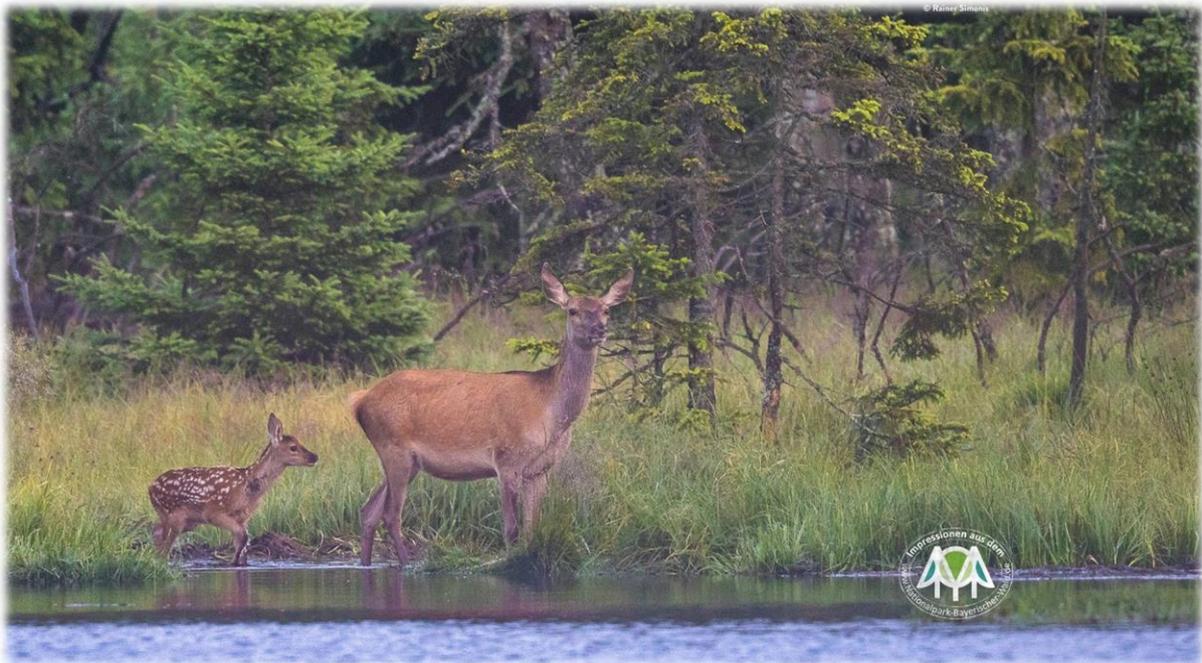


Huftier, Luchs und Wolf Populationsdaten in Europa

Zusammenfassung der vorkommenden Arten aus 5 Untersuchungsgebieten



Rainer Simonis – Nationalpark Bayerischer Wald

Inhalt

1. Einleitung.....	3
2. Regionen.....	5
2.1 Białowieża.....	5
2.1.1 Untersuchungsgebiet	5
2.1.2 Einfluss von Wolf und Luchs auf Huftiere	7
2.2 Bieszczady.....	14
2.2.1 Untersuchungsgebiet	14
2.2.2 Einfluss von Wolf und Luchs auf Huftiere	16
2.3 Hainich.....	21
2.3.1 Untersuchungsgebiet	21
2.3.2 Einfluss von Wolf und Luchs auf Huftiere	22
2.4 Schwarzwald.....	22
2.4.1 Untersuchungsgebiet	22
2.4.2 Einfluss von Wolf und Luchs auf Huftiere	24
2.5 Bayerischer Wald.....	25
2.5.1 Untersuchungsgebiet	25
2.5.2 Einfluss von Wolf und Luchs auf Huftiere	27
Literaturverzeichnis.....	31

1. Einleitung

Große Beutegreifer wurden schon seit Beginn der Menschheit am stärksten bejagt. Dadurch kam es zu einem dramatischen Rückgang ihrer Populationen mit dem Ergebnis, dass das ursprüngliche Verbreitungsgebiet z.B. der Wölfe (*Canis lupus*) um 33% geschrumpft ist (Ripple et al. 2014). Geringe Populationsdichten und Reproduktionsraten, kombiniert mit hohen Nahrungs- und Raumansprüchen, sind Charakteristika der großen Beutegreifer (Carbone et al. 1999; Cardillo et al. 2005)(Carbone et al. 1999). Daraus ergeben sich von Natur aus hohe Aussterbewahrscheinlichkeiten. Zusätzlich führt die karnivore Ernährungsweise, mit Fokus auf große Huftiere und Haustiere, zu erheblichen Konflikten mit Menschen. Im Zuge des Umdenkens in den letzten Jahrzehnten, wurden durch Expansion bestehender Populationen und gezielte Wiederansiedlungen, die Verbreitungsgebiete einiger Arten wieder vergrößert. In jüngerer Zeit wird der Schutz und die Wiederansiedlung von großen Beutegreifern auch als Maßnahme zum Schutz der Biodiversität (Ray 2005) und der Lösung des Wald-Wild-Konfliktes gesehen, denn sowohl theoretische als auch eine steigende Anzahl empirischer Studien zeigen, dass große Beutegreifer einen erheblichen Einfluss auf Artengemeinschaften und die biologische Vielfalt ausüben können (Estes et al. 2011; Ripple et al. 2014; Heurich 2015).

Ihr Einfluss auf das Ökosystem kann in letale und nicht-letale Effekte unterteilt werden. Ihr letaler Einfluss durch das Töten von Tieren kann sich limitierend oder regulierend auf deren Beutepopulationen auswirken. Limitierung ist die Absenkung der Populationsdichte unter die Lebensraumkapazität, Regulation ist das Steuern der Population hin auf eine bestimmte Dichte, beispielsweise nach einem Rückgang oder Anstieg der Population. Prädatoren üben zudem durch ihre bloße Anwesenheit sog. nicht-letale Effekte auf ihre Beutetiere aus. Diese ändern ihr Verhalten so, dass die Wahrscheinlichkeit, erbeutet zu werden, möglichst gering ist. Die Lebensraumnutzung der Beutetiere orientiert sich dann nicht mehr alleine am Vorkommen von Nahrung und intraspezifischer Konkurrenz, sondern vor allem am Prädationsrisiko, das in verschiedenen Habitaten unterschiedlich stark ausgeprägt sein kann. Man spricht diesbezüglich von einer Ökologie der Angst (ecology of fear; (Brown et al. 1999) und, auf die Landschaft übertragen, von einer „landscape of fear“, in der sich Gebiete mit hohem Prädationsrisiko und solche mit geringem abwechseln (Laundré et al. 2001). Dabei kann die Reaktion der Beutetiere auf verschiedenen Skalenebenen erfolgen. Diese Habitate können je nach Jagdtechnik des Prädators sehr unterschiedlich sein. Während Pirschjäger, wie der Luchs, Deckung zum Anschleichen benötigen, brauchen Hetzjäger, wie der Wolf, freie Flächen, um erfolgreich zu jagen. Als weitere Strategien können Beutetiere große Gruppen bilden, um Raubtiere früher zu erkennen oder abzuwehren (Belotti et al. 2014; Creel und Winnie 2005) oder mehr Zeit mit Sichern verbringen, um ihre Umgebung abzusuchen (Creel et al. 2014; Périquet et al. 2010). In Europa gibt es nur zwei große Beutegreifer, die sich vor allem von Huftieren ernähren, der Wolf (*Canis lupus*) und der

Eurasische Luchs (*Lynx lynx*). Der Braunbär (*Ursus arctos*) und Rotfuchs (*Vulpes vulpes*) spielen nur als Prädatoren von Jungtieren eine Rolle. Aufgrund ihrer einzelgängerischen Lebensweise und ihres geringen Gewichts jagen Luchse bevorzugt Rehe. Bei Rothirschen erbeuten Luchse vor allem Kälber und einjährige Weibchen, während sie Wildschweine meiden. Im Durchschnitt reißen Luchse etwa 50 Huftiere pro Jahr und können lokal einen sehr starken Einfluss auf ihre Beutetiere haben (Belotti et al. 2015; Molinari-Jobin et al. 2002; Okarma et al. 1997). Indirekte Einflüsse auf die Vegetation sind bei dem starken Prädationseinfluss des Luchses zwar wahrscheinlich, wurden aber bislang noch nicht schlüssig nachgewiesen (Heurich 2015).

Wölfe sind aufgrund ihrer weiten Verbreitung, dem Jagen in Rudeln und ihrer ganzjährigen Aktivität die bedeutendsten Jäger von Huftieren in der nördlichen Hemisphäre (Peterson et al. 2003). Sie sind in der Lage, alle in ihrem Verbreitungsgebiet wild vorkommenden Huftierarten zu erbeuten, vom Reh bis zum Wisent, und je nach Verfügbarkeit von Beutetieren kann sich ihr Nahrungsspektrum ändern. Allerdings bevorzugen sie Rothirsche, auch wenn andere Arten im gleichen Gebiet leben (Gazzola et al. 1999; Jędrzejewski et al. 2011; Jędrzejewski et al. 2000). Bei dieser Art erbeuten Wölfe vor allem Kälber und alte oder verletzte Tiere (WRIGHT et al. 2006). Beim Wildschwein ergibt sich ein nach Mittel- und Südeuropa differenziertes Bild. Während Wildschweine in Mitteleuropa eher als Beute gemieden werden, werden sie in Südeuropa bevorzugt (Jędrzejewski et al. 2000; Mattioli et al. 2004).

Grundsätzlich sind die Rückkehr und die aktive Wiederansiedlung von großen Beutegreifern ein wichtiger Ansatz zur Renaturierung von Ökosystemen, der z.B. dazu beitragen kann, die Resilienz von Waldökosystemen gegenüber dem Klimawandel zu erhöhen. Insbesondere in Großschutzgebieten sollte es das Ziel sein, die natürliche Artenausstattung an Prädatoren wiederherzustellen, um einen sinnvollen Prozessschutz zu gewährleisten (Günther und Heurich 2013; Heurich 2015).

Große Pflanzenfresser sind in vielen Gebieten Schlüsselarten, da sie die Struktur, Artenvielfalt und Funktionsweise der meisten terrestrischen Ökosysteme prägen (Kuiters et al. 1996; Gordon et al. 2004; Danell et al. 1994; Kuijper et al. 2009). In der Vergangenheit waren die Populationen großer Pflanzenfresser häufiger und vielfältiger (Stuart 1991; Barnosky 2008), hatten einen großen Einfluss auf die Vegetation und spielten, wie von einigen Forschern angenommen, eine wichtige Rolle bei der Erhaltung offener Landschaften (Svenning 2002). Durch den Verlust und die Fragmentierung von Lebensräumen, den Klimawandel und die Übernutzung wurden ihre Populationen reduziert oder ausgerottet. Daher müssen die überlebenden Populationen und jene die wieder ausgewildert wurden aktiv geschützt und gemanagt werden um ihr Überleben weiterhin zu garantieren und um Konflikte mit Menschen zu vermeiden (Kowalczyk et al. 2011).

Management Maßnahmen sind zum Beispiel Fütterungen zur Winterzeit, Wintergatter und Jagd. Eines der Hauptziele von winterlichen Fütterungen ist die Vermeidung von Umweltschäden, insbesondere

von Schäden an Nutz- und Urwäldern. Ohne zusätzliche Fütterungen kommen z.B. alle 80 Wisente aus dem Knyszyn Wald (beim Wald von Białowieża) um Heu zu fressen, das von den Landwirten hinterlassen wird, oder um Winterkulturen von Raps und Getreide zu fressen, die in den Gebieten rund um den Wald verfügbar sind (Kowalczyk et al. 2011). Im Zusammenhang mit der „landscape of fear“ gibt es auch die Theorie der „hunting for fear“ (Cromsigt et al. 2013) als Managementmaßnahme. Diese geht davon aus, dass Beute weniger auf ein kontinuierlich hohes Risiko reagieren könnte, als auf ein hohes, aber weniger häufiges Risiko. Sprich, Verhaltensreaktionen treten dann auf, wenn das Risiko räumlich vorhersehbar, aber zeitlich unvorhersehbar ist und das Ausmaß des Risikos zeitlich und räumlich variiert. Oft ist die zeitliche Vorhersehbarkeit hoch, aufgrund von beginnenden und enden Jagdsaisons im Jahresrhythmus und festen Jagdzeiten unterhalb der Woche, an Wochenenden und während der Dämmerung. Die gewünschten Managementeffekte beschränken sich meist dann auch nur auf diese Zeiträume. Zudem sollte ein hohes Jagdaufkommen auf die Jahreszeit ausgerichtet sein, in denen Ernten reif und anfällig für Schäden sind und nicht auf Jahreszeiten, wo das Verhalten von Huftieren geprägt ist durch Nahrungsknappheit (Cromsigt et al. 2013).

2. Regionen

2.1 Białowieża

2.1.1 Untersuchungsgebiet

Der Wald von Białowieża, der sich in den europäischen Ebenen befindet, repräsentiert das Biom der gemäßigten Laub- und Mischwälder. Das Waldgebiet erstreckt sich über fast 1500 km² über Polen und Weißrussland. Etwa ein Drittel dieser Fläche sind alte, natürliche Vorkommen. Der Wald von Białowieża ist nicht nur dünn besiedelt (2-3 Personen / km²), sondern ist auch räumlich in andere Wälder im Osten, Norden und Süden integriert (Jędrzejewska und Jędrzejewski 1998). Ein Mosaik von Waldtypen wird von Laubbäumen dominiert, die sich aus Stieleiche (*Quercus robur L.*), Winterlinde (*Tilia cordata Mill.*) und gemeiner Hainbuche (*Carpinus betulus L.*) zusammensetzen (Churski et al. 2017).

Die polnische Seite des Waldes von Białowieża besteht erstens aus dem Nationalpark Białowieża mit 105 km² (bis 1996 ca. 47 km²), welche seit 1921 unter Naturschutz stehen und Jagd, Forstwirtschaft und motorisierter Verkehr im streng geschützten Bereich nicht erlaubt, und der Zugang der Öffentlichkeit eingeschränkt ist. Und zweitens einem Forst mit 480 km², in dem Jagd (hauptsächlich entlang von Straßen und von Jagdtürmen), Abholzung und Aufforstung stattfinden. 1945 wurde der Wald von Białowieża durch die neue Polnisch-Sowjetische-Staatsgrenze in zwei Teile geteilt, welche auch unterschiedlichen Verwaltungsregeln unterliegen. Auf polnischer Seite wird er von der

staatlichen Forstverwaltung geführt und der Urwald zählt seit 1979 zum UNESCO Weltnaturerbe. 1981 wurde an der Grenze entlang ein 2,5 m hoher Drahtzaun errichtet, welcher heute jedoch große Löcher aufweist und somit keine Bewegungsbarriere für Huftiere mehr darstellte. Im Juli 1996 wurde der Nationalpark Białowieża von 100 km² auf 105 km² erweitert. Der erweiterte Teil des Nationalparks (siehe Abbildung 1 „*Active nature protection zone*“) ist für die Öffentlichkeit zugänglich, jedoch ist der Zugang für Fahrzeuge eingeschränkt und forstwirtschaftliche Eingriffe beschränken sich auf das Fällen von kranken Bäumen und das Absperren von Regenerationsflächen. Die Jagd ist im gesamten Nationalpark (siehe Abbildung 1 „*Strictly protected area*“) und der Erweiterungszone nicht erlaubt. Ebenso darf der Nationalpark nur mit Begleitung und nur in bestimmten Gebieten von Besuchern betreten werden. Lediglich Rangern und Forschern ist es gestattet den Wald zu betreten. In den „*Reserves*“ ist jagen ebenfalls nicht gestattet, jedoch darf in den als „*Polish state forest*“ markierten Bereichen gejagt werden (siehe Abbildung 1). Die weißrussische Seite mit einer Fläche von 875 km² ist seit 1991 National Park und in ähnliche Schutzzonen unterteilt. Es werden nur sehr selektiv Bäume entnommen (tote und sterbende Bäume) und er ist ebenfalls UNESCO Weltnaturerbe (Jędrzejewska und Jędrzejewski 1998; Theuerkauf und Rouys 2008; Białowieski Park Narodowy 2007).

Ein Wildtiermanagement innerhalb des Nationalparks findet nicht statt. Neben dem Jagdverbot wird ebenfalls auf Fütterungsstellen und Wintergatter verzichtet. Auch erfolgen im Nationalpark in Bezug auf die Afrikanische Schweinepest keine Maßnahmen.

Um den Wald zu schützen und Konflikte mit Förstern und Landwirten zu vermeiden, wird im gesamten Wald von Białowieża (ausgenommen dem Nationalpark) allein an Wisente jeden Winter bis zu 400 Tonnen Ergänzungsfutter zur Verfügung gestellt, was die Verluste durch natürliches Gras von Wisenten deutlich übersteigen kann (Kowalczyk et al. 2011).

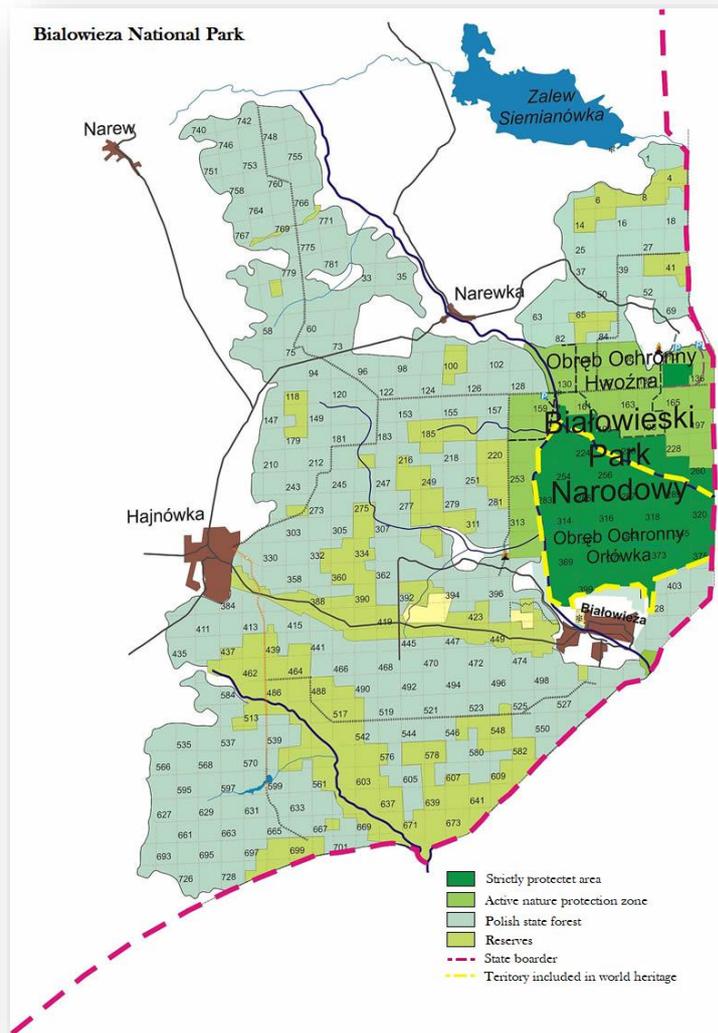


Abbildung 1 Wald von Białowieża (polnische Seite) verändert nach Buraczyński 2007

2.1.2 Einfluss von Wolf und Luchs auf Huftiere

Zwischen 1991 und 1996 hat sowohl die Wolfsdichte, als auch die Luchsdichte im Nationalpark von Białowieża stetig abgenommen (siehe Tabelle 1). Jährlich werden durchschnittlich 3,47 Huftiere pro km² durch den Wolf und den Luchs erlegt. Von der Gesamtzahl der getöteten Huftiere hat der Luchs einen Anteil von 63% und der Wolf 37%. Da die erlegten Tiere des Luchses jedoch durchschnittlich nur halb so groß sind wie des Wolfes, hat der Luchs einen effektiven Biomasseanteil an erlegten Huftieren von 46% und der Wolf von 54%.

Population von Wolf und Luchs (<i>Canis lupus</i> und <i>Lynx lynx</i>)	1991 /92	1992 /93	1993 /94	1995 /96	Durchschnitt
Wolf					
Wolfsdichte (<i>n</i> /100 km ²)	3,3	2,1	2,1	2,3	2,45
Anzahl an Wolfsrudeln (<i>n</i> /100 km ²)	0,58	0,43	0,43	0,43	0,47
Luchs					
Luchsdichte (<i>n</i> /100 km ²)	5,1	4,9	5,2	3,0	4,44

Tabelle 1 Populationsdichten von Wolf und Luchs von 1991 bis 1996 verändert nach Jędrzejewska und Jędrzejewski 1998

Aktuellere Populationsdichten, jedoch für den gesamten polnischen Wald von Białowieża, liegen beim Wolf durchschnittlichen bei etwa 1-5/100 km² und beim Luchs durchschnittlich bei 1-3/100 km² (Schmidt et al. 2008).

Rotwild (<i>Cervus elaphus</i>)	1991 /92	1992 /93	1993 /94	1995 /96	Durchschnitt
Population					
Populationsdichte im März (<i>n</i> /100 km ²)	607	416	359	463	461
weibliche adulte Tiere	46%	44%	48%	47%	46%
Jungtiere pro adulte Hirschkuh	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9
Jungtier geboren im Frühjahr (<i>n</i> /100 km ²)	251	165	155	196	192
Populationsdichte im Mai/Juni (<i>n</i> /100 km ²)	858	581	514		
Wolf					
Gesamtjahresprädation (<i>n</i> /100 km ²)	105	78	57	62	76
Prädation auf den Frühjahrs-/Sommerbestand	12%	13%	11%	9%	11%
Prädationseinfluss auf den natürlichen Zuwachs	42%	47%	37%	32%	39,5%
Luchs					
Gesamtjahresprädation (<i>n</i> /100 km ²)	65	70	66	42	61
Prädation auf den Frühjahrs-/Sommerbestand	8%	12%	13%	6%	10%
Prädationseinfluss auf den natürlichen Zuwachs	26%	42%	43%	21%	33%
anthropogene Bejagung					
Jahresjagdertrag (<i>n</i> /100 km ²)	133	131	131	140	134
Jagd auf den Frühjahrs-/Sommerbestand	16%	23%	25%	21%	21%
Jagdeinfluss auf den natürlichen Zuwachs	53%	79%	85%	71%	72%

Tabelle 2 Population von- und Prädation auf Rotwild von 1991 bis 1996 verändert nach Jędrzejewska und Jędrzejewski 1998

Reh (<i>Capreolus capreolus</i>)	1991 /92	1992 /93	1993 /94	1995 /96	Durchschnitt
Population					
Populationsdichte im März (<i>n</i> /100 km ²)	492	425	288	324	382
weibliche adulte Tiere	46%	45%	51%	41%	46%
Jungtiere pro adulte Rehkuh	1,45	1,45	1,45	1,45	1,45
Jungtier geboren im Frühjahr (<i>n</i> /100 km ²)	328	277	213	193	253
Populationsdichte im Mai/Juni (<i>n</i> /100 km ²)	820	702	501	517	635
Wolf					
Gesamtjahresprädation (<i>n</i> /100 km ²)	25	21	21	19	22
Prädation auf den Frühjahrs-/Sommerbestand	3%	3%	4%	4%	3,5%
Prädationseinfluss auf den natürlichen Zuwachs	8%	8%	10%	10%	9%
Luchs					
Gesamtjahresprädation (<i>n</i> /100 km ²)	169	169	181	110	157
Prädation auf den Frühjahrs-/Sommerbestand	21%	24%	36%	21%	26%
Prädationseinfluss auf den natürlichen Zuwachs	52%	61%	85%	57%	64%

anthropogene Bejagung					
Jahresjagdertrag ($n/100 \text{ km}^2$)	85	114	102	86	97
Jagd auf den Frühjahrs-/Sommerbestand	10%	16%	20%	17%	16%
Jagdeinfluss auf den natürlichen Zuwachs	26%	41%	48%	45%	40%

Tabelle 3 Population von- und Prädation auf Rehe von 1991 bis 1996 verändert nach Jędrzejewska und Jędrzejewski 1998

In der Fallstudie zum Wald von Białowieża kamen Jędrzejewska und Jędrzejewski (1998) zu folgenden Ergebnissen: Für Rehe und Rothirsche sind Raubtiere weitaus wichtiger als für Elche, Wisente und Wildschweine. Zweitens sind Rehe hauptsächlich Opfer von Luchsvorfällen, während Rothirsche unter dem kombinierten Druck von Wolf und Luchs leiden, wobei der Wolf ein wichtigerer Feind des Rotwildes ist. Drittens haben Prädation und Jagd durch den Menschen additive Auswirkungen auf Huftierpopulationen (siehe Tabelle 2 und Tabelle 3).

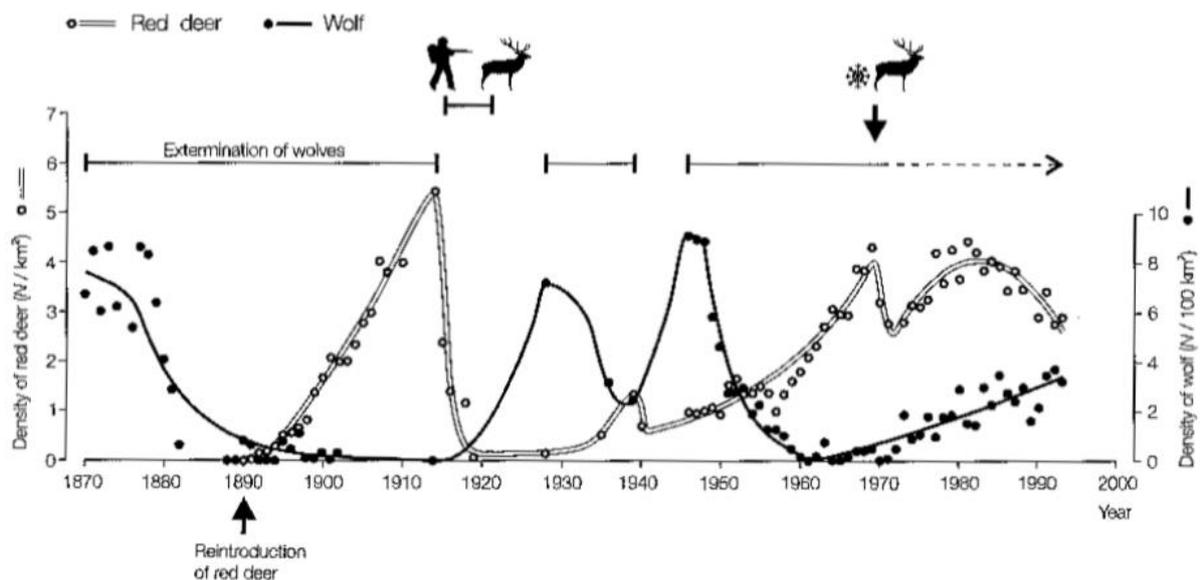


Abbildung 2 Populationszeitreihe von Rotwild und Wolf von 1870 bis 1993 von Jędrzejewska und Jędrzejewski 1998

Während des starken Rückgangs der Hirschzahlen in den Jahren 1991 - 1996 blieb die Wolfsdichte relativ stabil und die des Luchses nahm aufgrund des deutlich geringeren Fortpflanzungserfolgs des Luchs um 40% ab (Jędrzejewska und Jędrzejewski 1998). In Abbildung 3 sind Populationsdaten von Wolf und Rotwild über die Jahre 1870 bis 1993 dargestellt. Zu erkennen ist, dass sich die Wachstums- und Schrumpfungsprozesse der beiden Arten ab 1890 jeweils abwechseln. Die rasante Minimierung des Rotwilds zwischen 1915-1921 wurde durch anthropogene Bejagung zu Kriegszeiten verursacht. Zwischen 1920 und 1950 wo es eine hohe Population an Wölfen gab, blieben die Rotwildbestände gering. 1946 begann sich dann das Verhältnis umzukehren. Seit 1980 ist, durch die Schutzmaßnahmen für den Wolf sowohl auf der polnischen, als auch auf der weißrussischen Seite, eine erneute Umkehr der Populationen zu beobachten.

Die Rotwild- und Wolfsdichte scheint negativ korreliert zu sein, wobei die Veränderungen der Wolfszahlen 13% der Gesamtvariation der Rotwildzahlen erklären. Die Rotwildpopulation nimmt ab, wenn die Dichte von Wölfen und Luchsen 8 Individuen / 100 km² übersteigt. In der Tat verursachten noch geringere Dichten von Räubern zusammen mit additiven Effekten anderer Faktoren der Mortalität oft einen Rückgang der Rotwildpopulation (Jędrzejewska und Jędrzejewski 1998).

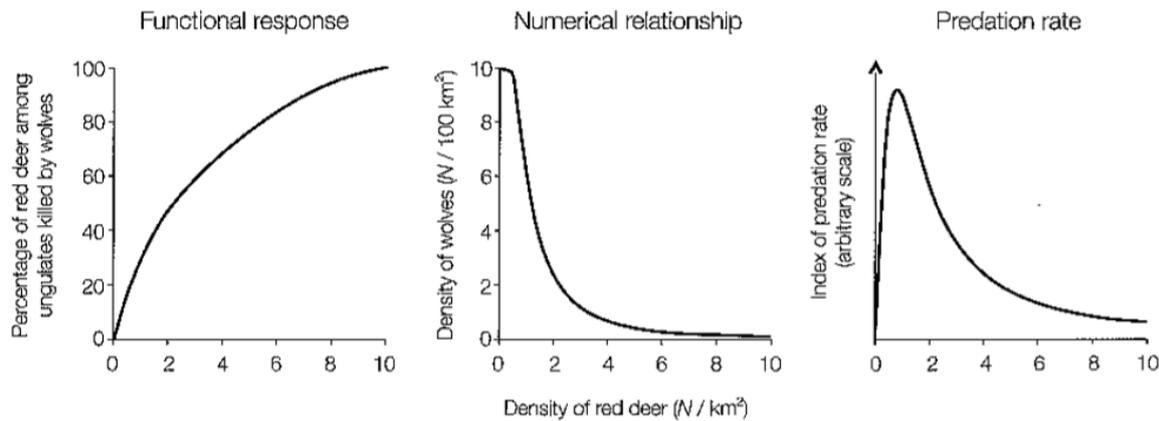


Abbildung 3 von Jędrzejewska und Jędrzejewski 1998

In Abbildung 3 wird der Zusammenhang zwischen der Wolfs- und Rotwilddichte und dem Prädationsdruck von Wölfen auf Rotwild dargestellt. Im ersten Diagramm (*Functional response*) ist ersichtlich, dass mit steigender Rotwilddichte auch der prozentuale Anteil der von Wölfen gerissenen Hirsche steigt (bei 10 Individuen/km² bestünden Wolfsrisse zu 100% aus Rotwild). Im zweiten Diagramm (*Numerical relation* – Datengrundlage aus den Jahren 1897-1993) ist die Rotwilddichte in Anhängigkeit von der Wolfsdichte dargestellt. Diese sind negativ zueinander, sprich je mehr Wölfe es gibt, desto geringer die Rotwilddichte. Im dritten Diagramm (*Predation rate* - dem Produkt aus *Functional response* und *Numerical relationship*) wird deutlich, dass die Prädationsrate von Rotwild am höchsten ist, wenn die durchschnittliche Dichte 1 Individuum/km² beträgt. Zweitens, wenn die Rotwilddichten niedriger sind, nimmt die prozentuale Prädation durch Wölfe schnell ab, so dass die Raubtiere nicht die Ausrottung ihrer Beute verursachen. Bei Rotwilddichten von mehr als 1 Individuum/km² nimmt die Bejagung durch den Wolf wieder ab, aber in diesem Fall aufgrund der Kontrolle der Wölfe durch den Menschen. Allgemein können Wölfe, wenn Rotwildzahlen knapp sind, sie jahrelang niedrig halten (Jędrzejewska und Jędrzejewski 1998).

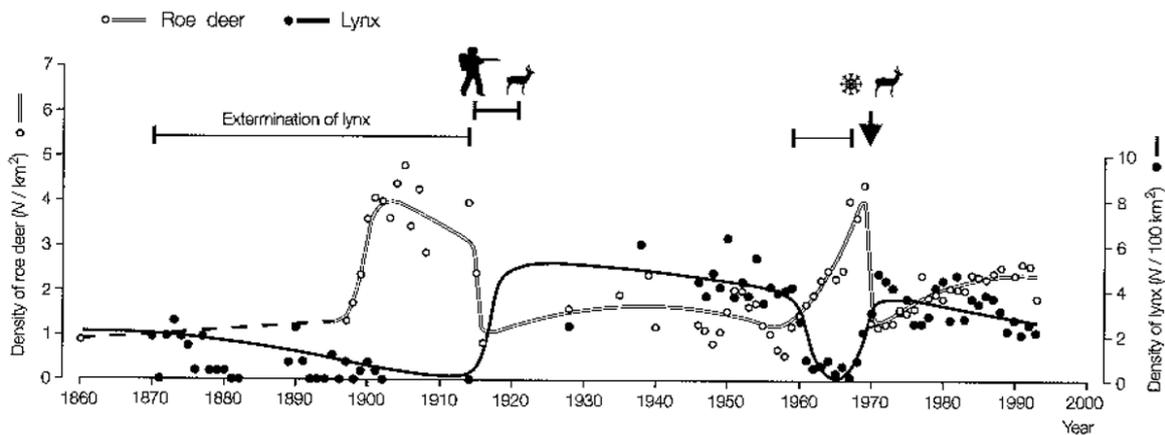


Abbildung 4 Populationszeitreihe von Rehwild und Luchs von 1860 bis 1993 von Jędrzejewska und Jędrzejewski 1998

In Abbildung 4 ist die Populationsdynamik von Rehen in den letzten 130 Jahren zusammen mit der ihres Hauptprädatoren Luchs dargestellt. Die Rehwildzahlen waren während dieser ganzen Periode überwiegend stabil, obwohl sie zwei Einbrüche durchmachten, die beide mit der Ausrottung des Luchses zusammenfielen. Der rasche Rückgang der Rehwildzahlen ab 1915 und 1969/1970 wurde jedoch nicht durch Änderungen der Prädationsrate ausgelöst, sondern durch die menschliche Ausbeutung bzw. einen harten Winter. Interessanterweise fielen beide Rückgänge mit der Erholung der Luchspopulation zusammen, welche unter dessen weniger verfolgt wurden. Die Populationsdichten von Rehen und Luchsen erscheinen negativ korreliert, wobei die Veränderungen der Luchszahlen 37% der Gesamtvariation der Rehwildzahlen erklären. Ebenso wird die Populationszunahme von Rehen durch die Luchsdichte signifikant beeinflusst. Bei einer Luchsdichte von mehr als 4,4 Individuen / 100 km² nimmt die Rehpopulation ab.

In Abbildung 5 wird die Reaktionen des Luchses in Abhängigkeit der Rehwildldichte dargestellt. Luchse sind beharrliche Jäger von Rehen und wechseln nur dann zu anderen Beutetieren, wenn die Rehwildldichten sehr niedrig sind (<0,5 Individuen / km²). Im Białowieża-Wald können Luchse noch auf zwei weitere Beutetiere zurückgreifen (Rotwild und Feldhasen), so dass ihre Anzahl nicht entscheidend von der Rehldichte abhängig ist. Tatsächlich waren die meisten Luchse da, als die Rehldichte sehr gering war (siehe Abbildung 4 zwischen 1920 und 1960). Im ersten Diagramm wird wieder die prozentuale Luchsprädation in Abhängigkeit zur Rehwildldichte dargestellt. Mit steigender Rehwildldichte steigt auch der prozentuale Anteil Luchsrisse (bei einer Rehwildldichte von 10/km² bestünden Luchsrisse zu fast 90% aus Rehwild). Ähnlich wie bei den Wölfen ist auch die *Numerical relationship* (zweites Diagramm – Datengrundlage aus den Jahren 1896-1993) negativ korreliert. Mit steigender Luchsdichte, nimmt die Rehwildldichte ab. Folglich war im dritten Diagramm die Prädationsrate (*Predation rate* - berechnet als ein Produkt der *Functional response* und der *Numerical relationship*) am größten bei sehr niedrigen und mäßigen Abundanzen von Rehwild (0,5-1,5 Individuen / km²) und

sank schnell mit zunehmender Abundanz von Rehen. Es ist jedoch wichtig darauf hinzuweisen, dass in dieser Reihe von Daten, niedrige Jagdraten bei hohen Dichten von Rehen nicht zuletzt wegen anthropogener Eingriffe in die Luchspopulation zu erklären ist. Wenn jedoch die Rehwilddichte sehr niedrig ist, nimmt die prozentuale Prädation durch Luchse, ähnlich wie bei dem Wolf auf Rotwild, stark ab (*Predation rate* - kleiner als $0,5/\text{km}^2$) (Jędrzejewska und Jędrzejewski 1998).

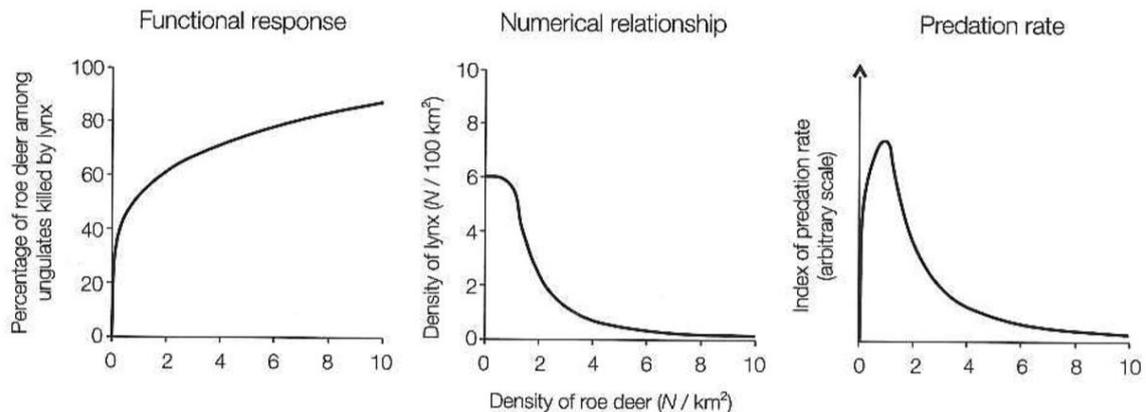


Abbildung 5 von (Jędrzejewska und Jędrzejewski 1998)

Huftiere im polnischen Wald von Białowieża umfassen Rotwild, Rehwild, Wisente, Wildschweine und Elche. Zwischen den Jahren 1984-1995 wurden folgende Anteile der natürlichen Todesursachen festgestellt (siehe Tabelle 2, Tabelle 3, Tabelle 4, Tabelle 5 und Tabelle 6):

Todesursache	Wisent	Elch	Rotwild	Rehwild	Wildschwein
<i>Wolf</i>	-	24%	46%	10%	19%
<i>Luchs</i>	-	-	35%	74%	1%
<i>freilaufende Hunde</i>	-	-	1%	2%	7%
<i>Verhungert/Krankheit</i>	100%	77%	18%	14%	73%

Tabelle 4 natürliche Todesursachen von Schalenwild im Białowieża verändert nach (Jędrzejewska und Jędrzejewski 1998)

Wildschwein (<i>Sus scrofa</i>)	1991 /92	1992 /93	1993 /94	1995 /96	Durchschnitt
Population					
Populationsdichte im März ($n/100\text{km}^2$)	458	209	308	225	300
weibliche adulte Tiere	15%	16%	16%	16%	16%
Jungtiere pro adulte Sau	3,2	5,9	5,9	5,9	5,2
Jungtier geboren im Frühjahr ($n/100\text{km}^2$)	220	197	291	212	230
Populationsdichte im Mai/Juni ($n/100\text{km}^2$)	678	406	599	437	530
Wolf					
Gesamtjahresprädation ($n/100\text{ km}^2$)	28	19	38	36	30
Prädation auf den Frühjahrs-/Sommerbestand	4%	5%	6%	8%	6%
Prädationseinfluss auf den natürlichen Zuwachs	13%	10%	13%	17%	13%
anthropogene Bejagung					
Jahresjagdertrag ($n/100\text{ km}^2$)	142	90	45	77	81
Jagd auf den Frühjahrs-/Sommerbestand	21%	22%	8%	18%	17%

Jagdeinfluss auf den natürlichen Zuwachs | 65% 46% 15% 36% 40%

Tabelle 5 Populationszahlen von - und Prädation auf Wildschweine von 1991 bis 1996 verändert nach (Jędrzejewska und Jędrzejewski 1998)

Elch (<i>Alces alces</i>)	1991 /92	1992 /93	1993 /94	1995 /96	Durchschnitt
Population					
Populationsdichte im März (<i>n</i> /100km ²)	37	12	14	2,5	16
weibliche adulte Tiere	42%	39%	50%	44%	44%
Jungtiere pro adulte Elchkuh	1	1	1	1	1
Jungtier geboren im Frühjahr (<i>n</i> /100km ²)	15	5	7	1	7
Populationsdichte im Mai/Juni (<i>n</i> /100km ²)	52	17	21	3,5	23
Wolf					
Gesamtjahresprädation (<i>n</i> /100 km ²)	2	0	1	1	1
Prädation auf den Frühjahrs-/Sommerbestand	4%	0%	5%	29%	10%
Prädationseinfluss auf den natürlichen Zuwachs	13%	0%	14%	100%	32%
anthropogene Bejagung					
Jahresjagdertrag (<i>n</i> /100 km ²)	7	4,5	5,5	1	4,5
Jagd auf den Frühjahrs-/Sommerbestand	13%	26%	26%	29%	24%
Jagdeinfluss auf den natürlichen Zuwachs	47%	90%	79%	100%	79%

Tabelle 6 Populationszahlen von - und Prädation auf Elche von 1991 bis 1996 verändert nach (Jędrzejewska und Jędrzejewski 1998)

Ursprünglich waren Wisente in ganz Europa verbreitet, jedoch wurden sie im 19 Jhd. bis auf ein Refugium im Białowieża Urwald zurückgedrängt. Während des ersten Weltkriegs wurde die Population dann komplett ausgerottet. In den 1920er Jahren begann dann die Wiederansiedlung mit Tieren aus Gefangenschaft in einer Zuchteinrichtung. Eine Herde von 16 Tieren überlebte davon den zweiten Weltkrieg. Seit 1952 sind die Tiere an das Leben in freier Wildbahn angepasst (Winnicki und Zemanek 2009). Eine Zeitreihe der Gesamtpopulation vom Wald von Białowieża zeigt Tabelle 7 (Daten aus IUCN Bericht 2004, (Pucek et al. 2004)).

Wisent <i>Bison bonasus</i>	Populationsgröße					Verbreitungsgebiet in km ²
	Ursprünglich	1970	1980	1990	2000	
Białowieża (gesamt)	28	197	242	272	306	400

Tabelle 7 Wisentpopulation im Wald von Białowieża zwischen 1970 und 2000 verändert nach (Pucek et al. 2004)

Zahlen zu aktuellen Wildbeständen gibt es vom polnischen Forstministerium. Ohne Angaben der Erhebungsmethode müssen diese jedoch unter Vorbehalt betrachtet werden. Manipulationen den Daten sind nicht auszuschließen, Angaben aus Studien konnten nicht gefunden werden. Lediglich vereinzelt Angaben zu der Gesamtpopulation des Waldes von Białowieża. So z.B. von (Kowalczyk et al. 2011), wo folgende unveröffentlichte Huftierpopulationsdichten angegeben sind: Wisent 0,7/km², Rotwild 6,0/km², Wildschwein 5,4/km², Rehwild 2,0/km² und Elche 0,08/km².

Die Rothirschdichte im verwalteten Teil des Waldes von Białowieża betrug 4,7/km², geschätzt auf der Grundlage von Zählungen im Jahr 2011. Bei Wildschweinen lag die geschätzte Dichte bei 3,2/km², gefolgt von Rehwild mit 0,8/km². Die beiden größten Arten, Wisent und Elch, traten in den niedrigsten Dichten mit weniger als 1/km² auf (Churski et al. 2017).

Nationalpark Białowieża Wildpopulation	2012	2013	2014	2015	2016
<i>Rotwild</i>	187	325	115	389	682
<i>Rehwild</i>	18	28	55	45	16
<i>Wildschwein</i>	222	278	380	58	-
<i>Elch</i>	2	2	3	12	16

Tabelle 8 Wildpopulationsdaten im Białowieża Nationalpark von 2012 – 2016 (CSO Agriculture Departement)

Obwohl im Nationalpark Jagdverbot herrscht, gibt es dennoch Aufzeichnungen vom Zentralen Statistischen Amt in Polen über geschossene oder tot gefundene Tiere (CSO Agriculture Departement) (siehe Tabelle 9).

Regulierung der Wildpopulation im BNP	2012		2013		2014		2015		2016	
										
<i>Rotwild</i>	-	-	-	-	-	1	2	-	-	2
<i>Rehwild</i>	-	-	-	9	-	-	3	-	-	-
<i>Wildschwein</i>	-	-	-	2	18	2	-	-	-	1
<i>Elch</i>	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-

Tabelle 9 Regulierung der Wildpopulation im Nationalpark Białowieża von 2012 – 2016, unterteilt in Geschossen  und tot gefunden  (CSO Agriculture Departement)

2.2 Bieszczady

2.2.1 Untersuchungsgebiet

Das Bieszczady-Gebirge liegt im Südosten Polens. Es ist der einzige Teil der Ostkarpaten innerhalb der Grenzen Polens und zugleich der westlichste Teil der Ostkarpaten (Winnicki und Zemanek 2009). Die Ereignisse nach dem Zweiten Weltkrieg führten zur Deportation der Bieszczady-Bevölkerung und zur Zerstörung der Dörfer.

Der Nationalpark Bieszczady wurde 1973 eröffnet, damals noch mit einer Fläche von 56 km². Heute umfasst der Nationalpark 292 km². Die Kern- und Bufferzonen befinden sich beide innerhalb des Nationalparks (siehe Abbildung 6). Davon sind 70% der Fläche sind für Besucher nicht zugänglich. Die umliegenden Übergangszonen werden separat verwaltet. Seit 1993 gehört der Nationalpark zum UNESCO-Biosphärenreservat (Hertel 2016). Waldökosysteme machen rund 250 km² aus, während „połonina“ (subalpine Wiesen) etwa 182 km² einnehmen (Polskie Parki Narodowe). Während des letzten halben Jahrhunderts wurde ein Prozess der Renaturierung von "połonina" Ökosystemen und

der Rückführung von Waldbeständen in ihren natürlichen Zustand umgesetzt. An zahlreichen Standorten ist bereits eine sekundäre Sukzession vorzufinden. In den Niederungen des Nationalparks sind u.a. naturnahe Landschaften wie Ackerland der ehemaligen Dörfer und Weiden in der subalpinen Zone und hochwachsende Kräutergemeinschaften, welche auf das plötzliche Verlassen der Bevölkerung Ende des zweiten Weltkriegs zurückzuführen sind, zu finden (Winnicki und Zemanek 2009). Insgesamt sind 84% des Nationalparks bewaldet. Neben 80% Buchen (Gebirgsbuchenwälder) sind vor allem noch Tannen und Bergahorn weit verbreitet (Niewiadomski 1996). Der am häufigsten vorkommende Wald(unter)verband im Nationalpark ist von der Karpatenbuche *Dentario glandulosae-Fagetum* (Winnicki und Zemanek 2009).

Bis 2017 haben innerhalb der Grenzen des Nationalparks keine Wildtiermanagementmaßnahmen stattgefunden. Einzig fand in den Tälern eine jährliche Herbstmaht statt. Darüber hinaus gab es jedoch keine weiteren Fütterungen, Jagd oder Wintergatter. 2017 gab es dann wegen der ASF (*African Swine Fever*) Entnahmen von Wildschweinen. Um die Verbreitung bzw. die Ausbruchsgefahr zu reduzieren (aktuell noch kein Fall im Bieszczady Nationalpark bekannt) wurden 50 Wildschweine im Nationalpark geschossen. Generell erfahren die vorhandenen Wildtierpopulationen jedoch einen gewissen Managementeinfluss, da in den umliegenden Jagdbezirken gefüttert und geschossen wird.

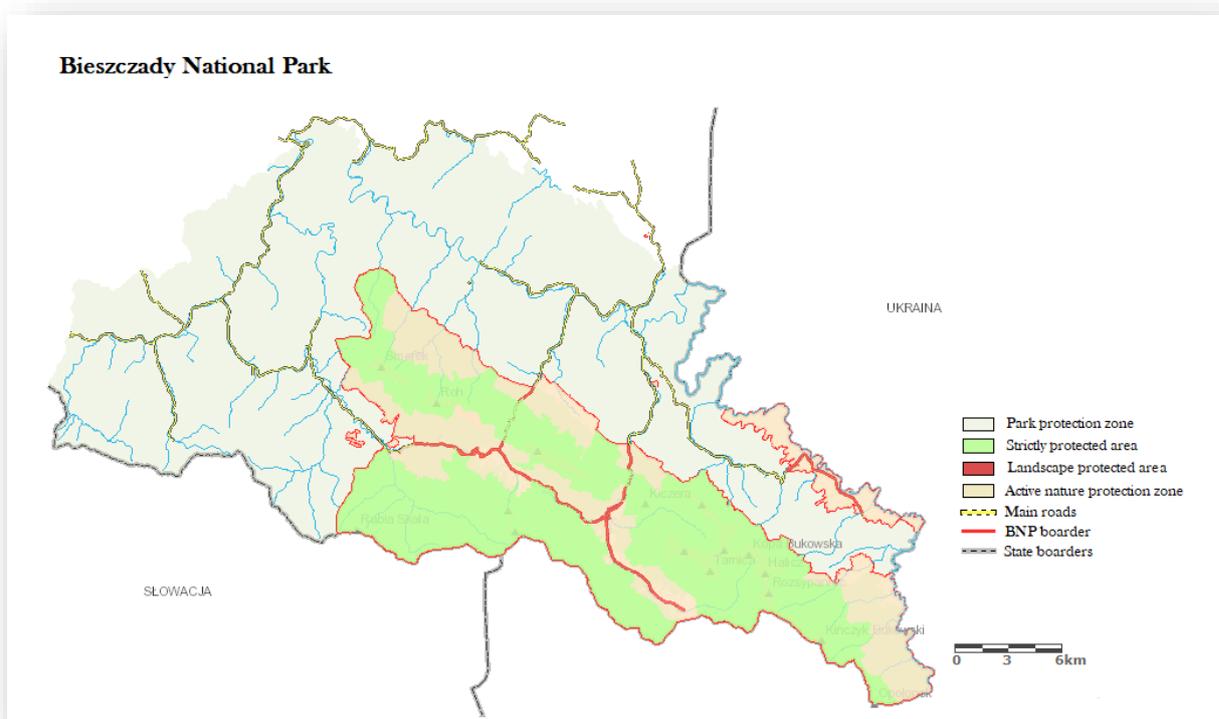


Abbildung 6 Bieszczady Nationalpark verändert nach (Bieszczadzki Park Narodowy 2014)

2.2.2 Einfluss von Wolf und Luchs auf Huftiere

Die Art der "Züchtung" des Rotwilds, die in den 1970er Jahren durchgeführt wurde und welche die natürliche Nahrungsergänzung in Kombination mit der Eliminierung von Räubern (Wolf und Luchs) vorsah, führte zu einem übermäßigen Anstieg der Rotwildpopulation. Die Hirsche verursachte einen erheblichen Schaden an der natürlich nachwachsenden Baumverjüngung im Wald. Nach 1991 bis 1995 wurde in der Forstgemeinde in Bieszczady eine Reduzierung der Rotwildbestände durchgeführt, um die regenerierten Wälder und Forstplantagen vor übermäßigen Verbisschäden zu schützen. Die Intensität der Jagd in den Park umgebenden Waldbezirken war jedoch zu hoch, was sich auf die Rotwildpopulation im Park selbst auswirkte, da sie Teil derselben Bieszczady-Population ist. Im Winter wandern die meisten Rothirsche aus höheren Lagen in die Überwinterungsgebiete, die nordwestlich des Nationalparks liegen. Diese befinden sich außerhalb der Schutzzone, wodurch Rotwild bejagt wurde. Mittlerweile geht man davon aus, dass der Rotwildbestand zu intensiv reduziert wurde (Winnicki und Zemanek 2009).

Zwischen 1994 und 1996 wurden erfolgreich Wolfsrudel im Park und seiner Pufferzone identifiziert. Fünf Rudel mit insgesamt ca. 65 Wölfen wurden gefunden. Jedoch durch die drastische Reduzierung des Rotwilds, wurde das Gebiet nur noch jedes Jahr von 3 bis 5 Wolfsrudeln (10-33 Individuen) besetzt. Bis 1998 wurden Wölfe außerhalb des Nationalparks gejagt, mit einer Schonzeit vom 1. April bis 31. Juli. Seit April 1998 sind Wölfe im gesamten Gebiet vollständig geschützt, wobei sie dennoch häufig Opfer von Wilderei sind (Winnicki und Zemanek 2009; Śmietana 2005).

Untersuchungen von (Śmietana 2005) zum Prädationsverhalten von Wölfen zeigten, dass von Oktober bis Mai der Gesamtanteil der gerissenen Rotwildjungtiere (24%) höher war als der Rotwildjungtieranteil der lebenden Population (17%). Sprich, von Oktober bis Dezember (34% zu 20%) und von Januar bis Februar (23% zu 17%) bevorzugten Wölfe Jungtiere gegenüber adulten Tieren zu reißen (der Unterschied war nur für die Stichprobe Oktober-Dezember signifikant) (siehe Tabelle 10 und Tabelle 11).

Rotwild (<i>Cervus elaphus</i>) Zeitraum	Wolf Prädation		Rotwild Population	
	Gesamt- prädation	Anteil an Jungtieren (%)	Gesamt- population	Anteil an Jungtieren (%)
Jungtiere und Adulte				
Oktober-Dezember	98	34%	608	20%
Januar-Februar	124	23%	551	17%
März-Mai	70	10%	830	15%
Jungtiere und Hirschkühe				
Oktober-Dezember	67	49%	466	27%
Januar-Februar	53	55%	389	23%
März-Mai	28	25%	583	21%

Tabelle 10 Durchschnittliche Tötungen durch den Wolf im Vergleich zur lebenden Rotwildpopulation des Bieszczady zwischen 1991 und 2002 - verändert nach (Śmietana 2005)

Rotwild (<i>Cervus elaphus</i>) Zeitraum	Anzahl der adulten Tiere beider Geschlechter	Anteil an Hirschböcken	Anteil an Hirschkühen
Wolfstötungen			
Juni-September	32	47%	53%
Oktober-December	65	48%	52%
Januar-Februar	95	75%	25%
März-Mai	63	67%	33%
Rotwildpopulation			
Januar-Dezember	3319	37%	63%

Tabelle 11 Wolfsprädatation im Vergleich zur lebenden Rotwildpopulation des Bieszczady zwischen 1991 und 2002 – verändert nach (Śmietana 2005)

Während eines Wolfmonitorings zwischen den Jahren 1991 und 1995 wurde im frühen Winter (November-Dezember) eine Wolfspopulationsdichte von 5,1/100 km² und 3,3/100 km² im späten Winter ermittelt (März-April). Insgesamt wurden 5 Wolfsrudel beobachtet mit einer durchschnittlichen Reviergröße von 85 km² mit einer Überschneidung untereinander von 3%. Insgesamt variierte die Wolfspopulation zwischen 23 und 33 Individuen im frühen Winter und zwischen 16 und 23 im späten Winter. Die Anzahl der einzelnen Tiere pro Rudel lag im frühen Winter bei durchschnittlich 5,6 Tieren und im späten Winter bei 3,9 (siehe Tabelle 12) (Śmietana und Wajda 1997). Der Überwinterungsrückgang lag zwischen 21% und 39% (durchschnittlich 29%) und entsprach der Anzahl der Wölfe, die in den an den Bieszczady Nationalpark angrenzenden Jagdgebieten getötet wurden, sowie der Anzahl der Wölfe, die sonst in der Gegend tot aufgefunden wurden. Zwischen April und November stiegen die Populationszahlen im Durchschnitt um 37% an. Die Wolfszahlen erholten sich vollständig nach einem Überwinterungsrückgang von 21% und 27%, erholten sich jedoch nicht vollständig nach einem Populationsrückgang von 39% (siehe Tabelle 13). Neben den fünf Wolfsrudeln wurden auch Spuren von einzelnen Wölfen aufgenommen. Das Untersuchungsgebiet wurde jedes Jahr von 1 bis 2 Einzelwölfen genutzt. Die geschätzte Dichte der Wölfe variierte von 4,3 bis 6,2/100 km² im Frühwinter und 3,1 bis 3,4/100 km² im Spätwinter (Śmietana und Wajda 1997).

Winter	Rudelname											
	<i>Hulskie</i>		<i>Wetlina</i>		<i>Dwernik</i>		<i>Ustrzyk</i>		<i>Bukowiec</i>		Durchschnitt	
	N-D	M-A	N-D	M-A	N-D	M-A	N-D	M-A	N-D	M-A	N-D	M-A
1991/92	4	4	5	5	6	3	5	3	6	4	5,2	3,8
1992/93	5	2	10	10	3	3	3	2	8	6	5,8	4,6
1993/94	6	3	7	6	9	5	4	2	7	4	6,6	4,0
1994/95	3	2	5	3	4	3	4	3	7	5	4,6	3,2

Durchschnitt	4,5	2,8	6,8	6,0	5,5	3,5	4,0	2,5	7,0	4,8	5,6	3,9
---------------------	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----

Tabelle 12 Wolfspopulation von 1991 bis 1995 zwischen November-Dezember und März-April im Bieszczady Nationalpark nach (Śmietana und Wajda 1997)

Winter	Wolfspopulation		Überwinterrückgang	Geschossene und tot gefundene Tiere	Sommerzuwachs	jährliche Zuwachsrate
	N-D	M-A				
1991/92	26	19	-7 (27%)	0 + 9	10 (53%)	-
1992/93	29	23	-6 (21%)	4 + 6	10 (43%)	1,21
1993/94	33	20	-13 (39%)	1 + 13	3 (15%)	0,87
1994/95	23	16	-7 (30%)	1 + 9	-	0,80
Durchschnitt	27,8	19,5	-8,2 (29%)	1,5 + 9,2	7,7 (37%)	0,96

Tabelle 13 Wolfspopulationsänderungen von 1991 bis 1995 zwischen November-Dezember und März-April im Bieszczady Nationalpark nach (Śmietana und Wajda 1997)

Im Februar 2001 gab es eine erneute Zählung anhand von Schneespuren und Sichtungen, wo die Wolfspopulation im Bieszczady Nationalpark auf 12-16 Individuen geschätzt wurde, mit einer entsprechenden Dichte von 4,5-6,6 $n/100 \text{ km}^2$ (Gula et al. 2002).

Im März 1999 wurde ein weiblicher Luchs im Bieszczady-Nationalpark mit einem Radiocollar versehen. Der Luchs bewegte sich innerhalb eines 87 km^2 großen Revier, welches jedoch während der Brutzeit im Mai-Juni 1999 und 2000 nur noch 8 km^2 umfasste. Die Luchsdichte wurde auf ca. 3/100 km^2 , oder 1,9/100 km^2 geschätzt, wenn man nur erwachsene Tiere mit einbezieht. Die geschätzte Anzahl der im Bieszczady-Gebirge lebenden Luchse (1600 km^2 bewaldetes Gebiet, das von der Art besetzt ist) beläuft sich auf ca. 60 Individuen. Zwanzig Kadaver von durch Luchse getöteten Huftieren wurden gefunden: 14 Rehe (*Capreolus capreolus*), 5 Rothirsche (*Cervus elaphus*) und 1 Wildschwein (*Sus scrofa*). Das Reh war die am meisten bejagte Beute. Unter den Rothirschen wurden nur Kälber getötet. Der Anteil der Luchspädation an der Gesamtmortalität beträgt bei Rehen 32% und bei Wildschweinen nur 5-6% und bei Rothirschen 2-3%. Die geringe Dichte des Luchses im Bieszczady-Gebirge hängt mit der geringen Dichte von Rehen (1,2/100 km^2) zusammen, welches die wichtigste Beutetierart ist (Śmietana et al. 2000). Während der Zählung im Februar 2001 wurde kein Luchs im Bieszczady Nationalpark gesichtet. Für die gesamte Bieszczady- und Beskid Nisiki-Region (3636 km^2) wurde geschätzt, dass 47 Individuen vorkommen mit einer entsprechenden Dichte von 0,7 $n/100 \text{ km}^2$ (Gula et al. 2002).

Im Jahre 1963 wurden Wisente der kaukasischen Zuchtlinie aus dem Białowieża in das Bieszczady-Gebirge gebracht. Seit 1964 leben wieder Wisente in freier Wildbahn. 1966 wurde die Bieszczadypopulation mit neuen Tieren weiter gestärkt. Im Jahr 1967 bestand die Population aus 21 Tieren. Während der Jahre 1984 und 1985 stieg die Population auf über 180 Tiere an. Jedoch wurde in darauffolgenden Jahren die Jagd eröffnet und während 1984 und 1988 ein Jagdquote von 20-30 Tieren

zugelassen (Winnicki und Zemanek 2009). Die Angaben sind jedoch nur teilweise korrelat mit denen aus dem IUCN Bericht von 2004 (Pucek et al. 2004) (Tabelle 14).

Wisent <i>Bison bonasus</i>	Populationsgröße					Verbreitungsgebiet in km ²
	Ursprünglich	1970	1980	1990	2000	
Bieszczady Polen	34	38	128	97	164	300
östl. Herde (NP)	19	-	-	-	115	110

Tabelle 14 Wisentpopulation im Bieszczady Gebirge und im Nationalpark (NP) zwischen 1970 und 2000 nach (Pucek et al. 2004)

Wildschweine kommen derzeit im Bieszczady Gebirge im Durchschnitt mit einer geringen Dichte von 4,4 n/100 ha vor und werden hauptsächlich durch Klimabedingungen, Krankheiten und Wolfsprädation beeinflusst. Es stellt aktuell für den Wolf die wichtigste alternative Futterquelle zum Rotwild dar. Populationszahlen sind stark abhängig von natürlichen Futterquellen, u.a. der stark schwankenden Bucheckernangebot. Die Dichte im Bieszczady Nationalpark betrug zwischen den Jahren 1996 und 1997 2,1 n/100 ha. Eine Zeitreihe der Wildschweinpopulation in insgesamt 8 Walddistrikten von 1980 bis 1996 ist in Abbildung 7 zu sehen. Seit den 80er Jahren ist die Wildschweinpopulation mehrfach stark zurückgegangen, vermutlich durch immer wieder ausbrechende Epidemien. Zudem gibt es einen 3-7 Jahresrhythmus bei der Produktion von Bucheckern. Im genannten Rhythmus werden plötzlich um eine Tonne Bucheckern pro Hektar produziert (Perzanowski und Kanzaki 2000).

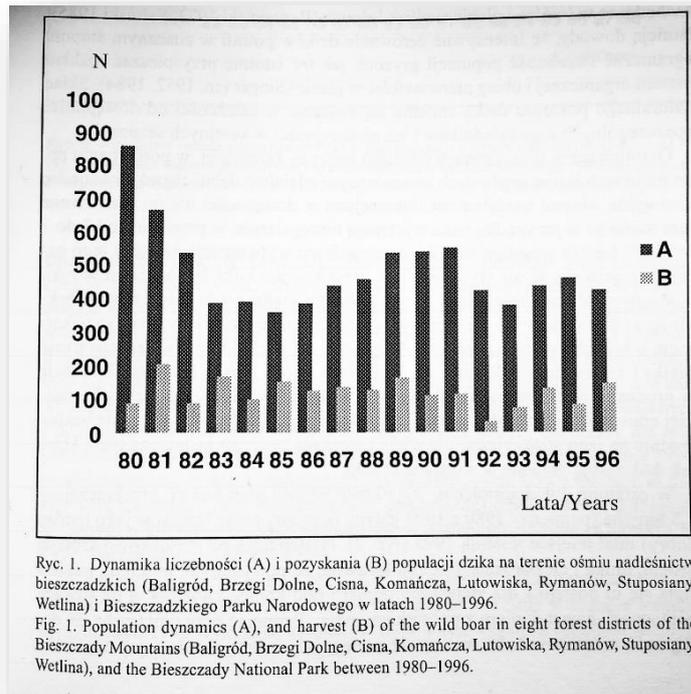


Abbildung 7 Populationsentwicklung (A) und Jagd (B) von Wildschweinen im Bieszczady Gebirge von 1980 - 1996 von (Perzanowski und Kanzaki 2000)

Zahlen zu aktuellen Wildbeständen gibt es vom polnischen Forstministerium. Ohne Angaben der Erhebungsmethode müssen diese jedoch unter Vorbehalt betrachtet werden. Manipulationen den Daten sind nicht auszuschließen, Angaben aus Studien konnten nicht gefunden werden.

Nationalpark Bieszczady Wildpopulation	2012	2013	2014	2015	2016
Rotwild	320	230	174	207	107
Rehwild	95	95	93	105	62
Wildschwein	100	120	118	148	91

Tabelle 15 Wildpopulation im Bieszczady Nationalpark von 2012 – 2016 (CSO Agriculture Departement)

Obwohl im Nationalpark Jagdverbot herrscht, gibt es dennoch Aufzeichnungen vom Zentralen Statistischen Amt in Polen über geschossene oder tot gefundene Tiere (siehe Tabelle 16).

Regulierung der Wildpopulation im BNP	2012		2013		2014		2015		2016	
Rotwild	-	15	-	5	-	6	-	-	-	12
Rehwild	-	7	-	1	-	1	-	-	-	-
Wildschwein	-	10	-	1	-	2	-	-	-	3
Elch	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabelle 16 Regulierung der Wildpopulation im Nationalpark Bieszczady von 2012 – 2016, unterteilt in Geschossen und tot gefunden (CSO Agriculture Departement)

2.3 Hainich

2.3.1 Untersuchungsgebiet

Der Hainich ist ein Höhenzug im Westen Thüringens. Es ist mit 130 km² Fläche das größte zusammenhängende Laubwaldgebiet Deutschlands und weist zudem mit rund 50 km² die größte nutzungsfreie Laubwaldfläche Deutschlands auf. Der Buchenwald (Rotbuche *Fagus sylvatica*) bietet eine Vielzahl an Habitaten und sorgt somit für eine große biologische Vielfalt. Neben Bechsteinfledermaus und Buntspecht sind z.B. auch 16 Orchideenarten nachgewiesen. Umgeben ist er weiter von forstwirtschaftlich genutztem Plenterwald. Sein Südteil mit 75 km², der Kindel, wurde am 31. Dezember 1997 als Nationalpark ausgewiesen. Dieser Teil wurde seit 1935 durch die Wehrmacht militärisch genutzt und war jahrzehntelang militärisches Sperrgebiet. Die großen Kahlfelder sind durch das Militär entstanden. Über die Zeit entwickeln sich dort die Sukzessionsflächen des ehemaligen Truppenübungsplatzes zu Wald. Nach dem Zweiten Weltkrieg wurde dieser Bereich durch die sowjetische Armee noch einmal erweitert und erst 1991 zur zivilen Nutzung freigegeben. Ein Teil der unzugänglichen Gebiete wurde selbst vom Militär nicht genutzt, so dass sich dort die Waldbestände ungestört entwickeln konnten (Nationalpark Hainich 2018).

Das Wildtiermanagement beschränkt sich hauptsächlich auf die Jagd von Rotwild, Schwarzwild und Damwild in Form von Treibjagden und Hochsitzen. Hierfür wird auch mit Kirrung gearbeitet. Ausgenommen von der Bejagung ist jedoch das Rehwild. Darüber hinaus findet keine Fütterung oder Unterbringung in Wintergattern statt. Außerhalb des Nationalparks, in den Privatforsten, ist das Jagen ebenfalls fester Bestandteil. Einzig und allein in einer sehr kleinen Zone im Nationalpark herrscht Jagdverbot, wo allerdings durch die geringe Fläche der Jagddruck auf die vorhandenen Beutetiere dennoch vorhanden ist.

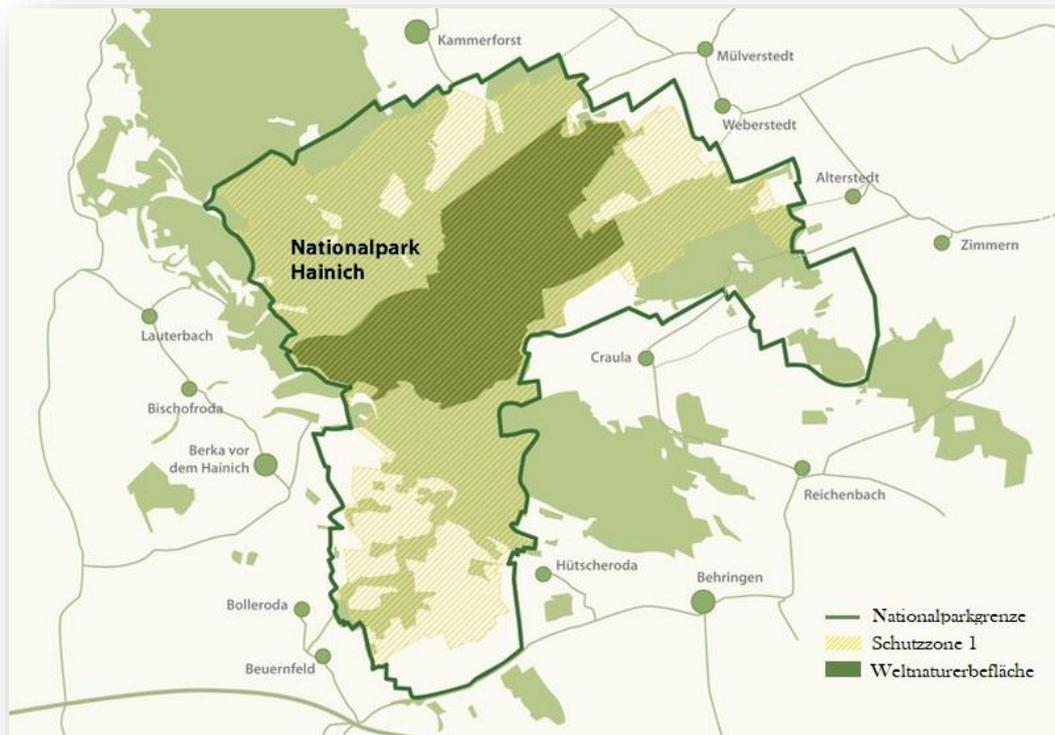


Abbildung 8 Schutzzonen des Nationalpark Hainich verändert nach Nationalpark Hainich

2.3.2 Einfluss von Wolf und Luchs auf Huftiere

Vom Hainich Nationalpark liegen keine Populationsdaten zum Wolf und Luchs vor, da von beiden Arten keine Population vorhanden ist. Gelegentlich hält sich jedoch mittlerweile ein Luchs im Hainich auf, welcher auch durch Kamerafallen bestätigt wurde. Zudem wurde in dem ca. 20km entfernten Warza von Wolfssichtungen und -rissen berichtet. Aussagen zu Dichten von Schalenwild sind schwierig zu treffen, da bisher noch kein langfristiges Monitoring zur Bestandserhebung durchgeführt wurde.

2.4 Schwarzwald

2.4.1 Untersuchungsgebiet

Der Nationalpark Schwarzwald mit wurde 1. Januar 2014 mit einer Fläche von 10.062 ha gegründet und besteht aus zwei Teilen (siehe Abbildung 9). Im Süden befindet sich der rund 7,6 ha große „Ruhestein“ und im Norden der rund 2,4 ha große „Hoher Ochsenkopf/Plättig“. Durch seine junge Geschichte sind derzeit noch weniger als $\frac{1}{4}$ als Kernzone ausgewiesen. Viele Flächen tragen daher noch den Titel Entwicklungszone.

Vor 1000 Jahren war das gesamte Nationalparkgebiet mit strukturreichem Urwald bedeckt, welcher u.a. auch Baumriesen enthielt. Zwischen dichten Waldpartien waren größere Lichtungen, die sich

durch Stürme, Brände, Wildtiere und Insekten geformt hatten vorhanden. Etwa ein Drittel der Bäume waren abgestorben und als dichte Totholzmassen zurückgeblieben. In den Lücken wuchsen wieder junge Bäume heran. In niederen Lagen befanden sich vor allem Buchen und Eichen, während in den Hochlagen über 800 m Tannen und Buchen dominierten. Fichten wuchsen hauptsächlich in kälteren Hochlagen und kamen deutlich weniger vor als heute. Dauerhaft waldfrei waren nur einige Moore, Felsen und Blockhalden, welche Lebensraum für hochspezialisierte Arten bilden.

Ebenfalls vor etwa 1000 Jahren entstanden die ersten Niederlassungen der Menschen im Nordschwarzwald. Mit ihr einher gingen Rodungen der Hochflächen und immer intensiveren Beweidung, wobei der Urwald nach und nach fast vollständig zerstört wurde. Die seit rund 250 Jahren wieder aufgeforsteten Wälder sind in ihrer Struktur nicht mit den ursprünglichen vergleichbar. Jedoch sind besonders die Moore, Kare und Blockhalden dem Urwald noch am nächsten.

Im Nationalparkgebiet machen Grinden 3 % der Fläche aus und liegen zu ihrem dauerhaften Erhalt in der Managementzone. Sie entstanden vornehmlich durch die jahrhundertelange Nutzung der Hochlagen und gehören zu den natürlichen, teils baumfreien Vermoorungen der Hochlagen. Ebenso besonders sind die drei Karseen welche zu der Artenvielfalt beitragen. Zu den größeren typischen Säugetieren gehören ausschließlich Reh- und Rotwild (Nationalpark Schwarzwald 2018).

Bis zum derzeitigen Zeitpunkt ist die Jagd fester Bestandteil des Wildtiermanagements im Nationalpark Schwarzwald. Bejagt wird vor allem Rotwild und Schwarzwild. In naher Zukunft, soll jedoch eine 30.000 ha große jagdfreie Zone entstehen. Ebenso wird die einzig übrig gebliebene Fütterungsstelle in den nächsten 2 Jahren auch abgeschafft werden.

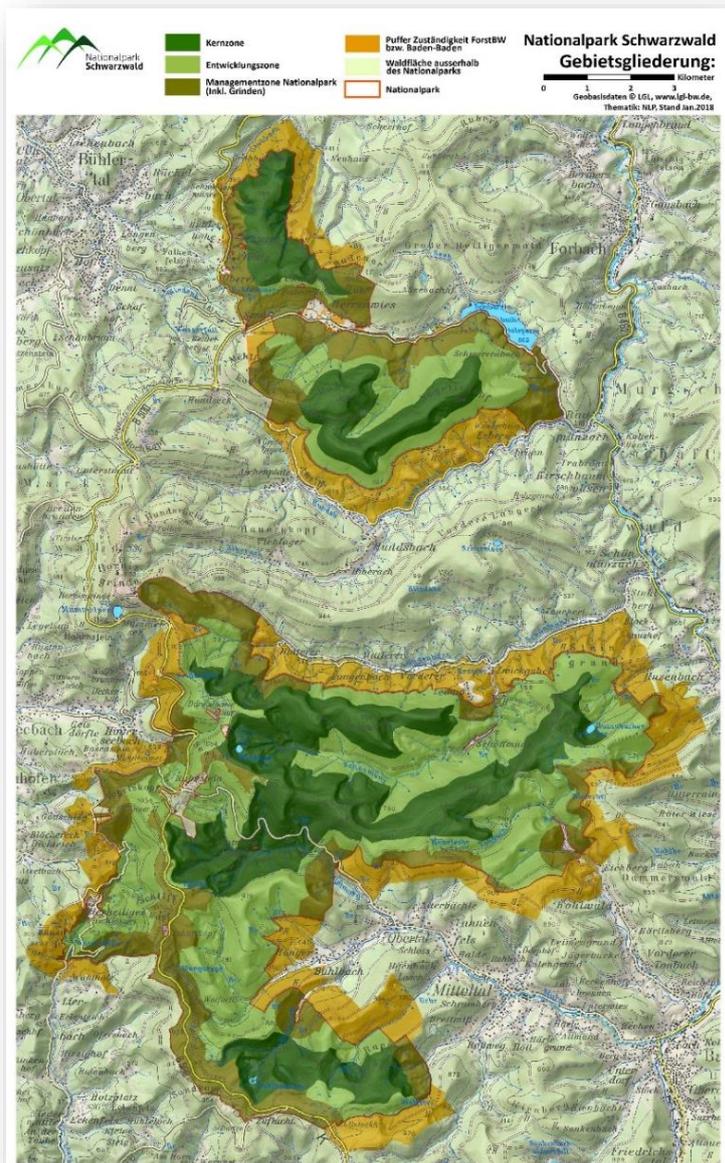


Abbildung 9 Nationalpark Schwarzwald mit Nord- und Südteil (Nationalpark Schwarzwald 2018)

2.4.2 Einfluss von Wolf und Luchs auf Huftiere

Im Nationalpark Schwarzwald liegen derzeit ebenfalls noch keine Populationsdaten zu Rehwild und Schwarzwild vor. Lediglich bei Rotwild geht man von einer Dichte von ca. 5/100 ha aus. Gelegentlich wird ein Luchs im Nationalpark gesichtet. Seit einigen Monaten wurde gelegentlich ein Wolf gesichtet, welcher seit kurzem als offiziell angesiedeltes Individuum im Nationalpark gilt.

2.5 Bayerischer Wald

2.5.1 Untersuchungsgebiet

Zusammen mit dem Nachbar-Nationalpark Šumava in Tschechien bildet die Region das größte zusammenhängende Waldschutzgebiet Mitteleuropas. Das Grenzgebirge mit seinen Wäldern, Mooren, Bergbächen und einstigen Hochweiden (Schachten) zählt daher zu einem der wichtigsten Hotspots der Biodiversität. Dutzende seltene Tiere, Pflanzen und Pilze genießen im Bayerischen Wald optimale Lebensraumbedingungen. So leben nicht nur andernorts ausgerottete Säugetiere und Vögel wie Luchs, Auerhuhn, Fischotter oder Habichtskauz im Bayerwald, sondern auch unzählige Pilze und Käfer, die bundesweit teilweise nur im Nationalpark Bayerischer Wald zu finden sind.

Fichte, Buche und Tanne sind seit jeher die Hauptbaumarten im Böhmerwaldmassiv. Deren Zusammensetzung und Durchmischung mit anderen Baumarten – etwa Eberesche, Bergahorn oder Linde – sind jedoch stark vom Klima und dem jeweiligen Standort abhängig. So unterscheidet man im Bayerischen Wald zwischen drei Wald-Lebensräumen. Der Bergfichtenwald ist geprägt durch die natürlichen Fichtenwälder in den Hochlagen. Sie erinnern an die nordeuropäische Taiga und finden sich nur in den höheren, rauen Lagen von Mittelgebirgen ab etwa 1200 Höhenmetern und im Alpenraum. Auf den wärmeren Süd- und Südwesthängen findet man den Bergmischwald, welcher flächenmäßig zu dem bedeutendsten Lebensraum im Nationalpark gehört. Neben der Fichte gehören hier noch Weißtanne, Rotbuche und Bergahorn mit dazu. In den Talmulden, wo sich kalte Luft sammelt und selbst im Sommer Bodenfrost auftreten kann, ist der Aufichtenwald vorzufinden. Wie in den Hochlagen prägen Fichten den dort wachsenden Wald. Nässe und geringe Temperaturen erlauben es nur wenigen Tannen, Vogelbeeren und Moorbirken, mit den Fichten dort zu wachsen.

Neben den Wäldern gehören auch noch Moore, andere Gewässer, Schachten (sind hochgelegene waldfreie Flächen, die durch frühere Beweidung entstanden sind) und Blockfelder zu den Lebensräumen im Nationalpark.

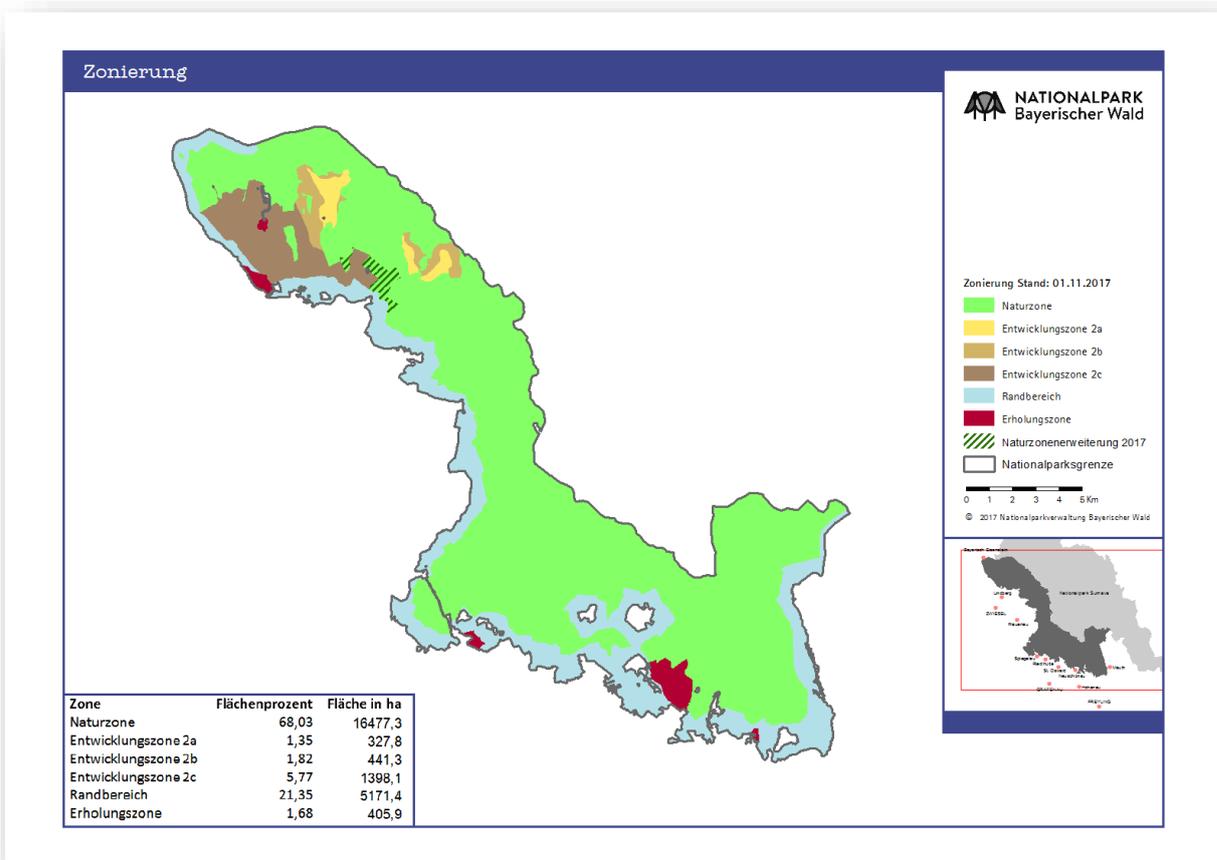


Abbildung 10 Nationalpark Bayerischer Wald mit allen Zonierungsabstufungen

Im Bayerischen Wald sind neben Wildkatze, Rothirschen und Rehen auch wieder Luchse und Wölfe heimisch. Der Luchs verschwand im 19. Jahrhundert aufgrund von menschlicher Verfolgung aus dem Bayerwald, ebenso wie der Wolf und der Braunbär. Ein Auswilderungsprojekt tschechischer Kollegen in den 1980er Jahren hat schließlich dafür gesorgt, dass der Luchs in der Region wieder Fuß fassen konnte. Als zweiter großer Beutegreifer ist auch der Wolf wieder im Bayerischen Wald heimisch (Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald 2018).

Der Nationalpark ist unterteilt in 4 Zonen (siehe Abbildung 10). Die Naturzone ist frei von forstwirtschaftlichen Eingriffen, beinhaltet jedoch Wintergatter. Weiter gibt es Entwicklungszonen, die nach und nach in die Naturzone übergehen werden. In der Randzone wird dauerhaft Forstmanagement stattfinden, um z.B. die Verbreitung des Borkenkäfers zu verhindern. Zur Erholungszone gehören u.a. das Tierfreigele und das Waldspielgelände.

Der Großteil der Rothirsche des Nationalparkgebiets überwintert in vier, im Durchschnitt 30 bis 40 ha großen Wintergattern. Diese Areale fungieren dabei als Ersatzwinterlebensräume, in dem sie die ursprüngliche Abwesenheit der Rotwildpopulation aus dem Bergwald während der schneereichen Wintermonate nachstellen. Langfristig wird dabei die Auflösung der Wintergatter in ihrer heutigen

Form angestrebt, da diese konträr zu verschiedenen Zielsetzungen und Grundsätzen der Nationalparkidee stehen. Zudem finden zu Zeit Rehwild- und Schwarzwildabschüsse statt. Diese sollen, sofern sich der Luchsbestand in der Nationalparkregion festigt und soweit die Waldverjüngung im Nationalpark dies zulässt, weiter verringert werden. Ebenso soll der Schwarzwildabschuss eingestellt werden, sobald eine natürliche Regulierung durch z.B. strenge Winter und Prädatoren ausreichend ist (Nationalpark Bayerischer Wald 2010).

2.5.2 Einfluss von Wolf und Luchs auf Huftiere

Im Nationalpark Bayerischer Wald liegen ähnlich wie im Schwarzwald und Hainich keine Forschungen zu Populations- und Prädationszahlen von Schalenwild vor. Jedoch wurden jedes Jahr Zählungen in den Wintergattern vorgenommen, sodass eine Einschätzungen der Rothirschpopulation im Verlauf der letzten 20 Jahre möglich ist (siehe Tabelle 17 und Tabelle 18). Der Bestand an Rotwild hat von 1995 bis 2010, vor allem im Rachel-Lusen-Gebiet, deutlich zugenommen (siehe Abbildung 11) und lag 2010 bei 434 Tieren im gesamten Nationalpark (Frühjahrsbestand) - das entspricht etwa 1,8/100 ha (Nationalpark Bayerischer Wald 2010).

Rotwildzählung in den Wintergattern	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
<i>Gesamtsumme (Rachel-Lusen-Gebiet)</i>	309	264	312	303	339	347	410	439	434

Tabelle 17 Rotwildzählung in den Wintergattern von 2002 bis 2010 im Rachel-Lusen-Gebiet

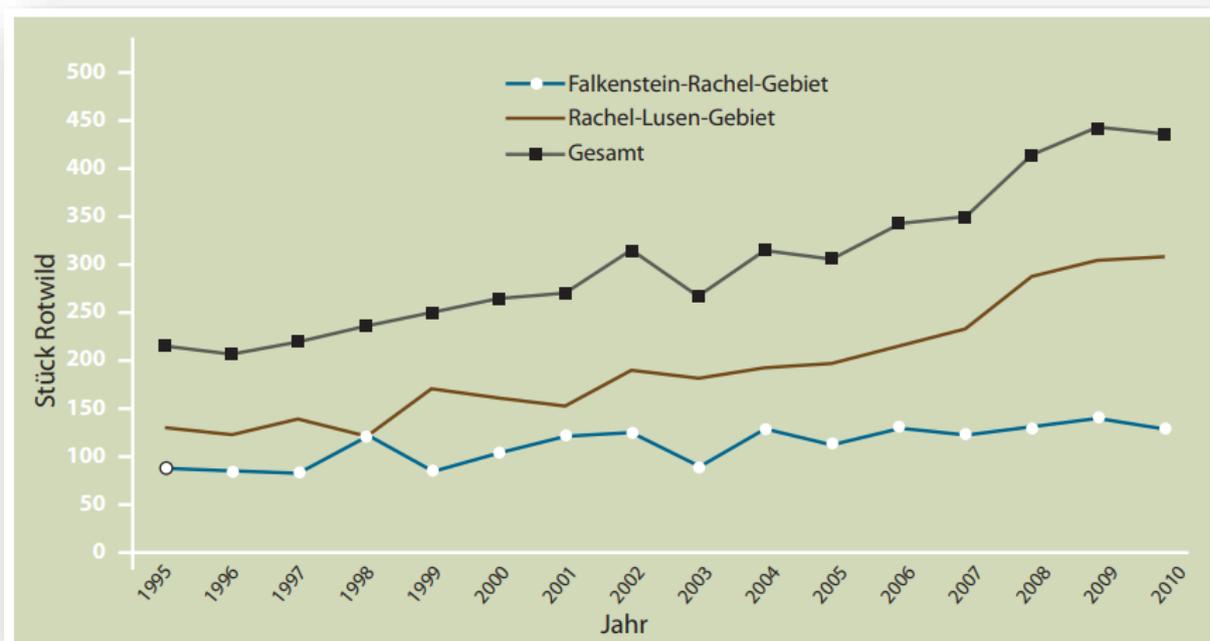


Abbildung 11 Entwicklung des Rotwildbestandes aufgrund der Zählergebnisse des Winter-/Frühjahrsbestandes von 1995-2010 (Nationalpark Bayerischer Wald 2010)

Aktuellere Zählungen kamen zu folgenden Ergebnissen:

Rotwildzählung in den Wintergattern	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
<i>Gesamtsumme (Rachel-Lusen-Gebiet)</i>	394	348	375	392	249	206	250	218

Tabelle 18 Rotwildzählung in den Wintergattern von 2011 bis 2018 im Rachel-Lusen-Gebiet

Während eines Projektes zur Erforschung der Räuber-Beute-Beziehungen zwischen Luchs, Reh und Rothirsch im Böhmerwald Ökosystem (Bayerischer Wald und Šumava) gelang es, zehn Luchse zu besondern und über einen Zeitraum von mindestens einem Jahr zu verfolgen. Dabei konnten insgesamt 359 Reh- und Rothirschrisse gefunden werden. Rehe waren mit 80% die häufigsten Beutetiere, gefolgt von Rothirschen mit 17%. Der Rest verteilte sich auf Füchse und Hasen (Belotti et al. 2015). Damit bestätigen die Ergebnisse aus dem Böhmerwald Ökosystem, dass Rehe die wichtigsten Beutetiere für Luchse sind, auch wenn – wie in diesem Fall – Rothirsche vorkommen (Breitmoser und Haller 1987; Jedrejewski et al. 1993; Jobin et al. 2000; Odden et al. 2006). Der Anteil der Rothirsche lag damit in einem sehr ähnlichen Bereich, wie er auch in Ostpolen festgestellt wurde. Die jährliche Prädation von Weibchen mit Jungtieren lag bei durchschnittlich 75 Rehen und zwei Rothirschen, während Kuder im Durchschnitt 46 Rehe und zehn Rothirsche im gleichen Zeitraum erbeuteten. Das ergibt über beide Geschlechter einen summarischen Prädationsimpakt von 53,5 Rehen pro Jahr. Dieser Wert ist im oberen Bereich der Ergebnisse bereits vorliegender Studien aus dem europäischen Verbreitungsgebiet der Luchse (Heurich 2018). Über das Jahr gesehen waren die Erbeutungsraten im Winterhalbjahr höher. Zusätzlich ergab die räumliche Analyse der Risse, dass der Prädationsdruck in Abhängigkeit von der Jahreszeit unterschiedliche Muster zeigt. Während im Sommer die Risse gleichmäßig über das Untersuchungsgebiet verteilt sind, konzentrieren sie sich im Winter in den tieferen Lagen. Gründe dafür sind die saisonalen Wanderungen der Rehe, die im Herbst bei Schneefall von den Berglagen in die Täler wandern und erst im Frühling mit dem Ergrünen der Vegetation wieder zurückkehren (Cagnacci et al. 2011). Durch den Vergleich der Telemetriedaten aus den 1980er Jahren, wo es noch keine Luchse im Bayerischen Wald gab, mit denen des aktuellen Projekts war es möglich, zu untersuchen, wie sich die Prädation durch Luchse auf deren Überlebenswahrscheinlichkeit auswirkt. Tatsächlich ergaben die Analysen, dass die jährliche Überlebensrate der Rehe in der Periode ohne Luchsvorkommen mit 0,79 signifikant höher war als aktuell mit 0,61. Die geringere Überlebensrate ist ein Hinweis darauf, dass die Prädation zumindest teilweise additiv wirkt. Ein großer Einfluss wurde auf die Böcke festgestellt, bei denen im Vergleich zu den Geißen die Mortalität signifikant höher lag. Zusätzlich wurde auch ein starker Einfluss der Winterstrenge nachgewiesen (Heurich 2018).

In den letzten Jahren wurden entsprechend der jeweiligen Gefährdungssituation für landwirtschaftliche Flächen in den Enklaven im Gesamtnationalpark zwischen 10 und 170

Wildschweine pro Jahr erlegt (siehe Abbildung 14). Beim Rehwild betrug der durchschnittliche Abschuss der letzten Jahre für den Gesamtnationalpark ca. 100 Tiere pro Jahr (entspricht ca. 0,4/100 ha) (siehe Abbildung 12). Der Rotwildabschuss lag in den letzten Jahren zwischen 80 und 130, durchschnittlich bei etwa 100 Tieren pro Jahr (siehe Abbildung 13) (Nationalpark Bayerischer Wald 2010).

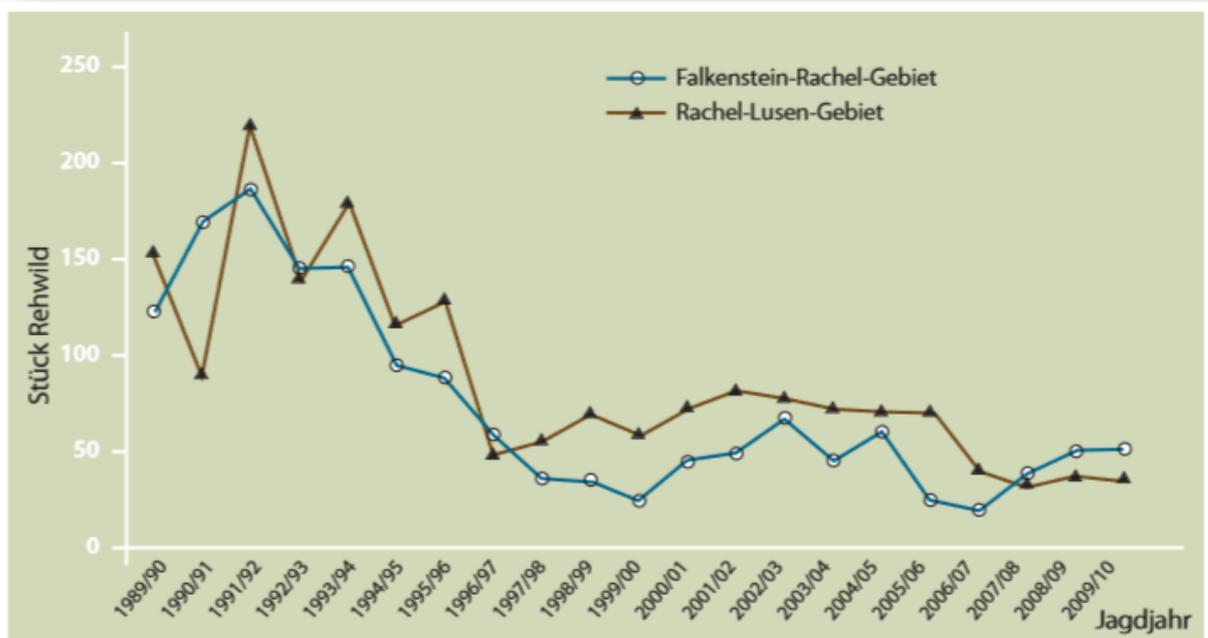


Abbildung 12 Entwicklung der Abschusszahlen beim Rehwild (absolut) von 1989 – 2010 (Nationalpark Bayerischer Wald 2010)

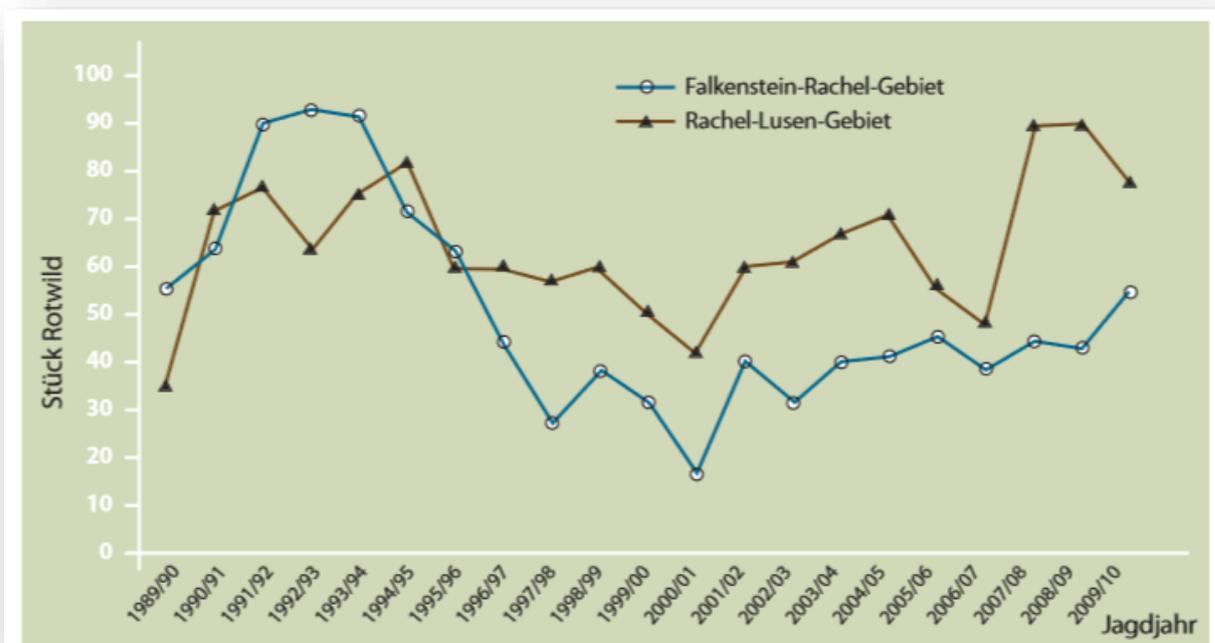


Abbildung 13 Entwicklung der Abschusszahlen beim Rotwild (absolut) von 1989 - 2010 (Nationalpark Bayerischer Wald 2010)

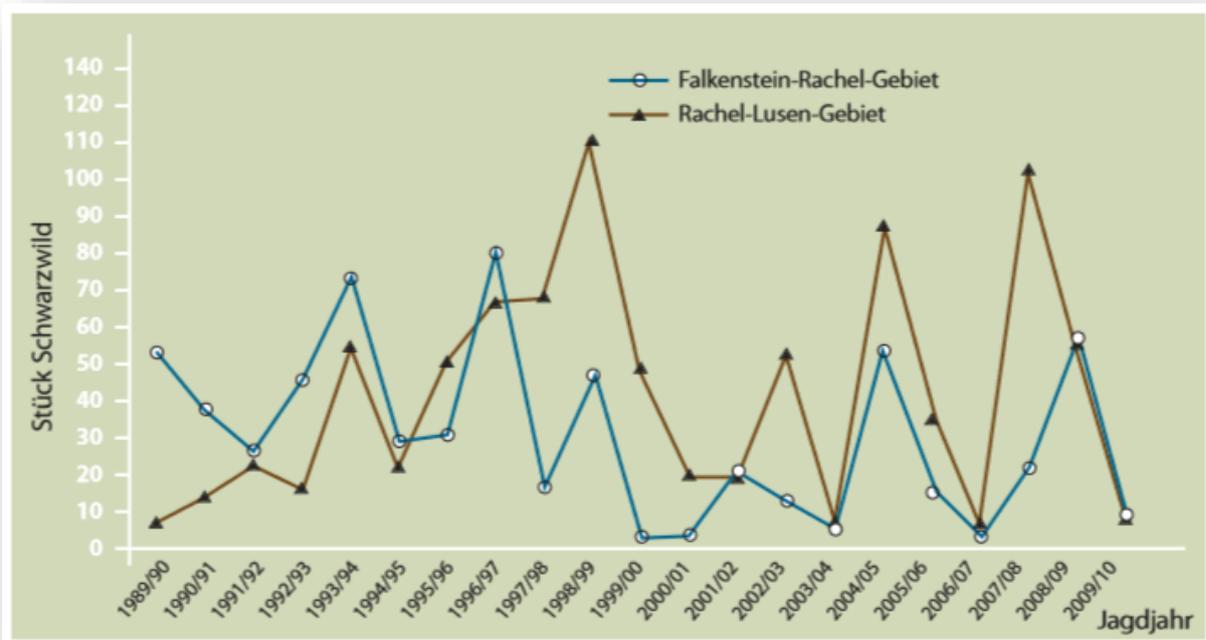


Abbildung 14 Entwicklung der Abschusszahlen beim Schwarzwild (absolut) von 1989 - 2010 (Nationalpark Bayerischer Wald 2010)

Folgende waren die genauen Abschusszahlen der vergangenen Jahre:

Abschüsse im NPBW	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Rotwild	81	88	99	101	83	70	123	127	131
Rehwild	100	113	82	98	70	36	35	59	49
Schwarzwild	44	64	13	145	49	7	128	115	17

Tabelle 19 Abschusszahlen von Huftieren im Nationalpark Bayerischer Wald von 2002-2010 (unveröffentlichte Daten)

Zuletzt wurden Rehabschüsse immer weiter reduziert, bis sie 2015 komplett eingestellt wurden (siehe Tabelle 20).

Abschüsse im NPBW	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Rotwild	197	98	119	116	89	115	133
Rehwild	28	26	13	1	0	0	0
Schwarzwild	51	26	58	63	46	243	57

Tabelle 20 Abschusszahlen von Huftieren im Nationalpark Bayerischer Wald von 2011-2017 (unveröffentlichte Daten)

Literaturverzeichnis

- Barnosky, Anthony D. (2008): Colloquium paper. Megafauna biomass tradeoff as a driver of Quaternary and future extinctions. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105 Suppl 1, S. 11543–11548. DOI: 10.1073/pnas.0801918105.
- Belotti, E.; Kreisinger, J.; Romportl, D.; Heurich, M.; Bufka, L. (2014): Eurasian lynx hunting red deer. Is there an influence of a winter enclosure system? In: *Eur J Wildl Res* 60 (3), S. 441–457. DOI: 10.1007/s10344-014-0801-8.
- Belotti, Elisa; Weder, Nicole; Bufka, Luděk; Kaldhusdal, Arne; Küchenhoff, Helmut; Seibold, Heidi et al. (2015): Patterns of Lynx Predation at the Interface between Protected Areas and Multi-Use Landscapes in Central Europe. In: *PloS one* 10 (9), e0138139. DOI: 10.1371/journal.pone.0138139.
- Białowiecki Park Narodowy (2007): Natural values. Online verfügbar unter https://bpn.com.pl/index.php?option=com_content&task=view&id=23&Itemid=41, zuletzt aktualisiert am 18.09.2018, zuletzt geprüft am 18.09.2018.
- Bieszczadzki Park Narodowy (2014): iMap. Hg. v. Bieszczadzki Park Narodowy. Online verfügbar unter <http://ond.bdpn.pl:8080/imap/>, zuletzt aktualisiert am 28.01.2014, zuletzt geprüft am 24.09.2018.
- Breitmoser, U.; Haller, H. (1987): Zur Nahrungsökologie des Luchses *Lynx lynx* in den schweizerischen Nordalpen. In: *Zeitschrift für Säugetierkunde* 52, S. 168–191.
- Brown, Joel S.; Laundré, John W.; Gurung, Mahesh (1999): The ecology of fear. Optimal foraging, game theory, and trophic interactions. In: *Journal of mammalogy* 80 (2), S. 385–399.
- Buraczyński, Dariusz (2007): Polish part of the Białowieża forest. Online verfügbar unter https://bpn.com.pl/index.php?option=com_content&task=view&id=119, zuletzt geprüft am 18.09.2018.
- Cagnacci, Francesca; Focardi, Stefano; Heurich, Marco; Stache, Anja; Hewison, A. J. Mark; Morellet, Nicolas et al. (2011): Partial migration in roe deer. Migratory and resident tactics are end points of a behavioural gradient determined by ecological factors. In: *Oikos* 120 (12), S. 1790–1802. DOI: 10.1111/j.1600-0706.2011.19441.x.
- Carbone, C.; Mace, G. M.; Roberts, S. C.; Macdonald, D. W. (1999): Energetic constraints on the diet of terrestrial carnivores. In: *Nature* 402 (6759), S. 286–288. DOI: 10.1038/46266.
- Cardillo, Marcel; Mace, Georgina M.; Jones, Kate E.; Bielby, Jon; Bininda-Emonds, Olaf R. P.; Sechrest, Wes et al. (2005): Multiple causes of high extinction risk in large mammal species. In: *Science (New York, N.Y.)* 309 (5738), S. 1239–1241. DOI: 10.1126/science.1116030.
- Churski, Marcin; Bubnicki, Jakub W.; Jędrzejewska, Bogumiła; Kuijper, Dries P. J.; Cromsigt, Joris P. G. M. (2017): Brown world forests. Increased ungulate browsing keeps temperate trees in recruitment bottlenecks in resource hotspots. In: *The New phytologist* 214 (1), S. 158–168. DOI: 10.1111/nph.14345.
- Creel, S.; Schuette, P.; Christianson, D. (2014): Effects of predation risk on group size, vigilance, and foraging behavior in an African ungulate community. In: *Behavioral Ecology* 25 (4), S. 773–784. DOI: 10.1093/beheco/aru050.
- Creel, Scott; Winnie, John A. (2005): Responses of elk herd size to fine-scale spatial and temporal variation in the risk of predation by wolves. In: *Animal Behaviour* 69 (5), S. 1181–1189. DOI: 10.1016/j.anbehav.2004.07.022.

Cromsigt, Joris P.G.M.; Kuijper, Dries P.J.; Adam, Marius; Beschta, Robert L.; Churski, Marcin; Eycott, Amy et al. (2013): Hunting for fear. Innovating management of human-wildlife conflicts. In: *J Appl Ecol* 50 (3), S. 544–549. DOI: 10.1111/1365-2664.12076.

CSO Agriculture Departement: Forestry 2017. Statistical information and elaborations. In: *Forestry* 2017. Online verfügbar unter http://stat.gov.pl/files/gfx/portalinformacyjny/en/defaultaktualnosci/3322/1/8/1/forestry_2017.pdf, zuletzt geprüft am 18.09.2018.

Danell, K.; Bergström, R.; Edenius, L. (1994): Effects of large mammalian browsers on architecture, biomass and nutrients of woody plants. In: *Journal of mammalogy* 75, S. 833–844.

Estes, James A.; Terborgh, John; Brashares, Justin S.; Power, Mary E.; Berger, Joel; Bond, William J. et al. (2011): Trophic downgrading of planet Earth. In: *Science (New York, N.Y.)* 333 (6040), S. 301–306. DOI: 10.1126/science.1205106.

Gazzola, A.; Bertelli, I.; Avanzinelli, E.; Tolosano, A.; Bertotto, P.; Apollonio, M. (1999): Predation by wolves (*Canis lupus*) on wild and domestic ungulates of the western Alps, Italy. In: *J. Zoology* 266 (2), S. 205–213. DOI: 10.1017/S0952836905006801.

Gordon, I.J.; Hester, A.J.; Festa-Bianchet, M. (2004): The management of wild large herbivores to meet economic, conservation and environmental objectives. In: *J Appl Ecol* 41, S. 1021–1031.

Gula, Roman; Krzakiewicz, Henryk; Niemczyk, Jacek; Łukacjewski, Grzegorz; Paszkiewicz, Ryszard; Szkutnik, Maria et al. (2002): INWENTARYZACJA WILKÓW I RYSI W POŁUDNIOWO-WSCHODNIEJ POLSCE. Wolf and lynx census in south-eastern Poland. In: *Roczniki Bieszczadzkie* 10, S. 373–389.

Günther, Stephan; Heurich, Marco (2013): Assessment of the naturalness of the red deer management in Central European national parks. In: *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 184, S. 1–16.

Hertel, Alexander (2016): Der Bieszczady-Nationalpark in Polen. Hg. v. MDR.de. Online verfügbar unter <https://www.mdr.de/heute-im-osten/bieszczady-nationalpark-100.html>, zuletzt aktualisiert am 21.06.2016, zuletzt geprüft am 24.09.2018.

Heurich, Marco (2015): Welche Effekte haben große Beutegreifer auf Huftierpopulationen und Ökosysteme? Bottom up versus Top down Control. In: *Naturschutz und Landschaftsplanung ISSN 0940-6808* 47 (11), S. 337–345.

Heurich, Marco (2018): Naturschutzökologische Grundlagen der Luchspopulation im Böhmerwald-Ökosystem. Räuber-Beute-Beziehungen, Schutz und Management. In: *Naturschutz und Landschaftsplanung ISSN 0940-6808* 50 (04), S. 101–109.

Jedrejewski, W.; Schmidt, K.; Milkowski, B.; Jedrejewski, B.; Okarma, H. (1993): Foraging by lynx and its role in ungulate mortality: the local (Białowieża Forest) and the Palaearctic viewpoints. In: *Acta Theriol* 38, S. 385–403.

Jędrzejewska, Bogumiła; Jędrzejewski, Włodzimierz (1998): Predation in vertebrate communities. The Białowieża Primeval Forest as a case study; with 103 tables (Ecological studies).

Jędrzejewski, Włodzimierz; Apollonio, Marco; Jędrzejewska, Bogumiła; Kojola, Ilpo (2011): Ungulate–large carnivore relationships in Europe. In: Marco Apollonio, Rory Putman und Reidar Andersen (Hg.): *Ungulate management in Europe. Problems and practices*. Cambridge: Cambridge University Press, S. 284–318.

Jędrzejewski, Włodzimierz; Jędrzejewska, Bogumiła; Okarma, Henryk; Schmidt, Krzysztof; Zub, Karol; Musiani, Marco (2000): PREY SELECTION AND PREDATION BY WOLVES IN BIAŁOWIEŻA PRIMEVAL

FOREST, POLAND. In: *Journal of mammalogy* 81 (1), S. 197–212. DOI: 10.1644/1545-1542(2000)081<0197:PSAPBW>2.0.CO;2.

Jobin, A.; Molinari, P.; Breitmoser, U. (2000): Prey spectrum, prey preference and consumption rates of Eurasian lynx in Swiss Jura mountains. In: *Acta Theriol* 45, S. 243–252.

Kowalczyk, Rafał; Taberlet, Pierre; Coissac, Eric; Valentini, Alice; Miquel, Christian; Kamiński, Tomasz; Wójcik, Jan M. (2011): Influence of management practices on large herbivore diet—Case of European bison in Białowieża Primeval Forest (Poland). In: *Forest Ecology and Management* 261 (4), S. 821–828. DOI: 10.1016/j.foreco.2010.11.026.

Kuijper, D.P.J.; Cromsigt, J.P.G.M.; Churski, M.; Adam, B.; Jędrzejewska, B.; Jędrzejewski, W. (2009): Do ungulates preferentially feed in forest gaps in European temperate forest? In: *Forest Ecology and Management* 258 (7), S. 1528–1535. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.07.010.

Kuiters, A.T.; Mohren, G.M.J.; Van Wieren, S.E. (1996): Ungulates in temperate forest ecosystems. In: *Forest Ecology and Management* 88, S. 1–5.

Laundré, John W.; Hernández, Lucina; Altendorf, Kelly B. (2001): Wolves, elk, and bison. Reestablishing the "landscape of fear" in Yellowstone National Park, U.S.A. In: *Can. J. Zool.* 79 (8), S. 1401–1409. DOI: 10.1139/cjz-79-8-1401.

Mattioli, L.; Capitani, C.; Avanzinelli, E.; Bertelli, I.; Gazzola, A.; Apollonio, M. (2004): Predation by wolves (*Canis lupus*) on roe deer (*Capreolus capreolus*) in north-eastern Apennine, Italy. In: *J. Zoology* 264 (3), S. 249–258. DOI: 10.1017/S095283690400576X.

Molinari-Jobin, Anja; Molinari, Paolo; Breitenmoser-Würsten, Christine; Breitenmoser, Urs (2002): Significance of lynx *Lynx lynx* predation for roe deer *Capreolus capreolus* and chamois *Rupicapra rupicapra* mortality in the Swiss Jura Mountains. In: *Wildlife Biology* 8 (1), S. 109–115. DOI: 10.2981/wlb.2002.015.

Nationalpark Bayerischer Wald (2010): Schalenwildmanagement // Nationalpark Bayerischer Wald. Nationalparkplan. Anlageband. Stand: Dezember 2010. Grafenau (NPBW). Online verfügbar unter https://www.nationalpark-bayerischer-wald.bayern.de/ueber_uns/aufgaben/doc/schalenwildmanagement_ba_web.pdf, zuletzt geprüft am 26.09.2018.

Nationalpark Hainich: Pilze. Online verfügbar unter <https://www.nationalpark-hainich.de/de/nationalpark/natur/pilze.html>, zuletzt geprüft am 25.09.2018.

Nationalpark Hainich (2018): Nationalpark Hainich Geschichte. Hg. v. Nationalpark Hainich. Online verfügbar unter <https://www.nationalpark-hainich.de/de/nationalpark/nationalpark-hainich/geschichte.html>, zuletzt geprüft am 28.08.2018.

Nationalpark Schwarzwald (2018): Nationalpark. Hg. v. Nationalpark Schwarzwald. Online verfügbar unter <https://www.nationalpark-schwarzwald.de/nationalpark/>, zuletzt geprüft am 03.09.2018.

Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald (2018): Natur im Nationalpark Bayerischer Wald. Hg. v. Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald. Online verfügbar unter <https://www.nationalpark-bayerischer-wald.bayern.de/natur/index.htm>, zuletzt aktualisiert am 19.02.2018, zuletzt geprüft am 26.09.2018.

Niewiadomski, Zbigniew (1996): BIESZCZADY NATIONAL PARK. In: Alicja I. Breymer und Reginald D. Noble (Hg.): Biodiversity conservation in transboundary protected areas. Proceedings of an international workshop, Bieszczady and Tatra National Parks, Poland, May 15–25, 1994. Washington, DC: National Academy Press, S. 141–146.

Odden, John; Linnell, John D. C.; Andersen, Reidar (2006): Diet of Eurasian lynx, *Lynx lynx*, in the boreal forest of southeastern Norway. The relative importance of livestock and hares at low roe deer density. In: *Eur J Wildl Res* 52 (4), S. 237–244. DOI: 10.1007/s10344-006-0052-4.

Okarma, Henryk; Jędrzejewski, Włodzimierz; Schmidt, Krzysztof; Kowalczyk, Rafał; Jędrzejewska, Bogumiła (1997): Predation of Eurasian lynx on roe deer and red deer in Białowieża Primal Forest, Poland. In: *Acta Theriol* 42, S. 203–224. DOI: 10.4098/AT.arch.97-22.

Périquet, Stéphanie; Valeix, Marion; Loveridge, Andrew J.; Madzikanda, Hillary; Macdonald, David W.; Fritz, Hervé (2010): Individual vigilance of African herbivores while drinking. The role of immediate predation risk and context. In: *Animal Behaviour* 79 (3), S. 665–671. DOI: 10.1016/j.anbehav.2009.12.016.

Perzanowski, Kajetan; Kanzaki, Nobuo (2000): BIESZCZADZKA POPULACJA DZIKA. The wild boar population in the Bieszczady Mountains. In: Bieszczadzki Park Narodowy (Hg.): Kręgowce bieszczadów zachodnich. Ze szczególnym uwzględnieniem bieszczadzkiego parku narodowego, Bd. 9. Unter Mitarbeit von Zbigniew Głowaciński. Kraków, Ustrzyki Dolne: "Impuls"; Wydawnictwo Bieszczadzkiego Parku Narodowego (Monografie Bieszczadzkie, 9), S. 193–204.

Peterson, R.O.; Vucetich, J.A.; Page, R.E.; Chouinard, A. (2003): Temporal and spatial aspects of predator-prey dynamics. In: *ALCES* 39, S. 215–232.

Polskie Parki Narodowe: Bieszczadzki Park Narodowy : Hg. v. Polskie Parki Narodowe. Online verfügbar unter <http://zpppn.pl/bieszczadzki-park-narodowy-pl/park>, zuletzt geprüft am 24.09.2018.

Pucek, Z.; Belousova, I.P.; Krasińska, M.; Krasiński, Z.A.; Olech, W. (2004): European bison. Status survey and conservation action plan. Gland, Cambridge: IUCN.

Ray, Justina C. (Hg.) (2005): Large carnivores and the conservation of biodiversity. Washington DC u.a.: Island Press.

Ripple, W.J.; Beschta, R.L.; Fortin, J.K.; Robbins, C.T. (2014): Trophic cascades from wolves to grizzly bears in Yellowstone. In: *Journal of Animal Ecology* 83, S. 223–233.

Schmidt, Krzysztof; Jędrzejewski, Włodzimierz; Theuerkauf, Jörn; Kowalczyk, Rafał; Okarma, Henryk; Jędrzejewska, Bogumiła (2008): Reproductive behaviour of wild-living wolves in Białowieża Primeval Forest (Poland). In: *J Ethol* 26 (1), S. 69–78. DOI: 10.1007/s10164-006-0031-y.

Śmietana, Wojciech (2005): Selectivity of wolf predation on red deer in the Bieszczady Mountains, Poland. In: *Acta Theriol* 50 (2), S. 277–288. DOI: 10.1007/BF03194490.

Śmietana, Wojciech; Okarma, H.; Sniezko, Stanisław (2000): BIESZCZADZKA POPULACJA RYSIA. The lynx population in the Bieszczady Mountains. In: Bieszczadzki Park Narodowy (Hg.): Kręgowce bieszczadów zachodnich. Ze szczególnym uwzględnieniem bieszczadzkiego parku narodowego, Bd. 9. Unter Mitarbeit von Zbigniew Głowaciński. Kraków, Ustrzyki Dolne: "Impuls"; Wydawnictwo Bieszczadzkiego Parku Narodowego (Monografie Bieszczadzkie, 9), S. 147–155.

Śmietana, Wojciech; Wajda, Jacek (1997): Wolf number changes in Bieszczady National Park, Poland. In: *Acta Theriol* 42, S. 241–252. DOI: 10.4098/AT.arch.97-26.

Stuart, A.J. (1991): Mammalian extinctions in the Late Pleistocene of northern Eurasia and North America. In: *Biological Reviews* 66, S. 453–562.

Svenning, Jens-Christian (2002): A review of natural vegetation openness in north-western Europe. In: *Biological Conservation* 104 (2), S. 133–148. DOI: 10.1016/S0006-3207(01)00162-8.

Theuerkauf, Jörn; Rouys, Sophie (2008): Habitat selection by ungulates in relation to predation risk by wolves and humans in the Białowieża Forest, Poland. In: *Forest Ecology and Management* 256 (6), S. 1325–1332. DOI: 10.1016/j.foreco.2008.06.030.

Winnicki, Tomasz; Zemanek, Bogdan (2009): Przyroda Bieszczadzkiego Parku Narodowego. Nature in the Bieszczady National Park. Wyd. 4. Ustrzyki Dolne: Wydawnictwo Bieszczadzkiego Parku Narodowego.

WRIGHT, GREGORY J.; PETERSON, ROLF O.; SMITH, DOUGLAS W.; LEMKE, THOMAS O. (2006): Selection of Northern Yellowstone Elk by Gray Wolves and Hunters. In: *Journal of Wildlife Management* 70 (4), S. 1070–1078.