).

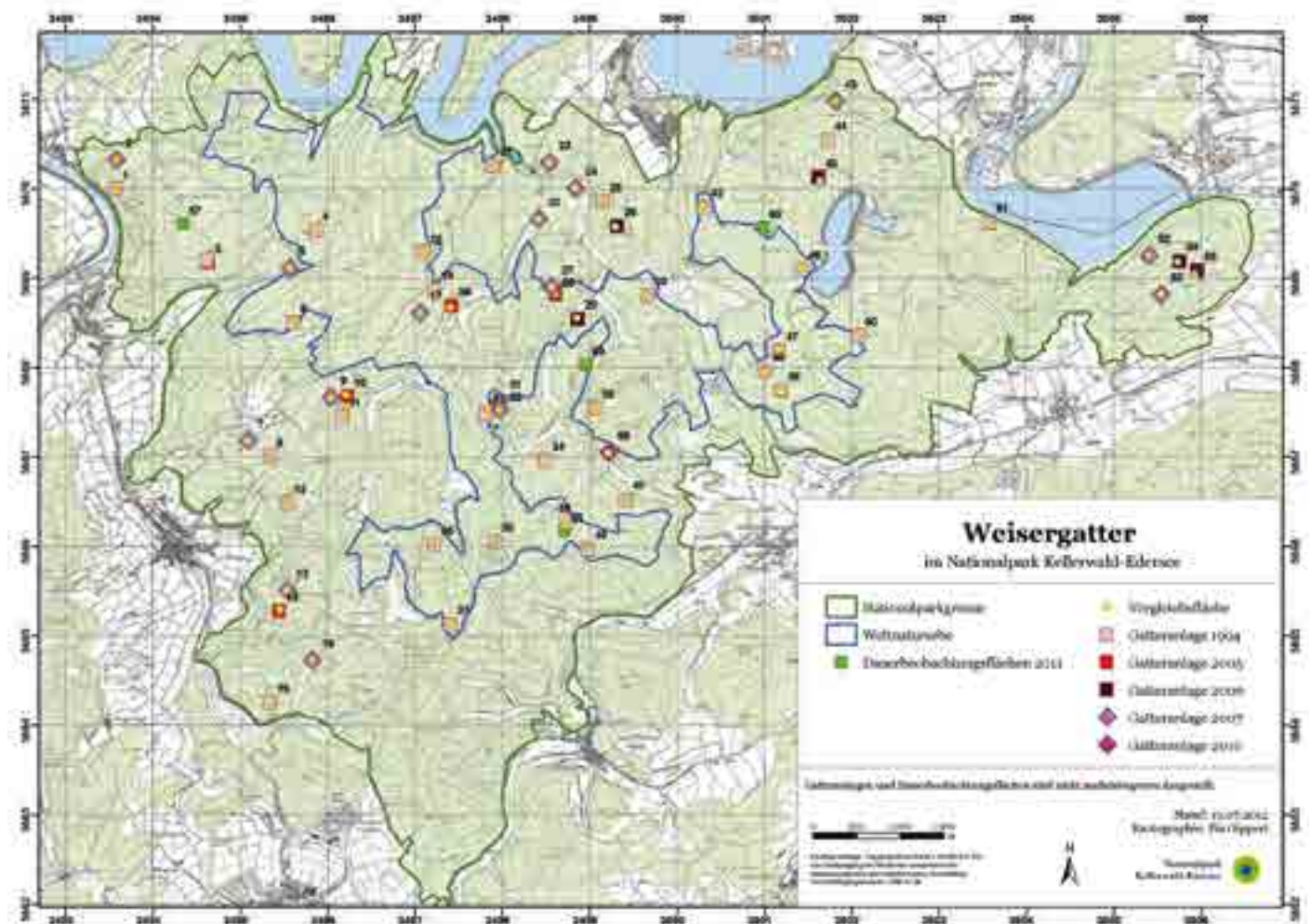


Abbildung 6: Netz der 54 Weisergatter mit ungezäunten Vergleichsflächen im Nationalpark Kellerwald-Edersee



In die landesweite jährliche „Schälschadensaufnahme“ wird auch der Nationalpark einbezogen. Grundsätzlich ist das Schälprozent in einem Nationalpark von untergeordneter Bedeutung, erreicht jedoch im Nationalpark im Landesvergleich relativ hohe und tendenziell eher steigende Werte.

In der Vergangenheit wurden regelmäßig, mehrmals pro Jahr, „Scheinwerferzählungen“ durchgeführt, die jedoch wegen methodischer Schwierigkeiten und des sehr hohen Arbeitsaufwands eingestellt wurden.

Die über mehrere Jahre zusammen mit der Universität Göttingen erfolgte Telemetrierung von Rotwild, bei der bis zu maximal 13 Stück besendert waren, lieferte interessante Daten zur Raumnutzung und zum Verhalten des Rotwilds bei den Bewegungsjagden. Im Ergebnis kann festgehalten werden, dass das Kahlwild in der Regel einen vergleichsweise sehr kleinen ständigen Lebensraum hat, wohingegen Hirsche z.T. weite Wanderungen unternehmen. Die besenderten Tiere wurden auch Störversuchen ausgesetzt, um zu ermitteln, welche Aktivitäten und welche Distanzen Fluchtverhalten induzieren. Die Auswertungen sind noch nicht abgeschlossen, die Ergebnisse sollen dann u.a. in die weitere Wegeplanung einfließen.

Alle an den Einzel- und Bewegungsjagden beteiligten Jäger dokumentieren Anblick und Sichtungen, die Daten werden ausgewertet und ergeben ein gutes Bild der Entwicklung der Wildbestände und ihrer räumlichen Verteilung. Die Datenauswertung wird darüber hinaus zur Optimierung der Stände bei den Bewegungsjagden herangezogen.

Die als Projekt durchgeführte Befliegung des Nationalparks mit einem mit Wärmebildkamera und „normaler“ Kamera ausgestatteten Ultraleichtflugzeug konnte nicht überzeugen. Zu hoch war die Fehlerquote, als dass die Methode als Standard bei der Bestimmung der Wilddichten eingesetzt werden könnte.

In den kommenden Jahren ist geplant, über den Nationalpark hinaus auch im Umfeld die Lebensräume und die Wildschäden zu erfassen und zu bewerten. Da dies jedoch die Kooperation der Jagdpächter voraussetzt, ist die Umsetzung noch fraglich.

##### 5. Kurzer Exkurs ins Hochgebirge

Der Referent war mehr als sieben Jahre im Nationalpark Berchtesgaden für Wald und Wild zuständig und hat sich dort intensiv mit dem Einfluss von Wild auf die Waldentwicklung befasst. Der Einfluss ist durch die lange Tradition des Gebiets als Jagdgebiet noch heute im Wald unübersehbar und erreichte v.a. im 19. Jahrhundert bei immens hohen Wildbeständen durchaus dramatische Ausmaße. Insbesondere die Weißtanne

verlor durch nahezu kompletten Ausfall der Naturverjüngung einen Großteil ihres Anteils am Baumartenspektrum und ist heute mit nur noch weniger als 1 % vertreten, wohingegen der natürliche Anteil um ein Vielfaches höher wäre.

Das Ziel, den im Bergmischwald unverzichtbaren Tannenanteil wieder herzustellen bzw. zu sichern, erfordert ein konsequentes Management der Wildbestände, da u.a. der Zeitraum bis zur Sicherung der Verjüngung im Hochgebirge sehr lang ist und mehrere Jahrzehnte betragen kann.

##### **Anschrift des Autors:**

Manfred Bauer  
Nationalparkamt Kellerwald-Edersee  
Laustr. 8  
34537 Bad Wildungen



### ***Bisher erschienen:***

- KISON, H.-U. & WERNECKE J. (2004): Die Farn- und Blütenpflanzen des Nationalparks Hochharz. Forschungsbericht. Wernigerode, 184 S.
- NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ (2007) (Hrsg.): Walddynamik und Waldumbau in den Entwicklungszonen von Nationalparks. Tagungsbericht zum Wald-Workshop des Nationalparks Harz. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 1. 73 S
- NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ (2008) (Hrsg.): Tun und Lassen im Naturschutz. Tagungsbericht zur 7. wissenschaftlichen Tagung im Nationalpark Harz. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 2. 119 S.
- NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ (2009) (Hrsg.): Aktuelle Beiträge zur Spechtforschung – Tagungsband 2008 zur Jahrestagung der Projektgruppe Spechte der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 3. 92 S.
- BAUMANN, K. (2009): Entwicklung der Moorvegetation im Nationalpark Harz. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 4. 244 S.
- SCHULTZ, T. (2010): Die Großpilzflora des Nationalparks Harz. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 5. 216 S.
- KARSTE, G.; WEGENER, U.; SCHUBERT, R. & KISON, H.-U. (2011): Die Pflanzengesellschaften des Nationalparks Harz (Niedersachsen). Eine kommentierte Vegetationskarte. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 6. 80 S.
- KARSTE, G.; SCHUBERT, R.; KISON, H.-U. & WEGENER, U. (2011): Die Pflanzengesellschaften des Nationalparks Harz (Sachsen-Anhalt). Eine kommentierte Vegetationskarte. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 7 (unveränderter Nachdruck des Ausgabe von 2006). 59 S.
- Koperski, M. (2011): Die Moose des Nationalparks Harz. Eine kommentierte Artenliste. Schriftenreihe aus em Nationalpark Harz, Band 8. 248 S.
- NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ (2012) (Hrsg.): Waldforschung im Nationalpark Harz – Waldforschungsfläche Bruchberg; Methodik und Aufnahme 2008/09. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 9. 120 S.
- NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ (2013) (Hrsg.): Zur Situation der Gewässer im Nationalpark Harz. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 10. 91 S.
- NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ (2013) (Hrsg.): Die Libellen des Nationalparks Harz. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 11. 211 S.

Impressum

Nationalpark Harz, Lindenallee 35, 38855 Wernigerode

Tel. 0 39 43 / 55 02 - 0, Fax 0 39 43 / 55 02 - 37

[www.nationalpark-harz.de](http://www.nationalpark-harz.de)

Titelbild: Frank Raimer

2014

Nationale  
Naturlandschaften

