

Band 5 Göttinger Forstwissenschaften



Christian Ammer, Torsten Vor,  
Thomas Knoke, Stefan Wagner

## Der Wald-Wild-Konflikt

Analyse und Lösungsansätze vor dem  
Hintergrund rechtlicher, ökologischer  
und ökonomischer Zusammenhänge



Universitätsverlag Göttingen



Christian Ammer, Torsten Vor, Thomas Knoke, Stefan Wagner

Der Wald-Wild-Konflikt

This work is licensed under the [Creative Commons](#) License 3.0 “by-nd”, allowing you to download, distribute and print the document in a few copies for private or educational use, given that the document stays unchanged and the creator is mentioned. You are not allowed to sell copies of the free version.



erschienen als Band 5 in der Reihe „Göttinger Forstwissenschaften“ im  
Universitätsverlag Göttingen 2010

---

Christian Ammer, Torsten Vor,  
Thomas Knoke, Stefan Wagner

## Der Wald-Wild-Konflikt

Analyse und Lösungsansätze  
vor dem Hintergrund  
rechtlicher, ökologischer  
und ökonomischer  
Zusammenhänge

Göttinger Forstwissenschaften  
Band 5



Universitätsverlag Göttingen  
2010

## Bibliographische Information der Deutschen Nationalbibliothek

Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliographie; detaillierte bibliographische Daten sind im Internet über <http://dnb.ddb.de> abrufbar.

Global Forest Decimal Classification: GFDC 903, 451.2, 156.5

### *Herausgeber der Reihe*

Prof. Dr. Christian Ammer  
Prof. Dr. Hermann Spellmann  
Prof. Dr. Friedrich Beese  
Prof. Dr. Stefan Schütz

### *Schriftleiter*

Dr. Norbert Bartsch ([n.bartsch@forst.uni-goettingen.de](mailto:n.bartsch@forst.uni-goettingen.de))

### *Anschriften der Autoren*

Prof. Dr. Christian Ammer  
Dr. Torsten Vor  
Georg-August-Universität  
Abteilung Waldbau und Waldökologie der gemäßigten Zonen  
Büsgenweg 1, 37077 Göttingen  
Prof. Dr. Thomas Knoke  
Technische Universität München  
Fachgebiet für Waldinventur und nachhaltige Nutzung  
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2, 85354 Freising  
Dr. Stefan Wagner  
Schießgrabenstraße 26a, 86150 Augsburg

Dieses Buch ist auch als freie Onlineversion über die Homepage des Verlags sowie über den OPAC der Niedersächsischen Staats- und Universitätsbibliothek (<http://www.sub.uni-goettingen.de>) erreichbar und darf gelesen, heruntergeladen sowie als Privatkopie ausgedruckt werden. Es gelten die Lizenzbestimmungen der Onlineversion. Es ist nicht gestattet, Kopien oder gedruckte Fassungen der freien Onlineversion zu veräußern.

Satz und Layout: Norbert Bartsch und Christine Rapp  
Umschlaggestaltung: Wolfgang Tambour, Margo Bargheer  
Titelabbildung: Zauneffekt in einem Buchen-Edellaubholzbestand im Göttinger Wald  
(Foto: Norbert Bartsch)  
Rückenabbildung: Wildverbiss an Weißtanne (Foto: Christian Ammer)

© 2010 Universitätsverlag Göttingen  
<http://univerlag.uni-goettingen.de>  
ISBN: 978-3-941875-84-5  
ISSN: 1867-6731

# Inhalt

Abkürzungen .....	VII
<b>1 Einleitung .....</b>	<b>1</b>
<b>2 Geschichte und öffentliche Wahrnehmung des Wald-Wild-Konflikts .....</b>	<b>5</b>
2.1 Wald und Wild im Wandel der Zeit.....	6
2.2 Waldschäden durch Schalenwild in den Medien .....	15
<b>3 Rechtliche Vorgaben und gesellschaftliche Ziele .....</b>	<b>21</b>
3.1 Das Jagdrecht in der Bundesrepublik Deutschland .....	21
3.1.1 Jagdrecht i. e. S. mit Bezug zu Biodiversität und Schalenwildbewirtschaftung .....	22
3.1.2 Jagdrecht i. w. S. mit Bezug zu Biodiversität und Schalenwildbewirtschaftung.....	23
3.2 Gesetzliche Vorgaben zum Konflikt Wald-Wild .....	25
3.2.1 Rechtsbestand Schalenwildbewirtschaftung.....	25
3.2.2 Rechtsbestand Biodiversität .....	30
3.2.3 Schnittmengen und gesellschaftliche Ziele.....	35
<b>4 Ökologische und ökonomische Auswirkungen von Schalenwildverbiss .....</b>	<b>41</b>
4.1 Einflussgrößen für das Ausmaß von Schalenwildverbiss .....	42
4.1.1 Schalenwilddichte.....	43
4.1.2 Wildarten, Populationsstrukturen und Nahrungspräferenzen .....	46
4.1.3 Seltenheit der Baumarten .....	51
4.1.4 Reaktion auf Schädigungen .....	53
4.1.5 Waldstruktur und waldbauliche Behandlung .....	54
4.1.6 Grad der Fragmentierung des Waldes.....	56
4.2 Auswirkungen auf Biodiversität und Produktivität von Waldökosystemen.....	57
4.2.1 Grundlagen .....	57
4.2.2 Gehölzpflanzen .....	60
4.2.3 Bodenvegetation .....	66
4.2.4 Fauna .....	69
4.2.5 Bodenfruchtbarkeit.....	70
4.3 Auswirkungen auf Schutzwälder .....	71
4.4 Auswirkungen auf den Waldumbau .....	73

4.5	Betriebswirtschaftliche Auswirkungen.....	75
4.5.1	Zur Notwendigkeit einer Neuausrichtung bestehender Bewertungsansätze.....	75
4.5.2	Diversität und Risiko .....	77
4.5.3	Baumartenvielfalt und Risiko (ohne Baumarteninteraktionen).....	82
4.5.4	Baumartenvielfalt und Risiko (mit Baumarteninteraktionen) .....	84
4.5.5	Baumartenvielfalt und schwerwiegende Unsicherheiten .....	85
4.5.6	Bewertung erhöhter Risiken durch Baumartenverlust.....	86
4.5.7	Opportunitätskosten aufwendiger Kulturen und Zäune .....	92
<b>5</b>	<b>Inventurergebnisse zum Ausmaß von Wildverbiss .....</b>	<b>95</b>
5.1	Allgemeines.....	95
5.2	Bundeswaldinventur.....	96
5.3	Vegetationsgutachten in Bayern und Rheinland-Pfalz.....	98
5.4	Sonderinventuren .....	102
5.5	Einschätzungen aus Sicht des Naturschutzes .....	103
<b>6</b>	<b>Vergleich der aktuellen Situation mit den gesetzlichen Vorgaben .....</b>	<b>105</b>
<b>7</b>	<b>Ansätze zur Konfliktlösung .....</b>	<b>113</b>
7.1	Rechtliche Lösungsansätze .....	115
7.1.1	Allgemeiner Schutz von Waldökosystemen.....	116
7.1.2	Erhöhter Schutz bestimmter Waldökosysteme.....	122
7.1.3	Vorschläge für Gesetzesänderungen.....	124
7.2	Waldbauliche, wildbiologische und jagdtechnische Lösungsansätze.....	127
7.2.1	Waldbauliche Lösungsansätze .....	127
7.2.2	Wildbiologische und jagdtechnische Lösungsansätze.....	128
7.3	Betriebswirtschaftliche Bewertung und Problembewusstsein .....	138
7.4	Verbesserung der Inventuransätze .....	141
7.4.1	Räumliche Auflösung.....	141
7.4.2	Verbesserung der statistischen Aussagekraft und Transparenz der Beurteilung.....	141
7.5	Fazit.....	144
<b>8</b>	<b>Zusammenfassung .....</b>	<b>147</b>
<b>9</b>	<b>Summary.....</b>	<b>153</b>
<b>10</b>	<b>Literatur.....</b>	<b>157</b>
	<b>Danksagung .....</b>	<b>176</b>
	<b>Anhang .....</b>	<b>177</b>



## Abkürzungen

Abb.	Abbildung
Abs.	Absatz
ANW	Arbeitsgemeinschaft Naturgemäße Waldwirtschaft
Art.	Artikel
AVBayJG	Ausführungsverordnung des Bayerischen Jagdgesetzes
BayJG	Bayerisches Jagdgesetz
BayWaldG	Bayerisches Waldgesetz
BB	Brandenburg
BGBI	Bundesgesetzblatt
BJagdG	Bundesjagdgesetz
BMVEL	Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
BL	Bundesländer
BW	Baden-Württemberg
BWaldG	Bundeswaldgesetz
BWI	Bundeswaldinventur
BWildSchV	Bundeswildschutzverordnung
BY	Bayern
ca.	cirka
CBD	Convention on Biological Diversity
cm	Zentimeter
d. h.	das heißt
DJV	Deutscher Jagdschutzverband
et al.	und andere
EU	Europäische Union
FAZ	Frankfurter Allgemeine Zeitung
ff.	folgenden
FFH-Richtlinie	Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie der EU
FSC	Forest Stewardship Council
FVA	Forstliche Versuchsanstalt
GG	Grundgesetz der Bundesrepublik Deutschland
ha	Hektar
HS	Hessen
i. d. F.	in der Fassung
i. d. R.	in der Regel
i. e. S.	im engeren Sinn
i. S. d.	im Sinn des/r
i. V. m.	in Verbindung mit

---

i. w. S.	im weiteren Sinn
J	Jahr
JagdZVO	Jagdzeitenverordnung
k	Korrelation
kg	Kilogramm
km	Kilometer
LjagdG	Landesjagdgesetz
MV	Mecklenburg-Vorpommern
Nr.	Nummer
NVJ	Naturverjüngung
o. g.	oben genannte
o. J.	ohne Jahr
PEFC	Programme for the Endorsement of Forest Certification Schemes
RP	Rheinland-Pfalz
S.	Seite
SN	Sachsen
s. u.	siehe unten
SZ	Süddeutsche Zeitung
t	Tonne
Tab.	Tabelle
TH	Thüringen
USchadG	Umweltschadensgesetz
u. U.	unter Umständen
v. a.	vor allem
vgl.	vergleiche
z. B.	zum Beispiel

# 1 Einleitung

Seit über 50 Jahren wird in Deutschland die Wald-Wild-Diskussion intensiv und teilweise sehr emotional geführt. Inventuren zeigen auf großen Flächen vergleichsweise hohe durch Schalenwild verursachte Waldschäden, die insbesondere im Hinblick auf die forstliche Produktion, die Biodiversität, den Waldumbau im Zuge des Klimawandels sowie die Schutzfunktion von Wäldern besonders gravierend sind (vgl. Kapitel 4 und 5). Den vielfach überhöhten Wildbeständen, die nicht selten in den jagdlichen Interessen Einzelner ihren Grund haben, stehen somit gesellschaftliche und forstwirtschaftliche Ansprüche an Wälder gegenüber. Um in dem daraus entstehenden Interessenkonflikt sachlich fundierte Handlungsstrategien erarbeiten zu können, ist es erforderlich, die rechtlichen, ökologischen und ökonomischen Zusammenhänge zu analysieren und vor dem Hintergrund der durch die Gesetze vorgegebenen gesellschaftlichen Ziele klare Schlussfolgerungen zu definieren. Zu diesem Zweck werden in der folgenden Expertise verschiedene Aspekte der durch hohe Schalenwildichten hervorgerufenen Folgen<sup>1</sup> für die Entwicklung und die Bewirtschaftung von Wäldern betrachtet und im Hinblick auf forstwirtschaftliche Interessen bewertet. Es sei daher bereits an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass es in der folgenden Darstellung nur um jene Fälle geht, in der die Folgen des Wildeinflusses einen Konflikt mit den Zielen des Waldbesitzers hervorrufen und dessen Freiheit einschränken, seinen Wald in der von ihm gewünschten Weise zu entwickeln. Akzeptiert ein Waldbesitzer dagegen die Folgen hoher Schalenwildbestände oder begrüßt sie sogar ausdrücklich (wie beispielsweise die Vertreter der Megaherbivoretheorie, nach der Mitteleuropa vormals unter dem Einfluss großer Säuger allenfalls parkähnlich mit Bäumen bestockt war (vgl. Vera 2000, Vera et al. 2006)), liegt kein Konflikt vor. Allerdings ist vielerorts das Gegenteil der Fall. Zudem kann sich ein Waldbesitzer nur dann frei entscheiden, wenn er über die Folgen der Wildschäden in vollem Umfang informiert ist (vgl. Abb. 1). Auch dies ist im Wald wegen der oft nur langfristig spürbaren Konsequenzen (vgl. Kapitel 4) im Gegensatz zu den leicht erkennbaren Schäden an einjährigen landwirtschaftlichen Kulturen sehr oft nicht der Fall. Deshalb nimmt die Darstellung der ökologischen und ökonomischen Folgen von

---

<sup>1</sup> Im Mittelpunkt der Betrachtungen steht im Folgenden der Verbiss von Waldbäumen, also das Abbeißen von Pflanzenteilen, besonders von Knospen und Trieben, der das Wachstum von Holzpflanzen beeinträchtigt (Berrens et al. 1985). Da zwischen Terminaltriebverbiss und dem Gesamtverbiss ein sehr enger Zusammenhang besteht (König und Baumann 1990), wird im Folgenden nicht weiter zwischen Terminaltrieb- und Seitentriebverbiss unterschieden.

Schalenwildverbiss im Rahmen dieser Arbeit einen breiten Raum ein. Darüber hinaus werden Möglichkeiten und Instrumente aufgezeigt, forstwirtschaftlich akzeptable Schalenwildsdichten zu erreichen und dauerhaft sicherzustellen.



**Abb. 1.** Der Einfluss hoher Schalenwildbestände auf die Waldverjüngung wird nur an wenigen Stellen so deutlich wie auf Truppenübungsplätzen, bei denen auf Teilflächen die Jagd unterbleibt, um gezielt Offenland zu erhalten. Ob dieser Einfluss als Schaden bewertet wird, der mit den waldbaulichen Zielen nicht übereinstimmt, entscheidet allein der Waldbesitzer. Dazu sollten ihm aber ausreichende Informationen zu den langfristigen ökologischen und ökonomischen Folgen des Verbisses vorliegen (Foto: H. Reinecke).

Herzog (2010) hat darauf hingewiesen, dass es per se zwischen Wald und Wild keinen Konflikt gäbe und ein gewisses Maß an „Fraßeinwirkung“ a priori völlig normal sei. Das ist natürlich ebenso richtig wie seine Feststellung, dass Pflanzenfresser Pflanzen fressen. Gleichwohl hat sich der Terminus „Wald-Wild-Konflikt“ für den Interessengegensatz zwischen einer erwerbswirtschaftlich orientierten Waldbewirtschaftung und vorrangig jadlichen Interessen, die häufig an hohe Schalenwildsdichten gekoppelt sind, eingebürgert. Aus diesem Grund verwenden wir diesen Terminus hier und gehen davon aus, dass der Leser abseits aller Semantik zur Lösung der nicht allzu schweren Aufgabe in der Lage ist, die Verkürzung „Wald-Wild-Konflikt“ richtig zu deuten.

Der Einordnung des Themas dient zunächst ein Überblick über die Entwicklung des Wald-Wild-Konflikts in der Vergangenheit und seine Darstellung in

den Medien (Kapitel 2). Darauf folgt eine Aufarbeitung des Rechtsbestands und der sich für die Bewirtschaftung von Wäldern ergebenden gesellschaftlichen Ziele (Kapitel 3). Eine weitere Bestandsaufnahme stellen die beiden folgenden Kapitel dar, die die ökologischen und die ökonomischen Auswirkungen von Schalenwildverbiss (Kapitel 4) zusammenfassen und Inventurergebnisse zum Ausmaß von Schalenwildverbiss (Kapitel 5) vorstellen. Im Kapitel 6 werden die zuvor genannten gesetzlichen Vorgaben mit der in den Kapiteln 4 und 5 beschriebenen Situation verglichen. Im Kapitel 7 werden schließlich Handlungsempfehlungen zur dauerhaften Lösung des Konflikts zwischen einer auf jagdliche Interessen fokussierten Schalenwild- und der forstlich motivierten Waldbewirtschaftung gegeben. Eine Zusammenfassung (Kapitel 8) und ein Verzeichnis der zitierten Literatur (Kapitel 9) schließen den Bericht ab.



## 2 Geschichte und öffentliche Wahrnehmung des Wald-Wild-Konflikts

Die Geschichte des Einflusses des Schalenwilds auf den Wald ist wechselhaft und in hohem Maße durch die politischen Verhältnisse geprägt. Während in Notzeiten und nach der Revolution 1848 niedrige Wilddichten herrschten, die der Waldverjüngung zugutekamen, wurden in feudalherrschaftlichen Zeiten und in der Zeit des Nationalsozialismus Schalenwilddichten erreicht, die eine natürliche Waldregeneration praktisch ausschlossen. Seit etwa 40 Jahren sind die Schalenwilddichten so hoch, dass Forstleute, Naturschutzverbände und Waldbesitzer regelmäßig zu einer Reduktion überhöhter Bestände aufrufen, um den aus verschiedenen Gründen angestrebten Waldumbau voranzubringen. Dem steht das Votum eines großen Teils der Jägerschaft entgegen, der den Gedanken der Wildhege in den Vordergrund stellt und eine Verringerung der Schalenwilddichte ablehnt. Seit dem Mittelalter hat sich nur wenig daran geändert, dass nur ein kleiner Teil der Waldeigentümer die Jagd auf ihren Flächen selbst ausüben und trophäen-tragende Wildtiere in den Augen vieler Jäger eine höhere Wertigkeit besitzen als andere Arten. Viele Beispiele staatlicher und großer Privatforstbetriebe zeigen, dass durch „angemessene“ Bejagung eine wesentliche Verbesserung der Verjüngungssituation in Waldbeständen erreicht werden kann.

Die Aufarbeitung historischer Zusammenhänge und der Entwicklungen bis zur Gegenwart dient als Grundlage für das Verständnis und für eine objektive Wertung der aktuellen Situation im bewirtschafteten Wald. Einen großen Einfluss auf die Entwicklungen hatten die sich ändernden Ziele und Motivationen der Menschen im Umgang mit Wald und Wild im Laufe der Zeit. Diese Ziele finden daher in den folgenden Abschnitten besondere Beachtung<sup>2</sup>.

---

<sup>2</sup> Die im Kapitel 2 enthaltenen Aussagen sind, wenn nicht anders zitiert, im Wesentlichen aus folgenden Publikationen entnommen: Meister und Offenberger (2004), Rösener (2004), Hasel (2006).

## 2.1 Wald und Wild im Wandel der Zeit

Wälder und Wildbestände wurden im Laufe der Zeit zunehmend durch die komplexer werdenden Einwirkungen des Menschen auf die Umwelt geprägt, wenn auch mit deutlichen Schwankungen. Der archaische *Homo sapiens* gelangte vor etwa 500.000 Jahren von Afrika nach Europa und ernährte sich von der Jagd auf Wildtiere sowie vom Sammeln essbarer Pflanzen, Pilze und Früchte (Rösener 2004). 60 % des erlegten Wildes waren zu dieser Zeit Großwild (Waldelefanten, Wald- und Steppennashörner, Wildrinder, Wildpferde und Bären), 17 % mittelgroßes Wild (Hirsche, Rehe, Wildschweine) und 23 % kleinere Tiere (vor allem Biber), wie man aus Knochenfunden an Lagerplätzen schloss. Vor den großen Eiszeiten war die Flora insgesamt wesentlich vielfältiger als heute. Viele der heute als „Exoten“ geltenden Baumarten, wie die Douglasie, existierten damals schon als gleiche oder verwandte Arten in Mitteleuropa. Durch die Eiszeiten wurden sie nach Süden verdrängt, wo sie die Alpen nicht überwinden konnten und teilweise ausstarben. Mit dem Rückzug der Eismassen (die letzte Eiszeit endete vor etwa 10.000 Jahren) erfolgte eine Wiederbewaldung von Süd nach Nord, mit klimatisch bedingten Unterschieden in der jeweiligen Baumartenzusammensetzung. Zunächst prägten Kiefern und Birken das Waldbild (Kiefern-Birkenzeit). Danach gab es reine Kiefernwälder (Kiefernzeit), gefolgt von der wärmeren Haselzeit, von der Eichenmischwaldzeit, von der Tannen- oder Fichtenzeit bis schließlich zur kühleren und feuchteren Buchenzeit (Hasel 2006). Die nach dem menschlichen Gebrauch von Werkzeugen benannten Zeiten überlappen sich teilweise mit den nach vorherrschenden Gehölzen benannten Perioden: In der Altsteinzeit (ca. 2.500.000 - 8.000 v. Chr.) waren die Menschen als Jäger und Sammler nicht imstande, den Wald wesentlich zu beeinflussen. Über die mittlere Steinzeit (ca. 8.000 - 5.500 v. Chr.) bis zur Jungsteinzeit (ca. 5.500 - 1.600 v. Chr.) wurde es wärmer und feuchter, vor allem Laubwald breitete sich aus. Herdentiere (Rentier, Mammut, Nashorn) verschwanden und die weniger ergiebige Jagd auf Wildtiere (Auerochs, Elch, Bär, Reh, Hirsch) wurde ausgeübt. In der Jungsteinzeit wurden die Menschen schließlich in Mitteleuropa sesshaft, verbunden mit ersten Rodungen, Ackerbau und Viehzucht. Die Abhängigkeit der Menschen von der Jagd im Wald wurde daher immer geringer, während die Waldweide an Bedeutung gewann. Das führte dazu, dass parkähnliche Landschaften entstanden. Wenn letzte Gehölzreste zusammenbrachen, wurde das Land auch als Ackerland genutzt. Trotzdem gab es auch immer noch große „Schattholzwaldungen“ aus Fichte, Tanne und Buche, besonders in den schwer zugänglichen Mittelgebirgen, die erst im Mittelalter durch Rodungen erschlossen wurden. Über die Bronze- (ca. 1.600 - 800 v. Chr.) zur Eisenzeit (ca. 800 v. Chr. - 600 n. Chr.) wurde es wieder kühler und feuchter. Aus den einstigen Eichenmischwäldern wurden Eichen-Buchenwälder und schließlich reine Buchenwälder, die auch heute noch natür-



licherweise den größten Teil (ca. zwei Drittel) Mittel- und Westeuropas bedecken würden. Während der Römerzeit erfolgten zunächst große Waldrodungen in den besetzten Teilen Germaniens. Für die Siedlungen wurden große Mengen an Bau- und Brennholz benötigt. Diese Abholzungen konzentrierten sich aber weiterhin nur im Bereich der Siedlungen. Zwischen besiedelten Gebieten gab es immer noch ausgedehnte Urwaldungen bis zum Mittelalter. In den von römischem Einfluss freigebliebenen Gebieten (Mittel- und Norddeutschland) waren kleinere Siedlungen üblich, mit ebenfalls dazwischen liegenden dichten und urwaldartigen Wäldern. Während der großen Völkerwanderungen wurden viele dieser Siedlungen wieder aufgegeben, es folgten Wüstungs- und erneute Rodungsperioden. Bis zum Ende des Mittelalters wurde in etwa die heutige Verteilung von Wald und Feld erreicht, es folgten jedoch weitere Wüstungsperioden als Folge von Pest, Hungersnöten, Verstädterung und der damit einhergehenden Landflucht. Gleichzeitig wuchs das Interesse der Grundbesitzer an zusammenhängenden großen Forsten und an der Jagd („Wenn das Holz reicht dem Ritter an den Sporn, hat der Bauern sein Recht verlor.“). Eigentumsrechte wurden begründet und Rodungen nicht mehr generell erlaubt. Es entstanden die sog. Bannforsten, in denen erste Einnahmen aus dem Wald und aus der Jagd erzielt wurden. Daraus resultierten auch die ersten Forstordnungen zum Schutz des Waldes. Es fanden jedoch auch in dieser Zeit immer wieder kriegerische Auseinandersetzungen und damit häufig einhergehende Waldverwüstungen durch Feuer statt. Zudem waren großflächige Waldnutzungen für den Bau von Kriegsgeräten und zum Wiederaufbau der Siedlungen üblich. Hinzu kamen weitere Rodungen, um neues Land urbar zu machen, und degradierende Nutzungen wie der Plaggenhieb und das Laubstreurechen als Einstreu für die Viehbestände. Die Folge davon waren großflächige Heidelandschaften (vgl. Abb. 2).

Die vorindustrielle Waldnutzung ist heutzutage größtenteils in Vergessenheit geraten und allenfalls noch als Nebennutzungen bekannt (z. B. Mast, Waldweide, Harzerei, Köhlerei, Aschenbrennerei, Glasmacherei, Flößerei, Brenn- und Bauholznutzung, Salinenbetrieb, Bergbau, Eisenverhüttung). Die Zeit vom Mittelalter bis in das 19. Jahrhundert wird nicht zu Unrecht „hölzernes Zeitalter“ genannt. Davor wurde der Wald als Jagd- und Sammelgebiet genutzt, gefolgt vom Zeitalter der Rodungen und Übernutzungen. Das führte in der zweiten Hälfte des 18. Jahrhunderts zur Forderung nach planmäßiger und sachkundiger Waldbewirtschaftung. Im Zuge der Einführung einer geregelten „Forstwirtschaft“ wurde auch der Begriff der „Nachhaltigkeit“ (von Carlowitz 1713) geprägt. Grundlegend neu und anders als alle bisherigen Formen der Waldnutzung war dabei die erstmalige Beachtung der begrenzten natürlichen Ressourcen. Dabei waren die Wirkungen des Waldes auf Klima, Wasserhaushalt, Landeskultur, Gesundheit und Wohlbefinden des Menschen schon lange bekannt (s. Plato, Aristoteles, Cicero, Plinius d. Ä.). So war man sich beispielsweise seit Langem bewusst, dass die Waldvernichtung das Ende einer geregelten Wasserversorgung bedeuten würde.

Neben der Nutzfunktion des Waldes wurden auch Schutz- und Erholungsfunktion erkannt. Die durch die geregelte Nutzung der Wälder entstehenden Waldaufbauformen waren sowohl hinsichtlich der Waldstruktur als auch hinsichtlich der Baumartenzusammensetzung stark durch anthropogene Einflüsse geprägt. Dies gilt gleichermaßen für Nieder-, Mittel- und Hochwälder.



**Abb. 2.** Aus kulturhistorischen Gründen werden Reste ehemaliger Heidelandschaften waldfrei gehalten, hier der Totengrund in der Lüneburger Heide (Foto: N. Bartsch).

Einen zunehmenden Einfluss auf die Wälder hatte die Jagd. Bereits 1582 schrieb Noé Meurer ein Buch über „Jag- und Forstrecht“. Er verteidigte zwar das herrschaftliche Jagdrecht, wandte sich aber entschieden gegen die Auswüchse der Jagd und Wildschäden in Wald und Landwirtschaft sowie gegen die Belastungen der Bauern durch Wild und Jagd. Er trat schon damals für die Verminderung der Wildbestände ein. Die hohen Schäden besonders durch Rot- und Schwarzwild waren auch ein wesentlicher Grund für die Bauernkriege Anfang des 16. Jahrhunderts (Meister und Offenberger 2004). Die Bauern wollten die hohen Schäden auf ihren Feldern nicht länger tolerieren, denn Gegenmaßnahmen (außer der Benutzung von Steinschleudern zum Verscheuchen des Wildes) wurden ihnen von den adeligen Landesherrn nicht gestattet. Nach der Niederschlagung der Bauernaufstände verschlechterte sich die Situation. So entwickelte sich besonders nach dem Dreißigjährigen Krieg die höfische Jagd weiter und gewann an Bedeutung. Dies führte zu einer Hervorhebung der Stellung der fürstlichen Jagdbeamten. Während der Wald in einigen Landesteilen unter der (Über-)Nutzung für die Bergbau- und Salinenwirtschaft zu leiden hatte, wurde er andernorts der Jagd untergeordnet, worüber die Jagdbeamten zu wachen hatten. Das führte zu einer Verarmung des forstlichen und zu einer Aufwertung des jagdlichen Schrifttums

(z. B. „Der vollkommene Teutsche Jäger“, Freiherr v. Flemming 1719). Schriften wie „Sylvicultura oeconomica“ (v. Carlowitz 1713), die keine Ausführungen zur Landwirtschaft und Jagd enthielten, wurden kaum beachtet. Erst langsam vollzog sich der Wandel von den „reinen“ über die „holzgerechten“ zu den „hirsch- und holzgerechten“ Jägern. Zu den holzgerechten, d. h. die Belange des Waldes berücksichtigenden, Jägern zählte H.W. Döbel als erster nichtadeliger Forstwissenschaftler. „Der Jäger muß hirsch-, jagd-, holz- und forstgerecht, gottesfürchtig und fromm, treu und redlich gegen seinen Herrn, vorsichtig, verständig, klug, wachsam und munter, unverdrossen, aufgeweckt, entschlossen, unerschrocken und von guter Leibeskonstitution sein, Liebe zu den Hunden haben und ein gutes und reinliches Gewehr haben“ (1746). Weitere bedeutende Vertreter der „holzgerechten“ Jäger waren J.G. Beckmann, M.C. Käpler und J.J. Büchting. Der Durchbruch der Forstwirtschaftslehre erfolgte mit W.G. v. Moser, die forstliche Nachhaltigkeit wurde maßgeblich durch G.L. Hartig, H. Cotta und W. Pfeil (auch hirsch- und holzgerechte Jäger genannt) geprägt. Bis ins 19. Jahrhundert war die forstliche Ausbildung eher nebensächlich, die Sorgen galten in erster Linie der Jagd und dem Wild. Dem Wild sollten möglichst sichere Einstände erhalten bleiben, wohingegen Mensch und Vieh dem Wald ferngehalten werden sollten. Die Forstverwaltung war lediglich ein Teil der Jagdverwaltung. Mit der Revolution im Jahre 1848 zerbrach das feudale Jagdrecht schließlich und es begann die bürgerliche Jagdausübung. Das führte zunächst zu einer starken Dezimierung der Wildbestände, denn die privaten Waldbesitzer hatten Holz als Wirtschaftsfaktor erkannt. Außerdem war das Wildbret der Tiere wichtiger als deren Trophäen. Der Laubwald konnte sich in dieser Zeit wieder natürlich verjüngen. Diese Epoche kann man als „größten Praxisversuch mit nachhaltiger Wirkung“ für den Wald bezeichnen. Viele der heute noch vorhandenen und wegen ihrer Vielfalt bewunderten Mischbestände wurden zu dieser Zeit geringer Schalenwildichten begründet. Mit der Gründung des „Allgemeinen Deutschen Jagdschutzvereins“ von Förstern, Adeligen und Kaufleuten im Jahr 1875 trat allerdings wieder eine Wende ein, denn nun wurde die Hege des Rehwilds als „Hirsche des kleinen Mannes“ in den Vordergrund gestellt. In der Vergangenheit hatte das Rehwild eine eher geringe Bedeutung gehabt. Zudem kam es in den großen geschlossenen Wäldern (besonders in Buchenwäldern) nur in geringen Dichten vor, denn Rehwild ist relativ klein und aufgrund seiner geringen Magengröße auf hochwertige, eiweißreiche Kost angewiesen (Konzentratselektierer), die in solch dunklen Wäldern kaum verfügbar war. Im Gegensatz zum Rehwild wurde Rotwild schon viel früher als begehrte Hochwildart in hohen Dichten gehegt, was teilweise auch zur Verdrängung des Rehwilds führte (siehe auch Smit 2002). Angaben für den Tübinger Forst belegen für die Jahre 1758 bis 1764 Jahresstrecken von 8,7 bis 9,0 Stück Rotwild pro 100 ha (Rösener 2004). Ende des 19. Jahrhunderts galten 4 Stück pro 100 ha als tolerabel für eine geregelte Waldbewirtschaftung. Das Wild

wurde auch damals schon mit Salzlecken und Fütterungen an das eigene Revier gebunden bzw. aus dem Nachbarrevier gelockt.

Im Hinblick auf die Zusammensetzung der Wälder und den Einfluss der Jagd darauf ist nicht nur der direkte Einfluss durch Wildschäden interessant, sondern auch die Förderung einzelner Baumarten zur Hege des Wildes. So wurden Eichen nicht nur zur Schweinemast gefördert, sondern auch zur Fütterung des Wildes. Ebenso wurden heute seltene Wildobstarten, wie Wildapfel, Wildbirne und Esskastanie, zum Wohlergehen des Wildes gefördert. Andererseits wurden Laubwälder stark ausgebeutet (Holznutzung, Entnahme von Laubstreu) und Nadelbäume (außer der Weißtanne) direkt (zur schnelleren Holzproduktion und für eine einfachere Jagd) und indirekt (durch den selektiven Verbissdruck auf der Verjüngung der Laubbaumarten) gefördert. Nach dem 1. Weltkrieg waren die Wildbestände durch von der hungernden Bevölkerung zunächst vermehrt ausgeübte Wilderei relativ niedrig. Sogar seltene und verbissgefährdete Baumarten, z. B. die Elsbeere, konnten sich in dieser Zeit auf geeigneten Standorten in der Verjüngung etablieren (Kahle 2004). Mit dem Wachsen der Städte und dem Auftreten großer Kalamitäten in den Nadelbaummonokulturen trat im Hinblick auf die Ansprüche an den Wald ein Gesinnungswandel ein: Neben der Nutzfunktion des Waldes wurden auch dessen Schutz- und Erholungsfunktion erkannt. Die großen Reparationshiebe der Siegermächte erforderten allerdings wieder großflächige Aufforstungen. Diese Flächen wurden meist erneut mit Fichten und Kiefern aufgeforstet.

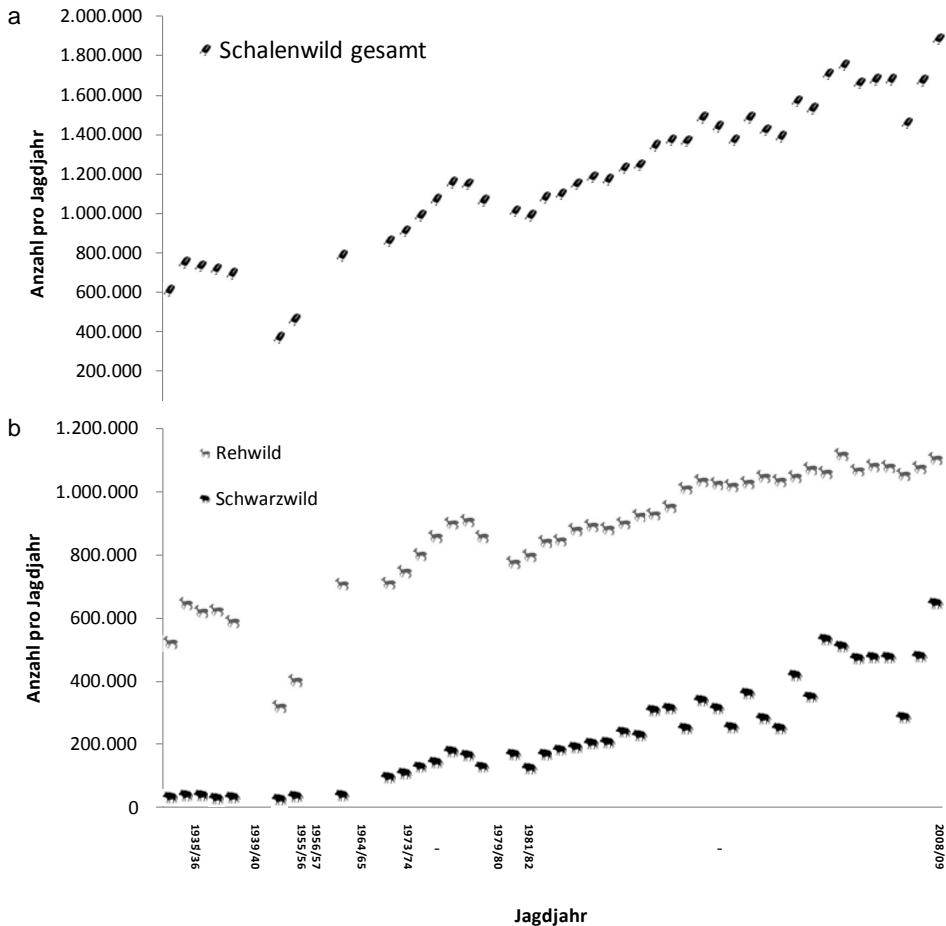
Bis 1933 war die Pacht kleinerer Jagden möglich, in denen in erster Linie zum Wildbreterwerb gejagt wurde. Mit der Machtübernahme der Nationalsozialisten folgten eine Aufwertung der Trophäenjagd und die Einführung strenger Hegerichtlinien. Die Wildbestände und damit die Schäden im Wald stiegen wieder an. Die Hege der Wildbestände ging so weit, dass im Winter 1942/43 Hafer zur Wildfütterung an die Staatsjagdreviere abgeliefert werden musste, ohne Rücksicht auf die hungernde Bevölkerung. Die letzten großen Beutegreifer (Bär, Wolf, Luchs) waren als Nahrungs- und Jagdkonkurrenten schon seit Langem ausgerottet worden, sodass einer ungehinderten Vermehrung des Wildes nichts im Wege stand. Immer wieder durchstreifende Großräuber wurden rasch erlegt (z. B. 17 Wölfe in der DDR nach 1945, 7 Wölfe in der Bundesrepublik Deutschland bis 1975, Rösener 2004).

Nach dem 2. Weltkrieg mussten erneut großflächige Reparationshiebe geleistet werden (Sommer 2005). Außerdem war der Bedarf an Bau- und Brennholz groß. Die zur Befriedigung dieser Bedürfnisse vielerorts übliche und einfache Kahlschlagwirtschaft führte zu einer Konzentration des Wildes auf den Kahlschlagflächen und verhinderte die Verjüngung von Laubbaumarten und der Weißtanne ohne Zaunschutz. Aufwendige und teure Einzelschutzverfahren wurden getestet, aber bald wieder aufgrund mangelnder Wirksamkeit aufgegeben. Viele Waldbesitzer pflanzten deshalb weiterhin die relativ verbisstoleranten Fichten und

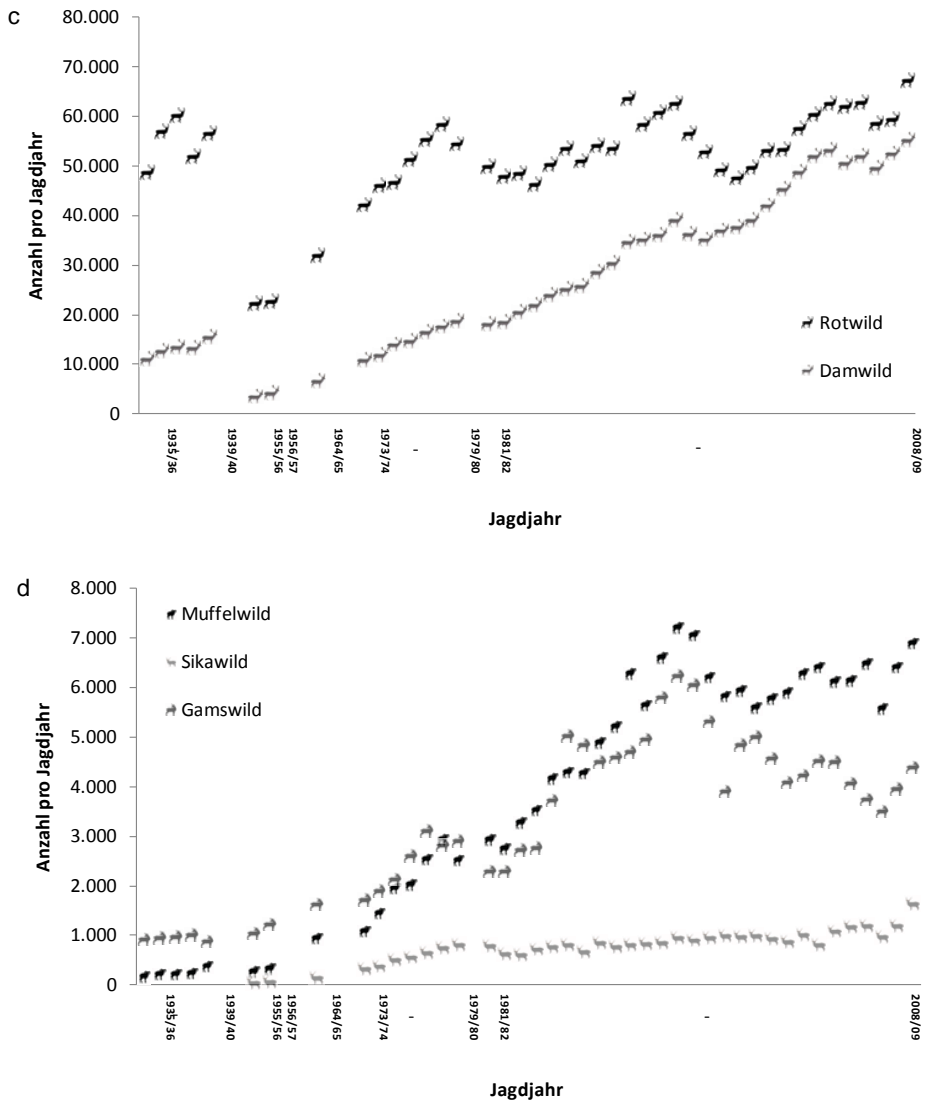
Kiefern. Schon 1951 gingen Förster davon aus, dass der Schaden im Wald durch Wildverbiss zehnmal so hoch war wie der durch Sturm und andere Naturkatastrophen verursachte (Meister und Offenberger 2004). Initiativen, die sich für einen gestuften Waldaufbau und Mischbestände mit geringeren Wildbeständen einsetzten (z. B. Arbeitsgemeinschaft Naturgemäße Waldwirtschaft (ANW), Gründung 1950), wurden wenig ernst genommen. Mit dem Bundesjagdgesetz, das sich in wesentlichen Rechtsgrundsätzen auf das Reichsjagdgesetz von 1934 stützte, wurde 1952 die Hege des Wildes erneut in den Vordergrund gestellt. Bis heute besitzt die weit überwiegende Mehrheit der Privatwaldbesitzer kein eigenes Jagdausübungsrecht und hat daher kaum direkten Einfluss auf die Entwicklung der neuen Waldgeneration und deren Zusammensetzung. In Deutschland beträgt die Zahl der Waldbesitzer ca. 2 Millionen (Mrosek et al. 2005). Die Zahl der Jagdscheininhaber liegt nach Angaben des Deutschen Jagdschutzverbandes ([www.jagdonline.de](http://www.jagdonline.de)) bei ca. 350.000 (Jagdjahr 2008/09). Selbst wenn jeder Jagdscheininhaber Wald besitzen würde (was bei Weitem nicht der Fall ist), würden 83 % der Waldbesitzer ihre Flächen nicht selbst bejagen. Ähnlich verhält es sich mit der selbst bejagten Privatwaldfläche. 68 % der einem Waldeigentümer gehörenden Privatwaldflächen in Deutschland unterschreiten die Eigenjagdgröße, d. h., dass dort die Jagd verpachtet ist. Auf den verbleibenden 32 % jagt keineswegs immer der Grundeigentümer selbst. Zwar steht es jedem Waldbesitzer frei, innerhalb eines gemeinschaftlichen Jagdbezirks als sogenannter Jagdgenosse seine Vorstellungen zur Abschussplanung zu artikulieren (Herzog 2010), die Durchsetzung seiner Interessen erfordert aber für den Fall, dass der Jagdvorstand sich seinen Wünschen nicht anschließt, die Beschreitung des Rechtsweges.

In den 1970er-Jahren wurde die Bedeutung der ökologischen Dienstleistungen des Waldes zwar erkannt, doch war man der Meinung, dass diese im Rahmen einer „ordnungsgemäßen“ Waldbewirtschaftung mit vergleichsweise hohen Wildichten bereitgestellt werden können („Kielwassertheorie“). In den 1980er-Jahren dominierte das „Waldsterben“ durch „sauren Regen“ die Diskussionen um die Gefährdung des Waldes viel mehr als die Frage der Wirkung zu hoher Wildbestände. Nur wenige Personen thematisierten in dieser Zeit auch das „Waldsterben von unten“ (siehe auch Abschnitt 2.2). Dennoch riefen 1974 112 Forstwissenschaftler zur Reduzierung der Rot- und Rehwildbestände auf, denn die Schalenwildbestände hatten sich in den zurückliegenden 200 Jahren, wie vielerorts in Europa (Gill 2006) vervielfacht. Der Wortlaut des damaligen Aufrufs findet sich im Anhang. Seit den 1950er-Jahren haben sich die Jagdstrecken des Schalenwilds insgesamt etwa vervierfacht (Abb. 3a). Bei einigen Arten (z. B. Dam- und Muffelwild, Abb. 3c, 3d) liegt der Faktor weitaus höher. Die Jahresstrecken des häufigsten Schalenwilds unserer Wälder, des Rehwilds (Abb. 3b), haben sich seit dieser Zeit etwa verdreifacht. Wie die Betrachtungen im Kapitel 5 zeigen werden, haben die gestiegenen Jagdstrecken auf großen Flächen nicht zu einer Verbesserung der Verbissituation beigetragen. In ihnen spiegeln sich daher zum Teil

angestiegene Wilddichten wider. Allerdings sind die Abschusszahlen nur *ein* Indikator für die Schalenwildichte (Oheimb et al. 1999). Tatsächlich ist die Jagdstrecke zusätzlich beeinflusst von einer gestiegenen Bejagungsintensität und einer deutlichen Verbesserung des Äsungsangebots (Förderung beliebter Äsungspflanzen durch Stickstoffeinträge und Kalkungen und einer höheren Fruktifikationshäufigkeit, insbesondere der Buche (Ellenberg 1988, Schmidt 2002, Schmidt 2006)).



**Abb. 3a und b.** Entwicklung der Jahresjagdstrecken von Schalenwild insgesamt (a) sowie Reh- und Schwarzwild (b). Daten von 1935/36 bis 1939/40 aus den Jahrbüchern der Deutschen Jägerschaft. Die hierbei zugrunde liegende Fläche (Deutsches Reich) ist etwa um ein Viertel größer als die heutige Bundesrepublik Deutschland. Daten von 1956/57 bis 2007/08 aus den Streckenstatistiken des DJV, bis 1989 Daten aus BRD und DDR zusammengefasst.



**Abb. 3c und d.** Entwicklung der Jahresjagdstrecken von Rot- und Damwild (c) sowie Muffel-, Sika- und Gamswild (d). Daten von 1935/36 bis 1939/40 aus den Jahrbüchern der Deutschen Jägerschaft. Die hierbei zugrunde liegende Fläche (Deutsches Reich) ist etwa um ein Viertel größer als die heutige Bundesrepublik Deutschland. Daten von 1956/57 bis 2007/08 aus den Streckenstatistiken des DJV, bis 1989 Daten aus BRD und DDR zusammengefasst.

Die heutigen Wälder sind einerseits geprägt von Waldprogrammen, die zur Verminderung von biotischen und abiotischen Risiken mehr Naturnähe fordern. Andererseits ist das ökonomische Interesse am Wald in den letzten Jahrzehnten deutlich gestiegen. Beide Entwicklungstendenzen verlangen nach Schalenwild-dichten, die eine natürliche Verjüngung der Hauptbaumarten ohne Schutzmaßnahmen, v. a. Zäune, zulassen. Dies gilt auch für die Wiederbegründung von Wald auf Flächen, die durch abiotische oder biotische Schäden kahlgefallen sind (Abb. 4). Während die Durchsetzung nachhaltig höherer Abschusszahlen in vielen staatlichen und größeren privaten Forstbetrieben in den vergangenen Jahrzehnten dazu führte, dass sich verbißtolerantere Baumarten (z. B. Fichte und Buche, vgl. Abschnitte 4.1.3, 5.2) wieder natürlich verjüngen können, gilt dies für kleinere Privatwaldflächen und seltenere Baumarten überwiegend nicht (vgl. Abschnitt 5.1).

Insgesamt zeigt dieser kurzgefasste Rückblick den enormen Wandel, dem die Wälder und die Wildbestände bis heute unterworfen sind. Es ist dabei deutlich geworden, dass der Mensch die Beziehung *Wald und Wild* seit vielen Hunderten von Jahren maßgeblich bestimmt. Im letzten Jahrzehnt des 20. Jahrhunderts aufgekommene Befürchtungen, die verstärkte Bejagung der Schalenwildarten gefährde deren Existenz, spiegeln sich in den weiterhin steigenden Jahresstrecken und den noch immer festzustellenden Schäden im Wald (vgl. Kapitel 5) nicht wider.



**Abb. 4.** Die Wiederbewaldung von Schadflächen ist eine vordringliche forstliche Aufgabe, die im Hinblick auf ökonomische Ziele und den Klimawandel nach der Begründung von Mischbeständen verlangt. Diese müssen ohne teure Schutzmaßnahmen rasch aufwachsen können (Fotos: T. Vor und N. Bartsch).



## 2.2 Waldschäden durch Schalenwild in den Medien

Wenn man die Bibel als eines der ersten Medien betrachtet, so wird die Jagd dort vor allem zum Nahrungserwerb und zur Abwehr gegen Raubtiere (bes. Löwe und Bär) genannt (Rösener 2004). Schalenwild scheint vor etwa 2.000 Jahren keine bedeutsamen Schäden verursacht zu haben. Gejagt werden durften Hirsch, Reh, Steinbock, Gams, Auerochse und Antilope, verboten waren Kamel, Hase und Dachs. „Unreine Vögel“ waren z. B. Adler, Habicht, Geier, Sperber, Nachttaube, Käuzchen, Taucher, Rabe, Strauß, Kuckuck, Rohrdommel, Storch, Schwan, Reiher, Häher und Wiedehopf. Aus dieser Liste wird ein beachtlicher Artenreichtum deutlich, viele der genannten Arten sind heute in Palästina ausgestorben. Sie teilen damit das Schicksal des Waldes, der dort in weiten Teilen aufgrund der intensiven Landnutzung (Beweidung, Feuer) weitestgehend verschwunden ist. Interessant ist das im Gegensatz zu heute meist negativ dargestellte Bild des Jägers in der Bibel. Nimrod war z. B. „ein gewaltiger Jäger vor dem Herrn“ und der Jäger Esau war weniger tugendreich als sein untadeliger Bruder Jakob. Im Gegensatz zu damals ist die Jagd in Mitteleuropa heute weder zum Nahrungserwerb noch zur Raubtierbekämpfung zwingend notwendig.

Bis vor wenigen Jahrzehnten spielten Waldschäden durch Schalenwild in den Medien kaum eine Rolle. Das lag zum Einen daran, dass die Jagd einen sehr hohen Stellenwert genoss und Wildschäden als unvermeidbar akzeptiert wurden (s. DIE ZEIT 14.4.1995, „Alles zammgefressa“). Zum Anderen waren die Wilddichten, besonders des Rehwilds, nie so hoch wie heute (Hufthammer und Aaris-Sørensen 1998). Einer der ersten, der Wildschäden öffentlich und medienwirksam anprangerte, war Horst Stern mit seinem vielbeachteten Fernsehbeitrag an Heiligabend 1971 „Bemerkungen über den Rothirsch“, gefolgt von einem „offenen Brief an den Jäger Walter Scheel“ 1975. In dramatischer Art und Weise wird dargestellt, wie Wälder durch Verbiss überhöhter Wildbestände (bes. des Rotwilds) artenärmer und risikoreicher werden. Dass sich daran nichts ändert, wird dem großen Einfluss der Jagdlobby auf die Politik zugeschrieben. Am 23.03.1985 heißt es dazu in DIE ZEIT: „Der Rothirsch ist noch immer die vornehmste Art der Bestechung in Politik und Wirtschaft“. Am 27.11.1993 wird in einem Artikel in der SÜDDEUTSCHEN ZEITUNG (SZ) in ähnlicher Art und Weise beklagt, dass Verbisschäden im Staatsforst stark zunehmen und das Schweigen hoher Forstbeamter mit der Erlaubnis zum Abschuss kapitaler Hirsche erkaufte werde. Der Bayerische Oberste Rechnungshof ermittelte damals Kosten z. B. durch entgangene Einnahmen bis zu 14.000 DM pro Hirsch. Aus dem Online-Archiv der SZ konnte entnommen werden, dass zwischen Januar 1992 und August 2009 insgesamt 47 Mal das Thema „Wildschäden“ aufgegriffen wurde. In DIE ZEIT waren es von 1946 bis 2009 25 Artikel mit demselben Thema, in der FRANKFURTER ALLGEMEINEN ZEITUNG (FAZ) von 1993 bis 2009 66 Artikel. In

Tabelle 1 sind die in diesen Beiträgen beschriebenen „Wildschäden“ weiter differenziert und eingeteilt in Wildschäden im Wald, Wildschäden, die durch Schwarz wild an landwirtschaftlichen Kulturen verursacht werden, Wildschäden im Straßenverkehr und sonstige Beiträge, in denen dieser Begriff gebraucht wurde. Außerdem sind die Artikel nach ihrem Erscheinungsdatum sortiert in die Zeiträume 1946-1991 (nur DIE ZEIT), 1992-1999 und 2000-2009.

**Tab. 1.** Anzahl Artikel in den Zeitungen DIE ZEIT, SÜDDEUTSCHE ZEITUNG und FRANKFURTER ALLGEMEINE ZEITUNG zum Thema „Wildschäden“, differenziert nach Zeiträumen und den Unterthemen „Schäden im Wald“, „Landwirtschaftliche Schäden“, „Straßenverkehr“ und „Sonstige“.

	2000 bis 2009	1992 bis 1999	1946 bis 1991
<b>Schäden im Wald</b>	12	49	9
<b>Landwirtschaftliche Schäden</b>	10	3	2
<b>Straßenverkehr</b>	3	10	1
<b>Sonstige</b>	16	17	6

Durch Schalenwild am Wald verursachte Schäden, wurden vor 1992 und vor allem von 1992 bis 1999 sehr häufig thematisiert. In jüngster Zeit wurden besonders die steigenden Schwarzwildbestände und die dadurch verursachten Wildschäden in der Landwirtschaft aufgegriffen. Für das sinkende Interesse der Medien an den Schäden im Wald sind mehrere Gründe denkbar. Erstens könnten die Schäden tatsächlich abgenommen haben (was jedoch, wie die folgenden Kapitel zeigen, nicht der Fall ist). Zweitens könnte bei den Medien ein Ermüdungseffekt eingetreten sein, weil immer gleich bleibende Befunde verbreitet werden müssen.

Besonders aufschlussreich ist die Darstellung des Selbstverständnisses der Jäger in den Medien. Hieraus wird deutlich, aus welchen Motiven hierzulande gejagt und wie die eigene Rolle verstanden wird: „Ich ersetze das Großraubwild. Wölfe und Bären kommen in unseren Wäldern nicht mehr vor, ihre Stelle muss der Jäger einnehmen.“ ... „Aber warum sollte ich den erschießen, wenn meine Gefriertruhe gerade voll ist?“ ... „Ich interessiere mich für Umwelt und Wild, möchte möglichst viel draußen sein und mit der Natur zu tun haben.“ (DIE WELT, 13.11.2007, „Auf der Jagd nach dem Wildbraten“). "Der reine Abschuss nimmt nur etwa fünf Prozent der jägerischen Tätigkeiten ein, ... . Der Hauptteil der Arbeit entfällt auf Aufgaben wie die Aufnahme des Wildtierbestandes im Revier, der Pflege des Gebietes oder die Bearbeitung von Wildunfällen, wobei das Wild von Straßen und Wegen geborgen werden muß.“ ... „Jäger tun viel für die Pflege des Reviers ...“. „Sie wildern zum Beispiel Fasane aus oder bemühen sich

darum, Rebhühner wieder heimisch zu machen.“ (DIE WELT, 14.11.2004, „Jagdsaison: In der Großstadt auf der Pirsch“). Meinungen wie „Wildtiere müssen nun einmal in der Kulturlandschaft geschossen werden, um ihre Zahl den ökologischen Bedingungen und den land- und forstwirtschaftlichen Vorstellungen anzupassen. Die Zeiten, da sich die Natur selbst ausbalancieren konnte, sind dank des Menschen längst vorbei.“ (DIE ZEIT, 08.02.1985, „Halali für Hirsch und Wildschwein“) werden von Jägern eher selten vertreten. Häufig werden Gründe für die Jagd überhaupt nicht genannt (z. B. GÖTTINGER TAGEBLATT, 04.08.2009, „Wenn der Wind jagt, soll der Jäger nicht jagen“). Dann geht es mehr um die Beschreibung des jagdlichen „Handwerks“ einschließlich traditioneller Rituale. Der Jagdschein wird als „grünes Abitur“ bezeichnet, womit vermutlich betont werden soll, wie schwer es heutzutage sei, Jäger zu werden. Nach Rösener (2004) sollte das gemeinsame Ziel von Förstern, Jägern und Waldbesitzern aber viel eher sein, der Öffentlichkeit überzeugend zu vermitteln, dass die Jagd die wichtige Aufgabe hat, ein ausgewogenes Gleichgewicht zwischen den Wildbeständen und der Waldverjüngung zu gewährleisten. Der Wert einiger Wildtierarten für die „Hohe Jagd“ (z. B. des Rotwilds) führte rückblickend betrachtet zwar in manchen Fällen zum Schutz dieser Arten, in vielen Fällen wurden durch die Jagd aber auch Tierarten endgültig oder zumindest großflächig ausgerottet. Dazu gehören Urfeld, Auerochse, Biber, Fischotter, Fischadler, Steinadler, Uhu, Wolf, Bär und Luchs. Durchstreifende Tiere werden noch heute oft heimlich oder mit erheblichem öffentlichen Aufsehen, erlegt (s. z. B. DIE ZEIT, 01.01.2008, „Das Monster im Moor“). Trotz anderslautender Verlautbarungen seitens der Jagdverbände, nach denen die Rückkehr der großen Raubtiere begrüßt wird, trifft man an Jägerstammtischen neben „Rotkäppchengeschichten“ vielfach auf das Bekenntnis, dass Großraubtiere in erster Linie als Konkurrenten betrachtet werden. Anders ein Jäger aus einem Revier in Sachsen, in dem Wölfe vorkommen, der es in einer Fernsehsendung treffend auf den Punkt brachte, indem er meinte, dass man nicht auf der einen Seite sagen könne, man müsse jagen, um den Wolf zu ersetzen, und auf der anderen Seite den Wolf jagen, weil er Schalenwild dezimiert (<http://www.youtube.com/watch?v=AL8KpR7FCR8>, „Wölfe auf dem Vormarsch 4/4“, ges. am. 27.08.09). Förster aus Gebieten mit freilebenden Wölfen berichten, dass zwar die Jagd erschwert sei, sich die Naturverjüngung der Bäume nun aber wie „von Geisterhand“ wieder leichter einstellen würde. Dem widersprechen allerdings Untersuchungen aus Italien, die zu dem Ergebnis kommen, dass sich Wölfe beim Vorhandensein zahlreicher Beutetiere vornehmlich auf Schwarzwild (Mattioli et al. 2004) konzentrieren und Rehwild nur nebenbei konsumieren.

Rösener (2004) sieht die moderne Jagd im Spannungsfeld gesellschaftlicher Interessen und Gegensätze. Er begründet dies wie folgt: „Sind Jäger, die auf Trophäen versessen sind und die Jagd vorwiegend als sportliche Betätigung verstehen, heute noch zeitgemäß?“ (S. 374). „Aus der Tatsache, dass es manchen

Jägern schwer fällt, ihre Motive überzeugend zu artikulieren, ziehen Nichtjäger häufig den Schluss, dass sie schlicht und einfach spinnen.“ (S. 375). „Das Klischee des Jägers als eines gewalttätigen psychopathischen Kerls, der zwanghaft auf alles schießt, was sich regt, gehört in Amerika anscheinend zum festen Bestand der populären Kultur und kommt in unzähligen Filmen und Fernsehsendungen ständig vor.“ (S. 376). Entsprechend ist die Jagd einem zunehmendem gesellschaftlichen Rechtfertigungsdruck ausgesetzt (vgl. Lieckfeld 2006, Ammer 2009, Rosenberger 2009).

In der Jagdpresse und in den sogenannten Jagdschutzverbänden äußert sich diese Situation teilweise in großer Frustration, und das, obwohl sich seit den 1950er-Jahren die Zahl der Jagdscheininhaber in Deutschland mehr als verdoppelt hat. Der Tenor sehr vieler Berichte in den einschlägigen Zeitschriften ist, dass alles schlechter sei als in früheren Zeiten, in denen der Einsatz der Jäger für die Hege des Wildes gesellschaftlich anerkannt worden sei. Zudem wird regelmäßig beklagt, dass insbesondere die staatlichen Förster zu viel Wild schießen würden. Als Reaktion darauf setzen sich viele konservative Jäger für die Aufrechterhaltung alter Traditionen ein und bemühen sich, die Bedeutung ihrer Aktivitäten in der Öffentlichkeit deutlich machen. So besuchen „Infomobile“ Schulen und Kindergärten, um Werbung für Jagd und Jäger bzw. deren Engagement zu machen. Jäger verstehen sich in diesem Zusammenhang häufig in erster Linie als Heger, die für sich in Anspruch nehmen, genau zu wissen, was den Wildtieren gut tut. Dementsprechend sehen sie sich in der Öffentlichkeit gerne als Hüter der Wildtiere und der Natur insgesamt. Das Töten von Tieren und die unterschiedliche Wertigkeit, die Wildtieren bei der praktischen Jagdausübung zukommt, werden bei solchen Veranstaltungen dagegen nicht thematisiert. In Gesprächen mit vielen Jägern wird allerdings schnell klar, dass Wildtiere unterschiedlich beurteilt werden. Die maximale Aufmerksamkeit gilt dabei den Tierarten, die Trophäen tragen, oder den Raubtieren oder Beutegreifern, die teils unter hohem Aufwand verfolgt werden (Rosenberger 2009). Die mit der Jagd verfolgten Ziele sind von den Personen, die die Jagd ausüben, in der Regel weitgehend selbst gesteckt. Sie entsprechen häufig nicht den wichtigsten, z. B. walddesetzlich festgeschriebenen gesellschaftlichen Zielen (s. Kap. 3) oder den Vorgaben der Zertifizierung nach FSC oder PEFC<sup>3</sup>. So wird der Schaden, den Schalenwild im Wald verursachen kann, von Jägern selbst in der Regel nicht beziffert. Demzufolge wird von den

<sup>3</sup> Ziffer 6.3.8 des deutschen FSC-Standards Version 2.1, August 2010: „Die Wildbestände werden so reguliert, dass die Verjüngung der Baumarten natürlicher Waldgesellschaften ohne Hilfsmittel möglich wird“.

Ziffer 4.11 des PEFC-Standards für Deutschland (2009): „Angepasste Wildbestände sind Grundvoraussetzung für naturnahe Waldbewirtschaftung im Interesse der biologischen Vielfalt. Im Rahmen seiner Möglichkeiten wirkt der einzelne Waldbesitzer auf angepasste Wildbestände hin.

a) Wildbestände gelten dann als angepasst, wenn die Verjüngung der Hauptbaumarten ohne Schutzmaßnahmen möglich ist und erhebliche, frische Schälschäden an den Hauptbaumarten nicht großflächig auftreten“.

wenigsten (privaten) Jägern die Verminderung der Wildschäden im Wald als ein wesentliches Motiv für die Jagd genannt. Gleichwohl gibt es Jäger, die sich in Verbänden organisiert haben, für die die Vermeidung von Wildschäden im Wald eine zentrale Rechtfertigung ihrer zumeist auf eine Senkung der Schalenwilddichte ausgerichteten jagdlichen Aktivitäten darstellt. Diese Gruppe, die zudem eine Gleichbewertung aller Tierarten verlangt, stellt aber eine absolute Minderheit innerhalb der organisierten Jägerschaft dar.

Eine interessante Innenansicht über Meinungen und Kenntnisse der beteiligten Akteure ergibt sich aus einer von der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (2009) kürzlich vorgestellten Studie, bei der im Zuge eines Pilotprojektes zur Jagd auf Rehwild ohne Abschussplan 100 Jagdpächter, 54 Jagdvorsteher und 18 Eigenjagdbesitzer befragt wurden. Insgesamt zeigte sich, „dass – zwar in unterschiedlicher Verteilung auf die Gruppen – der rechtliche und fachliche Kenntnisstand auch bei grundlegenden Fragen in erheblichem Maß Defizite aufweist. Besonders bedenklich ist die Feststellung, dass drohende waldbauliche (v. a. Selektion) und finanzielle Risiken überwiegend nicht erkannt werden und damit als Beweggründe für eine konsequente Einforderung angepasster Wildbestände nicht ausreichend wirken können. Zu bedenken ist in diesem Zusammenhang, dass die geschilderten weitreichenden Defizite bei den Befragten aufgrund der Auswahlkriterien zur Teilnahme am Pilotprojekt („grüne“ Hegegemeinschaften) selbst bei nominell waldbaulich und jagdlich engagierten Jagdvorstehern, Jagdpächtern und Eigenjagdbesitzern in erheblichem Umfang bestehen“ (Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft 2009). So war nur 20 % der Eigenjagdbesitzer, 31 % der Jagdpächter und 36 % der Jagdvorsteher bekannt, dass selektiver Verbiss bei hoher Wilddichte zur Entmischung von Beständen führt (vgl. hierzu Abschnitt 4.2.1). Gleichwohl stimmten 95 % der Jagdpächter und 100 % der Eigenjagdbesitzer darin überein, dass die Hauptbaumarten ohne Schutzmaßnahmen aufwachsen können müssen. Interessanterweise vertraten aber 80 % der Jagdpächter die Position, dass Verbiss kein finanzielles Problem darstelle (vgl. hierzu Abschnitt 4.5). Weitere 80 % der Jagdpächter und Eigenjagdbesitzer waren, obwohl dies wissenschaftlich nicht belegt ist (und gesetzlich an Notzeiten gebunden ist), der Meinung, dass Fütterungen der Verhinderung von Verbisschäden dienen. Für 48 % der befragten Jagdpächter wird Verbiss durch die Beunruhigung des Wildes durch Erholungssuchende verursacht, während dafür nur 10 % den Jagddruck verantwortlich machen.



### 3 Rechtliche Vorgaben und gesellschaftliche Ziele

Die Darstellung des Rechtsbestandes auf der Basis jagd-, wald und naturschutzgesetzlicher Vorgaben zeigt die Vorrangstellung des Waldes bzw. der Waldbewirtschaftung gegenüber der Jagd. Dies gilt insbesondere für den Schutz des Waldes und die Erhöhung der Biodiversität auf der Grundlage der Wald- und Naturschutzgesetze. Selbst die Jagdgesetzgebung lässt wenig Zweifel daran, dass es sich bei der jagdlichen Nutzung im Verhältnis zur forstwirtschaftlichen Hauptnutzung um eine Nebennutzung im Wald handelt. Daher muss die Jagd so ausgeübt werden, dass Beeinträchtigungen der forstwirtschaftlichen Nutzung vermieden und die berechtigten Ansprüche der Forstwirtschaft auf Schutz gegen Wildschäden voll gewahrt bleiben. Insbesondere die Waldverjüngung der Hauptbaumarten muss ohne Schutzeinrichtungen möglich sein. Da die Gesetze die gesellschaftlichen Ziele in dieser Hinsicht hinreichend klar formuliert haben, hängen Konflikte zwischen forstwirtschaftlichen und jagdlichen Interessen weniger mit dem Fehlen gesetzlicher Leitvorgaben, als vielmehr mit einem davon oftmals abweichenden und deshalb unzureichenden Gesetzesvollzug durch die maßgeblichen Akteure (Jagdbehörden, Waldbesitzer, Jäger) mit allen rechtlichen Konsequenzen für die Beteiligten zusammen.

#### 3.1 Das Jagdrecht in der Bundesrepublik Deutschland

Jagdrecht ist mit Blick auf das Thema *Wald-Wild* im weitesten Sinn zu verstehen, da die Jagdgesetze selbst allenfalls punktuell Regelungen zur Biodiversität enthalten. Umgekehrt finden sich in anderen Rechtsgebieten nur im Ausnahmefall jagdliche Regelungen oder Vorschriften zur Schalenwildbewirtschaftung, allerdings kann durchaus mit mittelbaren Wirkungen gerechnet werden. Jagdrecht ist daher im Folgenden als die Summe aller Vorschriften der eigentlichen Jagdgesetzgebung (Jagdrecht im engeren Sinn (i. e. S.)) und der nicht-jagdrechtlichen Gesetzgebung mit Bezug zu Biodiversität und jagdlicher Nutzung, hier insbesondere zur Schalenwildbewirtschaftung, zu verstehen (Jagdrecht im weiteren Sinn (i. w. S.)).

Zu den Vorschriften des *Jagdrechts i. e. S.* gehören das Bundesjagdgesetz (BJagdG), die Jagdgesetze der Länder (LJagdG) sowie die hierzu ergangenen Aus-

führungsvorschriften, die wiederum in Vorschriften mit Außenverbindlichkeit (z. B. Verordnung zur Ausführung des Bayerischen Jagdgesetzes AVBayJG) sowie in verwaltungsinterne Vorschriften (z. B. Bayerische Richtlinie zur Erhaltung und Ausweisung von Ruhezeiten für das Wild, insbesondere von Wildschutzgebieten, und über flankierende Schutzmaßnahmen) zu untergliedern sind.

Zu den Vorschriften des hier verwendeten Begriffs des *Jagdrechts i. w. S.* gehören alle Regelungen, die einen Bezug zu dem Problemkreis Biodiversität und Schalenwildbewirtschaftung haben können. Hier sind auf europäischer Ebene in erster Linie die Vogelschutz-Richtlinie (Richtlinie 79/409/EWG) und die FFH-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG), auf nationaler Ebene die Naturschutzgesetze sowie die Wald- und Forstgesetze des Bundes und der Länder zu nennen.

### **3.1.1 Jagdrecht i. e. S. mit Bezug zu Biodiversität und Schalenwildbewirtschaftung**

Das Jagdrecht ist auf bundesrechtlicher Ebene in erster Linie durch das BJagdG gekennzeichnet. Das derzeit geltende BJagdG in der Fassung vom 29.9.1976 wurde zuletzt durch Änderung des Waffengesetzes und weiterer Vorschriften durch Gesetz vom 26.3.2008 geändert. Das BJagdG wurde als Rahmengesetz auf der Grundlage des damaligen Art. 75 Abs. 1 Nr. 4 GG erlassen und enthielt als solches im Wesentlichen Rahmenvorschriften für die landesrechtliche Jagdgesetzgebung. In Einzelheiten gehende oder unmittelbar geltende Regelungen durfte das Bundesrecht nur in Ausnahmefällen treffen (siehe damaliger Art. 75 Abs. 2 GG). Weitere bundesrechtliche Vorschriften enthielten und enthalten die Verordnung über die Jagd- und Schonzeiten (JagdZVO) vom 2.4.1977 (BGBl. I S. 531) sowie die Bundeswildschutzverordnung (BWildSchV) vom 25.10.1985 (BGBl. I S. 2040).

Aufgrund Art. 1 des Änderungsgesetzes zum Grundgesetz vom 28.8.2006 (BGBl. I S. 2034) wurde das Jagdwesen ebenso wie der Naturschutz und die Landschaftspflege anlässlich der Föderalismusreform in die konkurrierende Gesetzgebungskompetenz des Bundes überführt (Art. 74 Abs. 1 Nr. 28 und 29 GG). Anders als bei der früheren Rahmengesetzgebung haben die Länder bei der konkurrierenden Gesetzgebung nur dann noch ein eigenes Gesetzgebungsrecht, soweit der Bund von seiner eigenen Gesetzgebungskompetenz keinen Gebrauch gemacht hat (Art. 72 Abs. 1 GG). Für beide hier relevanten Rechtsbereiche – Jagdwesen wie Naturschutz und Landschaftspflege einschließlich Wald-/Forstrecht – ergibt sich jedoch eine Sondersituation dadurch, dass die Länder selbst dann, wenn der Bund ein eigenes Bundesgesetz im Rahmen seiner konkurrierenden Gesetzgebungskompetenz erlassen hat, hiervon durch Landesgesetz abweichen können (Art. 72 Abs. 3 GG). Hiervon ist im Jagdrecht nur das Recht der Jagdscheine ausgenommen, das in jedem Fall bundeseinheitlich geregelt werden muss.



In der Praxis hat sich durch die Kompetenzänderung zugunsten der Länder bislang allerdings nur wenig geändert. Das als Rahmengesetz erlassene BJagdG ist seit der Änderung des Grundgesetzes 2006 weitgehend unverändert geblieben, auch die Landesjagdgesetze haben allenfalls punktuelle Änderungen erfahren, die jedoch durchweg nicht mit der veränderten Kompetenzlage zusammenhängen. Erst in jüngster Zeit sind auf Landesebene Anstrengungen zu erkennen, eine gegenüber dem Bundesrecht stärker eigenständige Ausrichtung anzustreben, z. B. in Rheinland-Pfalz, im Saarland oder in Thüringen. Anpassungsbedarf wird dabei vor allem aus Gründen des Naturschutzes, insbesondere aufgrund der Vorgaben der o. g. europäischen Naturschutzrichtlinien, und des mittlerweile mit Verfassungsrang ausgestatteten Tierschutzes gesehen (siehe hierzu die Staatszielbestimmung des Art. 20 a GG).

### **3.1.2 Jagdrecht i. w. S. mit Bezug zu Biodiversität und Schalenwildbewirtschaftung**

Aufgrund des gegenständlichen Untersuchungsansatzes sind auch die Regelungsbereiche des Naturschutzrechts sowie des Wald- und Forstrechts mit in die Betrachtung einzubeziehen, da sie vor allem für den Aspekt der Biodiversität, aber auch für die Schalenwildbewirtschaftung, maßgebliche Anhaltspunkte enthalten. Eine Änderung der Gesetze oder des Verwaltungsvollzugs, die sich ausschließlich auf das Jagdrecht i. e. S. beschränken würde, würde der umfassenderen Zielsetzung dieser Untersuchung nicht in ausreichendem Maße gerecht werden.

Das Recht des Naturschutzes und der Landschaftspflege wird vorrangig durch das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) vom 29.7.2009 (BGBl. I S. 2542) geprägt. Auch dieses Gesetz war ursprünglich ein Rahmengesetz, das die Länder durch ihre Landesnaturschutzgesetze auszufüllen hatten. Wegen § 11 BNatSchG alte Fassung waren jedoch zahlreiche Materien von der Rahmengesetzgebungskompetenz des Bundes ausgenommen und stattdessen mit unmittelbarer Wirkung auch für die Länder ausgestattet worden. Hierzu zählten u. a. die im Untersuchungszusammenhang bedeutsamen Vorschriften des Artenschutzrechts. Aufgrund des o. g. Änderungsgesetzes zum Grundgesetz im Jahr 2006 wurde der Regelungsbereich des Naturschutzes und der Landschaftspflege ebenfalls in die konkurrierende Gesetzgebungskompetenz des Bundes überführt (siehe Art. 74 Abs. 1 Nr. 29 GG), allerdings auch hier mit der Möglichkeit der Länder, mit ihren Landesgesetzen von den Vorgaben des Bundesrechts abzuweichen (mit Ausnahme der allgemeinen Grundsätze des Naturschutzes, des Artenschutzes und des Meeresnaturschutzes, siehe Art. 72 Abs. 3 S. 1 Nr. 2 GG). Wie beim Jagdrecht hat sich jedoch auch im Bereich des Naturschutzes und der Landschaftspflege bislang noch keine in den Grundprinzipien vom Bundesrecht abweichende Landesgesetzgebung entwickelt, was zum einen auf die Rechtstradition in diesem Bereich

zurückzuführen ist, zum anderen auf die recht weitreichenden Vorgaben des Europarechts zurückgeht, die eine gemeinschaftsrechtskonforme Umsetzung auf der Ebene der Mitgliedsstaaten erfordern. Insoweit ist jedoch darauf hinzuweisen, dass das zum 1.3.2010 in Kraft tretende neue BNatSchG vom 29.7.2009 erstmals eine Vollregelung auf der Grundlage der o. g. neuen konkurrierenden Gesetzgebungskompetenz enthält. Die Länder waren wegen Art. 125 b Abs. 1 GG bislang daran gehindert, von ihrer Abweichungskompetenz nach Art. 72 Abs. 3 S. 1 Nr. 2 GG Gebrauch zu machen, da hierfür erst der Bundesgesetzgeber in Vorlage treten bzw. das in Art. 125 b Abs. 1 S. 3 GG genannte Datum 1.1.2010 abgewartet werden musste. Nachdem der Bund nunmehr mit dem neugefassten BNatSchG von seinem konkurrierenden Gesetzgebungsrecht Gebrauch gemacht hat, kann in der Zukunft mit einer zunehmenden Abweichungsgesetzgebung der Länder gerechnet werden. Wie weit diese thematisch und inhaltlich reichen wird, muss aber abgewartet werden. Bis zu diesem Zeitpunkt gilt das BNatSchG unmittelbar. Die derzeit bestehenden Landesnaturschutzgesetze sind zwar mit Inkrafttreten des BNatSchG zum 1.3.2010 nicht automatisch außer Kraft getreten, jedoch besteht nach Artikel 31 GG ein Vorrang des Bundesrechts gegenüber dem Landesrecht. Die Landesnaturschutzgesetze sind daher mit Ausnahme von Verfahrens- und Zuständigkeitsvorschriften bzw. soweit das BNatSchG Fortgeltungs- oder Unberührtheitsklauseln für Landesrecht enthält, nicht mehr anzuwenden.

Im Bereich des europäischen Gemeinschaftsrechts sind mit Bezug auf das Jagdwesen insbesondere die beiden Naturschutzrichtlinien Vogelschutzrichtlinie und Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (FFH-Richtlinie) zu nennen, die sowohl für den Gebietsschutz als auch für den Artenschutz Vorgaben für das Recht der Mitgliedsstaaten enthalten. Während die Vogelschutzrichtlinie aus naheliegenden Gründen für die Frage der Schalenwildbewirtschaftung keine Regelungen enthält, kann die FFH-Richtlinie gerade mit ihren gebietsbezogenen Vorschriften (Sicherung und Entwicklung des Schutzgebietssystems Natura 2000) eine große Bedeutung für diesen Themenkomplex entfalten.

Im Bereich der Wald- und Forstgesetzgebung besteht eine geteilte Zuständigkeit von Bund und Ländern. Während etwa die Förderung der forstlichen Erzeugung seit jeher in die uneingeschränkte konkurrierende Gesetzgebungskompetenz des Bundes fällt (siehe Art. 74 Abs. 1 Nr. 17 GG), wurden die im Untersuchungszusammenhang bedeutsamen Vorschriften der eigentlichen Waldbewirtschaftung wiederum der Rahmengesetzgebungskompetenz des Bundes zugeordnet, weil man hierin lediglich spezielle Ausgestaltungen des Naturschutzes und der Landschaftspflege gesehen hat. Diese Vorschriften, die im Bundeswaldgesetz (BWaldG) und den Wald- bzw. Forstgesetzen der Länder die Aspekte Erstaufforstung, Walderhaltung, Schutz- und Erholungswald sowie die Regelungen zur eigentlichen Waldbewirtschaftung (Wiederaufforstung, Verjüngungsarten, Hiabsregelungen etc.) betreffen, haben an den oben beschriebenen Änderungen der Gesetzgebungskompetenzen teilgehabt, d. h., sie gehören zwischenzeitlich zu

denjenigen Materien der konkurrierenden Gesetzgebungskompetenz des Bundes, die durch Landesgesetzgebung abweichend geregelt werden können. Tatsächlich gab es hierzu aber auch schon in der Vergangenheit auf der Landesebene sehr viel weitreichendere gesetzliche Vorschriften als auf Bundesebene, weil das BWaldG – anders als die entsprechenden Bundesgesetze im Naturschutz- und Jagdrecht – seit jeher nur wenige Mindestregelungen zu der in den Bereich der Rahmengesetzgebungskompetenz fallenden Thematik der Waldbewirtschaftung enthalten hat.

## 3.2 Gesetzliche Vorgaben zum Konflikt Wald-Wild

### 3.2.1 Rechtsbestand Schalenwildbewirtschaftung

Die Schalenwildbewirtschaftung ist im BJagdG im Wesentlichen an drei Stellen näher bezeichnet, nämlich im Zusammenhang mit dem Inhalt des Jagdrechts, der Abschussregelung sowie den Regelungen zur Wildschadensverhütung und zum Wildschadensersatz. Dies wird sowohl im Bundesjagdgesetz als auch bei der Betrachtung der Landesjagdgesetze deutlich.

#### 3.2.1.1 Bundesjagdgesetz

Die jagdrechtliche Inhaltsbestimmung des § 1 BJagdG legt fest, dass mit dem Jagdrecht stets auch die Pflicht zur Hege verbunden ist (siehe § 1 Abs. 1 S. 2 BJagdG). Die Hege wiederum ist so durchzuführen, dass Beeinträchtigungen einer ordnungsgemäßen land-, forst- und fischereiwirtschaftlichen Nutzung vermieden werden. Solche Beeinträchtigungen ergeben sich nach Auffassung des Gesetzgebers vor allem aus Wildschäden. Vor diesem Hintergrund ist es Ziel der jagdlichen Hege, einen den landschaftlichen und landeskulturellen Verhältnissen angepassten artenreichen und gesunden Wildbestand zu erhalten (sowie – unausgesprochen – zu erreichen, wo dies erforderlich ist), weiterhin, die Lebensgrundlagen des Wildes zu pflegen und zu sichern (siehe § 1 Abs. 2 BJagdG). Zur Erreichung der bestmöglichen Hege können Hegegemeinschaften gebildet werden (siehe § 10 a BJagdG).

Mit dieser Inhaltsbestimmung des Jagdrechts korrespondiert hinsichtlich des Schalenwildes die Abschussregelung des § 21 BJagdG. Hiernach ist der Abschuss des Wildes so zu regeln, dass die berechtigten Ansprüche der Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft auf Schutz gegen Wildschäden voll gewahrt bleiben sowie die Belange von Naturschutz und Landschaftspflege berücksichtigt werden. Innerhalb dieser Grenzen soll die Abschussregelung dazu beitragen, dass ein gesunder Wild-

bestand aller heimischen Tierarten in angemessener Zahl erhalten bleibt (siehe § 21 Abs. 1 BJagdG). Für Schalenwild (ohne Schwarzwild) müssen Abschusspläne erstellt werden, die zwingend einzuhalten sind (siehe § 21 Abs. 2 S. 1 und 6 BJagdG). Hierbei ist auf ein geeignetes Überwachungsverfahren hinzuwirken (siehe § 21 Abs. 2 S. 7 BJagdG).

Auf diese Vorgaben nehmen wiederum die Vorschriften des BJagdG zur Wildschadensverhütung und zum Wildschadensersatz Bezug. Aufgrund § 26 BJagdG sind Jagdausübungsberechtigte und Grundeigentümer befugt, das Wild durch geeignete Maßnahmen (z. B. durch Einsatz von Verbiss-, Schäl- und Fegeschutzmitteln) fernzuhalten, in Ausnahmefällen können die Jagdbehörden zur Verhinderung übermäßigen Wildschadens gezielte Anordnungen zur Verringerung des Wildbestandes treffen (siehe § 27 BJagdG). Da aber weder § 1 noch § 21 BJagdG einen absoluten Vorrang der Belange von Land-, Forst-, Fischerwirtschaft sowie von Naturschutz und Landschaftspflege gegenüber dem jagdlichen Hegeziel der Erhaltung und Pflege des Wildbestandes und seiner Lebensgrundlagen vorgeben, sind die gesetzlichen Vorgaben zur Wildschadensverhütung eher zurückhaltend ausgestaltet.

Weit bedeutsamer stellen sich demgegenüber die Vorschriften zum Wildschadensersatz in den §§ 29 ff. BJagdG dar, da sie – insoweit von dem das deutsche Schadensersatzrecht dominierenden Schuldprinzip abweichend – eine verschuldensunabhängige Haftung des Jagdausübungsberechtigten für Wildschäden normieren. Den Geschädigten treffen hier zwar Mitwirkungspflichten insbesondere in Gestalt der rechtzeitigen Geltendmachung von Wildschäden (siehe § 34 BJagdG), jedoch ist er grundsätzlich nicht verpflichtet, selbst Schutzmaßnahmen zu ergreifen (Ausnahme § 32 Abs. 2 BJagdG für Nebenbaumarten), und er muss in keinem Fall ein Verschulden des Jagdausübungsberechtigten darlegen. Dies führt dazu, dass der Jagdausübungsberechtigte in jedem Fall, also auch dann, wenn er die Vorgaben des Abschussplans vollständig erfüllt, für den vom Schalenwild verursachten Schaden eintreten muss. Diese verschuldensunabhängige Gefährdungshaftung trägt dem Umstand Rechnung, dass das Jagdrecht den Eintritt von Wildschäden trotz der oben beschriebenen Ziel- und Grundsatzzvorschriften zur Interessenlage als praktisch unvermeidlich ansieht und daher eine für den Geschädigten leicht durchsetzbare finanzielle Kompensationsregelung schaffen wollte.

### 3.2.1.2 *Landesjagdgesetze*

Die beschriebenen bundesrechtlichen grundsätzlichen Regelungen zur Schalenwildbewirtschaftung werden in den Landesjagdgesetzen inhaltlich und verfahrenstechnisch weiter präzisiert, was hier nicht im Detail dargestellt werden kann. Als

Beispiel für eine landesrechtliche Ausgestaltung soll die Rechtslage in Bayern kurz geschildert werden:

Die Hegeziele des Bundesrechts werden in Art. 1 des Bayerischen Jagdgesetzes (BayJG) näher präzisiert. Die dort genannte Zielsetzung ist eher multifunktional, indem einerseits ein artenreicher und gesunder Wildbestand in einem ausgewogenen Verhältnis zu seinen natürlichen Lebensgrundlagen erhalten und die Lebensgrundlagen des Wildes gesichert und verbessert werden sollen (Art. 1 Abs. 2 Nr. 1 und 2 BayJG). Andererseits sollen Beeinträchtigungen einer ordnungsgemäßen land-, forst- und fischereiwirtschaftlichen Nutzung durch das Wild aber möglichst vermieden und die jagdlichen Interessen mit den Belangen des Naturschutzes und der Landschaftspflege ausgeglichen werden (Art. 1 Abs. 2 Nr. 3 und 4 BayJG). Interessant für den weiteren Untersuchungsverlauf ist vor allem die gesetzliche Vorgabe des Art. 1 Abs. 2 Nr. 3 a. E. BayJG, nach der die Bejagung die natürliche Verjüngung der standortgemäßen Baumarten im Wesentlichen ohne Schutzmaßnahmen zu ermöglichen hat (Abb. 5). Damit stellt das Gesetz schon bei der Zieldefinition ein geeignetes Kriterium für die Regelung der Abschussplanung und die Jagdnutzung insgesamt bereit. Zur Gewährleistung einer zielorientierten Hege können revierübergreifende Hegegemeinschaften gebildet werden, deren Aufgabe u. a. darin besteht, Abschussplanvorschläge aufeinander abzustimmen und auf die Erfüllung der Abschusspläne hinzuwirken (siehe Art. 13 BayJG).



**Abb. 5.** Beispiele wie dieses in einem Privatwald im Nordosten Niedersachsens zeigen, dass die in manchen Landesgesetzen geforderte und für PEFC- oder FSC-zertifizierte Wälder vorgeschriebene Verjüngung des Waldes ohne Schutzmaßnahmen vielerorts nicht möglich ist (Foto: N. Bartsch).

In Ausfüllung der bundesrechtlichen Vorgaben zur Abschussplanung (siehe § 21 BJagdG) sowie zur Umsetzung der eigenen Zielvorgaben des Art. 1 BayJG legt Art. 32 Abs. 1 S. 2 BayJG fest, dass bei der Abschussplanung neben der körperlichen Verfassung des Wildes vorrangig der Zustand der Vegetation, hier insbesondere der Waldverjüngung, zu berücksichtigen ist. Daher ist den Forstbehörden vor der periodischen Erstellung der Abschusspläne die Möglichkeit einzuräumen, sich auf der Grundlage eines forstlichen Vegetationsgutachtens über eingetretene Wildschäden im Wald zu äußern und ihre Auffassung zum Zustand der Waldverjüngung darzulegen (Art. 32 Abs. 1 S. 3 BayJG). Das forstliche Gutachten ist bei der Aufstellung und Bestätigung bzw. Festsetzung der Abschusspläne zu berücksichtigen. Diese Möglichkeit der Forstbehörden zur Mitwirkung im jagdrechtlichen Verfahren der Abschussplanung korrespondiert mit ihrer verpflichtenden Aufgabe gemäß Art. 28 Abs. 1 Nr. 10 Bayerisches Waldgesetz (BayWaldG), Erhebungen zur Situation der Waldverjüngung und des Waldzustandes in regelmäßigen Abständen durchzuführen.

Detaillierte Vorschriften zur Abschussplanung finden sich in der u. a. auf der Ermächtigungsgrundlage des Art. 32 Abs. 7 Nr. 1 und 2 BayJG erlassenen Ausführungsverordnung zum Bayerischen Jagdgesetz (AVBayJG), hier speziell in den §§ 13 ff. AVBayJG. Bedeutsam im Untersuchungszusammenhang ist vor allem die Kontrollvorschrift des § 16 AVBayJG, die für die Frage der Abweichung von den Vorgaben der Abschussplanung für Rehwild auf die Ergebnisse des jeweils letzten forstlichen Gutachtens zur Verbissbelastung für das Gebiet einer Hegegemeinschaft abstellt. Hierdurch kommt dem forstlichen Gutachten die Funktion einer „Stellschraube“ zu, mit der flexibel auf die Belastung der Waldverjüngung reagiert werden kann. Unter Gesichtspunkten der Datenermittlung und Kontrolle der Abschussplanung ist auf § 16 Abs. 4 AVBayJG hinzuweisen, der jährliche öffentliche Hegeschauen vorschreibt, die u. a. dazu dienen sollen, Informationen über die Entwicklung der Wildschadenssituation und der Waldverjüngung unter Berücksichtigung der forstlichen Gutachten zum Zustand der Vegetation zu erlangen und zu vermitteln. Um an die erforderlichen Daten zur Wildschadenssituation zu gelangen, sind die Angehörigen der Forstbehörden befugt, fremde Grundstücke zu betreten und dort die erforderlichen Erhebungsmaßnahmen zu ergreifen. Die Eigentümer und Nutzungsberechtigten dieser Grundstücke trifft insoweit eine Duldungspflicht (siehe Art. 47 Nr. 3 BayJG i. V. m. § 29 a AVBayJG).

Die bundesgesetzlichen Regelungen zur Wildschadensverhütung und zum Wildschadensersatz werden in Bayern durch die Art. 44 ff. BayJG sowie die §§ 24 ff. AVBayJG weiter präzisiert. Zu erwähnen sind hier insbesondere Art. 44 BayJG, der dem Waldbesitzer die Möglichkeit gibt, zum Schutz gesicherter (i. d. R. gezäunter) Forstkulturen und forstlicher Verjüngungsflächen < 10 ha Größe bei den Jagdbehörden einen Abschuss eingewechselten Schalenwildes durch den Revierinhaber unabhängig von den Jagd- und Schonzeiten zu erwirken, sowie die Verfahrensvorschriften für die Geltendmachung von Wildschadensersatz. Der

bayerische Gesetzgeber hat vor die Anrufung der ordentlichen Gerichte ein obligatorisches Vorverfahren gestellt, das vorrangig auf eine gütliche Einigung der Parteien setzt, in Konfliktfällen aber auch die rechtzeitige Einschaltung eines sachkundigen Schadensschätzers zur Bewertung des Wildschadens gewährleisten will (siehe Art. 47 a BayJG i. V. m. §§ 24 ff. AVBayJG). Kommt es zu keiner Einigung der Parteien über das Ausmaß des Wildschadens, hat der Schadensschätzer zwar ein schriftliches Gutachten zu erstellen, allerdings ist ihm hierbei keine bestimmte fachliche Herangehensweise oder Methodik vorgeschrieben, was in der Praxis immer wieder zu Konflikten über die korrekte Bewertung der Einbußen an der Waldverjüngung führt. Bei seiner fachlichen Bewertung ist er jedoch im weitesten Sinne an die gesetzlichen Vorgaben zur Bemessung des Schadensersatzes in den §§ 249 ff. BGB gebunden, die sich am z. B. in Rheinland-Pfalz auch angewendeten Grundsatz der Naturalrestitution ausrichten, sodass derjenige Zustand wiederherzustellen ist, der bestehen würde, wenn der zum Schadensersatz verpflichtende Umstand nicht eingetreten wäre. Geht es um Schadensersatz wegen Beschädigung einer Sache, z. B. eines Grundstücks oder von Bäumen durch Schalenwildverbiss oder Schälung, so kann der Geschädigte statt der Herstellung den dazu erforderlichen Geldbetrag verlangen (siehe § 249 Abs. 2 BGB). Hieran knüpft der spezialgesetzlich geregelte Wildschadensersatz nach den §§ 29 ff. BJagdG an, der die Wiederherstellung des vorherigen (ungeschädigten) Zustandes dem Geschädigten überlässt und ihm statt dessen nur einen an den Kosten der Wiederherstellung ausgerichteten Ersatzanspruch in Geld einräumt.

Die vorgenannten rechtlichen Vorgaben werden in Bayern durch die Richtlinie für die Hege und Bejagung des Schalenwildes vom 9.12.1988 i. d. F. vom 23.3.2004 weiter präzisiert. Die Richtlinie hat nur verwaltungsinternen Charakter, ist insoweit aber behördenverbindlich und gewährleistet dadurch ein einheitliches Verwaltungshandeln z. B. bei der Bewertung und im Vollzug der Abschlussplanung sowie bei der Ausarbeitung der hierfür bedeutsamen forstlichen Vegetationsgutachten.

Im Übergangsbereich Schalenwildbewirtschaftung/Biodiversität ist schließlich noch auf die im Landesrecht verankerten Regelungen zum jagdlichen Arten- bzw. Wildschutz hinzuweisen, die als jagdrechtsspezifische Ausprägungen des ansonsten im Naturschutzrecht verankerten Artenschutzes einzustufen sind. Aufgrund der sog. Unberührtheitsklausel des § 39 Abs. 2 BNatSchG kommt dem Jagdrecht insoweit eine Vorrangstellung gegenüber dem Naturschutzrecht zu, allerdings eben nur soweit, wie es sich um speziell im Jagdrecht geregelte Sachverhalte handelt. In diesem Rahmen enthält z. B. Art. 21 BayJG eine Ermächtigungsgrundlage zur Erklärung von Wildschutzgebieten per Rechtsverordnung, in denen Ge- und Verbote zum Schutz und zur Erhaltung von Wildarten oder zur Wildschadensverhütung angeordnet werden können. Diese Vorschrift wird mit Blick auf die Schalenwildbewirtschaftung durch Art. 32 Abs. 7 Nr. 3 BayJG ergänzt, der eine Verordnungsermächtigung zur Festlegung spezieller Gebiete für die Hege

und Bejagung von Schalenwild enthält. Auf dieser Grundlage hat Bayern im Wege des § 17 AVBayJG Rotwildgebiete abgegrenzt, die als Lebensraum für das Rotwild dienen. Außerhalb dieser Gebiete hat die Hege von Rotwild zu unterbleiben, die dortigen Jagdreviere sind rotwildfrei zu machen und zu halten. Im Gegensatz dazu wird in anderen Bundesländern nicht mehr zwischen Rotwildgebieten und rotwildfreien Gebieten unterschieden (z. B. Niedersachsen).

### 3.2.2 Rechtsbestand Biodiversität

Der Rechtsbestand mit Regelungen zur Biodiversität, die für die Schalenwildbewirtschaftung bedeutsam sein können, ist im Wesentlichen auf die Wald- und Naturschutzgesetze des Bundes und der Länder (einschließlich des Umweltschadensrechts) konzentriert.

#### 3.2.2.1 *Wald- und Forstrecht*

In diesem Rechtsbereich finden sich Regelungen zur Biodiversität vor allem im Wald- und Forstrecht der Länder. Während das BWaldG als ehemaliges Rahmenrecht nur Mindestregelungen zur Waldbewirtschaftung enthält, die sich auf den Komplex *Schalenwild und Biodiversität* auswirken könnten, sind die Landesgesetze zwischenzeitlich sehr viel detailgenauer. Als Beispiel soll wiederum das bayerische Landesrecht in Gestalt des BayWaldG herangezogen werden. Hier stellt Art. 1 Abs. 2 Nr. 2 BayWaldG eine Vorrangregelung der Wald- gegenüber der jagdlichen Bewirtschaftung auf, indem es den Gesetzeszweck u. a. darin sieht, einen standortgemäßen und möglichst naturnahen Zustand des Waldes unter Berücksichtigung des Grundsatzes „Wald vor Wild“ zu bewahren oder herzustellen. Nach Art. 2 Abs. 2 Nr. 6 BayWaldG ist die biologische Vielfalt des Waldes zu erhalten und erforderlichenfalls zu mehren. Art. 5 Abs. 2 BayWaldG betont die verschiedenen Funktionen des Waldes und seine Bedeutung für die biologische Vielfalt. Er ist deshalb nach seiner Zusammensetzung und Struktur so zu erhalten, zu mehren und zu gestalten, dass er seine jeweiligen Funktionen – insbesondere die Schutzfunktionen im Bergwald (Abb. 6) – und seine Bedeutung für die biologische Vielfalt bestmöglich und nachhaltig erfüllen kann (Art. 5 Abs. 2 S. 2 BayWaldG). Gemäß Art. 7 BayWaldG sind die genannten Waldfunktionen und die Bedeutung des Waldes für die biologische Vielfalt von den staatlichen Behörden und den kommunalen Gebietskörperschaften bei allen Planungen, Vorhaben und Entscheidungen, die den Wald betreffen, zu berücksichtigen. Hierzu gehört – anlässlich ihrer behördlichen Bestätigung oder Festsetzung – auch die jagdrechtliche Abschussplanung.



Als Vorgabe für die Waldbewirtschaftung stellt Art. 14 Abs. 1 S. 1 BayWaldG den Grundsatz auf, dass der Wald im Rahmen der in Art. 1 BayWaldG genannten Zwecksetzung sachgemäß zu bewirtschaften und vor Schäden zu bewahren ist. Dieser Grundsatz wird im Folgenden u. a. dadurch konkretisiert, dass den Waldbesitzern aufgegeben wird, bei der Waldverjüngung standortgemäße Baumarten auszuwählen, standortheimische Baumarten angemessen zu beteiligen und die Möglichkeiten der Naturverjüngung zu nutzen (Art. 14 Abs. 1 S. 2 Nr. 1 BayWaldG), ferner, die biologische Vielfalt zu erhalten (Art. 14 Abs. 1 S. 2 Nr. 5 BayWaldG). Von besonderem Stellenwert sind diese Vorgaben für die Waldbewirtschaftung in Schutz- und Erholungswäldern, da den Eigentümern und Nutzungsberechtigten hier Unterlassungs-, Duldungs- und aktive Handlungspflichten auferlegt werden können, soweit diese zur Erreichung der jeweils gebietsbezogen geltenden Schutzziele erforderlich sind (Art. 14 Abs. 2 BayWaldG). Der Schalenwildbewirtschaftung werden daher insbesondere im Schutzwald klare Vorgaben durch das Waldrecht gesetzt.



**Abb. 6.** Im Schutzwald kommen einer verantwortungsvollen Waldbewirtschaftung und einer die Waldverjüngung ermöglichenden effektiven Jagd aufgrund der besonderen Wachstumsbedingungen besondere Bedeutung zu (Fotos: U. Ammer).

Eine besondere Verpflichtung trifft schließlich den Staats- und den Körperschaftswald, da dessen Bewirtschaftung in besonderem Maße darauf auszurichten ist, standortgemäße, naturnahe, gesunde, leistungsfähige und stabile Wälder zu schaffen (Art. 18 Abs. 1 S. 3 BayWaldG, Art. 19 Abs. 1 S. 1 BayWaldG). Hierzu soll die natürliche Verjüngung der standortgemäßen Baumarten durch eine auf einen artenreichen und gesunden Wildbestand ausgerichtete Bejagung im Wesentlichen ohne Schutzmaßnahmen ermöglicht werden (Art. 18 Abs. 1 S. 4 BayWaldG, Art. 19 Abs. 1 S. 1 BayWaldG). In diesem Zusammenhang haben die mit der Verwaltung und Bewirtschaftung betrauten Stellen u. a.

- die Schutz- und Erholungsfunktionen des Waldes und seine biologische Vielfalt zu sichern und zu verbessern, ferner bei allen Maßnahmen die Belange des Naturschutzes und der Landschaftspflege sowie der Wasserwirtschaft zu berücksichtigen (Art. 18 Abs. 1 S. 5 Nr. 1 BayWaldG, Art. 19 Abs. 1 S. 1 BayWaldG),
- den Wald vor Schäden zu bewahren (Art. 18 Abs. 1 S. 5 Nr. 3 BayWaldG, Art. 19 Abs. 1 S. 1 BayWaldG),
- besondere Gemeinwohlleistungen zu erbringen (Art. 18 Abs. 1 S. 5 Nr. 4 BayWaldG, Art. 19 Abs. 1 S. 1 BayWaldG),
- besondere Belange der Jagd, wie die Reduktion von Schwarzwild und die Bestandssicherung ganzjährig geschonter Wildarten, zu berücksichtigen (Art. 18 Abs. 1 S. 5 Nr. 5 BayWaldG, Art. 19 Abs. 1 S. 1 BayWaldG).

Aus den waldgesetzlichen Vorschriften ergibt sich somit insgesamt ein deutlicher Vorrang der Belange der Waldbewirtschaftung gegenüber ggf. konfligierenden Belangen der Jagdwirtschaft. Soweit für den Staats- und Körperschaftswald eine Berücksichtigungspflicht für besondere Belange der Jagd normiert wird, beziehen sich diese auf gemeinwohlbezogene Aspekte insbesondere des jagdrechtlichen Artenschutzes.

### 3.2.2.2 *Naturschutzrecht*

Im Bereich des Naturschutzrechts finden sich hier einschlägige Vorschriften zunächst in der Flora-Fauna-Habitat-(FFH-)Richtlinie der EU. Die Richtlinie zielt darauf ab, zusammen mit der Vogelschutzrichtlinie ein Netzwerk von Schutzgebieten einschließlich ihrer Verbindungselemente unter dem Oberbegriff „Natura 2000“ zu installieren. Darüber hinaus etablieren beide Richtlinien als Vorgabe für die Gesetzgebung der Mitgliedsstaaten einen strengen Artenschutz für diverse in den Anhängen zu den Richtlinien aufgeführte Pflanzen- und Tierarten, von denen Letztere zwar in Teilen unter das Rechtsregime des Jagdrechts fallen, hier allerdings ganzjährig von der Jagd verschont sind (siehe § 22 BJagdG

i. V. m. § 1 JagdZVO). Sie können daher im Untersuchungszusammenhang außer Acht gelassen werden.

Das rechtliche Instrumentarium des Natura 2000-Gebietsschutzes findet seine Umsetzung in den entsprechenden Vorschriften des Bundesrechts (§§ 31 ff. BNatSchG). Sie knüpfen dort an ein in langer Zeit gewachsenes Instrumentarium unterschiedlicher Schutzgebietstypen (Naturschutzgebiete, Landschaftsschutzgebiete, Nationalparke etc.) an, das seine Rechtsgrundlagen in den §§ 22 ff. BNatSchG hat. Allen Schutzgebietstypen ist gemein, dass sie im Verordnungsweg (oder vergleichbar, in Nordrhein-Westfalen z. B. über den Erlass von Landschaftsplänen) unter Schutz gestellt werden, und dass in diesem Rahmen die zur Erreichung des Schutzzwecks als erforderlich angesehenen Ge- und Verbote erlassen werden können. Hierbei sind Regelungen zur jagdlichen Bewirtschaftung möglich und in der Praxis auch durchaus üblich, mit denen die Schalenwildbewirtschaftung in einer den Belangen des Naturschutzes und der Landschaftspflege zuträglichen Weise gesteuert werden kann. In den Schutzgebieten des europäischen Netzwerks „Natura 2000“ sind zudem regelhaft Bewirtschaftungspläne zu erarbeiten, für die sich im deutschen Rechtsraum der Begriff „Managementpläne“ eingebürgert hat, in denen die maßgeblichen Schutz- und Erhaltungsziele sowie die zu deren Erreichung erforderlichen Maßnahmen dargelegt werden. Auch in diesem Rahmen können jagdrechtliche Aspekte der Schalenwildbewirtschaftung unter Aspekten der Biodiversität gezielt verfolgt werden. Das naturschutzrechtliche Instrumentarium der Sicherung und Ausweisung von Schutzgebieten mit Bewirtschaftungsregelungen ist im Untersuchungszusammenhang vor allem deshalb von hervorgehobener Bedeutung, weil diese Gebiete eine insgesamt große Fläche (im Durchschnitt ca. 15 % der Landesfläche) einnehmen und zudem als Bestandteile eines übergreifenden Biotopverbundes (siehe §§ 20, 21 BNatSchG) dienen sollen, sodass hiermit ein in der Fläche wirksames Rechtsregime begründet worden ist, das zudem in der Zukunft sogar noch ausgedehnt werden könnte.

Anders als für die Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft enthalten die Naturschutzgesetze eine Harmonisierungsregelung für den Fall des Konflikts der Belange von Naturschutz und Landschaftspflege einerseits und jagdlicher Nutzung andererseits nur im Hinblick auf artenschutzrechtliche Aspekte (siehe die sog. artenschutzrechtliche Unberührtheitsklausel des § 37 Abs. 2 BNatSchG). Aus § 5 Abs. 3 BNatSchG lässt sich jedoch die weitere naturschutzrechtliche Wertung ableiten, dass die forstliche Nutzung dem Ziel dienen soll, naturnahe Wälder aufzubauen und diese nachhaltig ohne Kahlschläge zu bewirtschaften. Dabei soll ein hinreichender Anteil standortheimischer Forstpflanzen verwendet werden. Hieraus ergibt sich für die jagdrechtliche Abschussplanung die Vorgabe, dass diese auch unter Aspekten des Naturschutzes so ausgestaltet sein muss, dass die Verjüngung naturnaher Wälder ohne Einbußen durch Wildschäden erfolgen kann.

### 3.2.2.3 *Umweltschadengesetz*

Das Gesetz über die Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden (Umweltschadengesetz – USchadG) vom 10.5.2007 (BGBl. I S. 666) greift als Auffanggesetz dann ein, wenn und soweit andere Spezialmaterien (z. B. das Bodenschutzrecht) die Vermeidung oder Sanierung von Umweltschäden nicht näher regeln. In diesem Rahmen befasst sich das Gesetz mit Umweltschäden an Böden, Gewässern sowie an Lebensräumen und Arten (siehe § 2 Nr. 1 USchadG) und verankert Informations-, Gefahrenabwehr- und Sanierungspflichten zu deren Vermeidung, Abmilderung oder Kompensation (siehe §§ 4 ff. USchadG). Adressat der genannten Pflichten sind natürliche oder juristische Personen, die eine berufliche Tätigkeit ausüben oder bestimmen, einschließlich der Inhaber einer Zulassung oder Genehmigung für eine solche Tätigkeit oder der Personen, die eine solche Tätigkeit anmelden oder notifizieren, und die durch diese Tätigkeit unmittelbar einen Umweltschaden oder die direkte Gefahr eines solchen Schadens hervorrufen (siehe § 2 Nr. 3 i. V. m. § 3 Abs. 1 USchadG). Auch wenn die Jagd bzw. Jagdausübung nicht in den Kreis der in Anlage 1 des Gesetzes genannten Tätigkeiten fällt, so kann hierin durchaus eine berufliche Tätigkeit i. S. d. Gesetzes gesehen werden, denn § 2 Nr. 4 USchadG definiert als berufliche Tätigkeit jede Tätigkeit, die im Rahmen einer wirtschaftlichen Tätigkeit, einer Geschäftstätigkeit oder eines Unternehmens ausgeübt wird, unabhängig davon, ob sie privat oder öffentlich und mit oder ohne Erwerbscharakter erfolgt.

Bejaht man für die Jagdausübung den Charakter einer beruflichen Tätigkeit i. S. d. Umweltschadensrechts, unterfällt diese dem Anwendungsbereich des § 3 Abs. 1 Nr. 2 USchadG, der eine Haftung für fahrlässiges und vorsätzliches Verhalten verankert, durch das Gefahren herbeigeführt oder Schäden für Arten und natürliche Lebensräume i. S. d. § 21 a Abs. 2 und 3 BNatSchG verursacht werden. Bei den Arten und natürlichen Lebensräumen handelt es sich um alle Arten bzw. Lebensräume, die dem Geltungsbereich der bereits genannten europäischen Naturschutzrichtlinien (FFH-Richtlinie, Vogelschutzrichtlinie) unterfallen, mit der Besonderheit, dass sämtliche FFH-Lebensräume erfasst sind, auch wenn sie außerhalb förmlich gesicherter Schutzgebiete liegen. Dadurch strahlt das Umweltschadensrecht in bedeutender Weise in die Fläche aus, sodass die Jagdausübung immer dann, wenn sie auf FFH-Lebensräume stößt, zu beachten hat, dass hier keine Schäden ausgelöst werden. Derartige Schäden können insbesondere dann auftreten, wenn durch eine unzureichende Bejagung (z. B. bei Nichterfüllung der Vorgaben der Abschussplanung) Beeinträchtigungen der Biodiversität der Lebensräume herbeigeführt werden, wie sie insbesondere bei verbissbedingten Verschiebungen der Baumartenzusammensetzung zulasten der für den Lebensraum typischen Laubbaumarten (z. B. Buche, Eiche) entstehen können. Diese Vorgaben des Umweltschadensrechts sind sowohl bei der planerischen als auch bei der aus-

übungsbezogenen Umsetzung des Jagdrechts zu beachten, und zwar gleichermaßen von den zuständigen Jagdbehörden wie von den Jagdberechtigten.

### 3.2.3 Schnittmengen und gesellschaftliche Ziele

Die hier auf das Bundes- und bayerische Landesrecht beschränkte, gleichwohl der rechtlichen Situation in den anderen Bundesländern sinngemäß entsprechende Darstellung des Rechtsbestands in den vorangegangenen Kapiteln zeigt, dass in vielfacher Hinsicht Schnittmengen zwischen den Rechtsbereichen Jagdrecht, Naturschutzrecht und Waldrecht bestehen, die eine situationsangepasste Steuerung des Konfliktfelds *Schalenwild und Biodiversität* grundsätzlich ermöglichen. Soll das Recht tatsächlich eine solche Steuerungsfunktion erfüllen, ist es allerdings erforderlich, ein Zielsystem oder eine Art Zielhierarchie zu entwickeln, an der sich die Bewertung und Konfliktlösung des Einzelfalles orientieren kann. Dabei muss man sich der Grenzen einer Systematisierung auf abstrakter Ebene allerdings bewusst sein, da die Gesetze im Regelfall unabgestimmt nebeneinander stehen, sodass Zielkonflikte oder Widersprüche bei den Umsetzungsnormen nicht ungewöhnlich sind. Bedeutsam ist aber, dass die Gesetze in ihrer Gesamtheit gesellschaftliche Ziele vorgeben, die für die Lösung des Wald-Wild-Konflikts heranzuziehen und im Gesetzesvollzug zu beachten sind. In diesem Zusammenhang ist zu berücksichtigen, dass die Ziele und Grundsätze des Naturschutzrechts ebenso wie die Zielbestimmungen des Jagd- und Waldrechts insbesondere im Kontext planerischer und sonstiger Abwägungsentscheidungen sowie bei der Auslegung offener und auslegungsbedürftiger Normen heranzuziehen sind. Soweit das Konfliktfeld von Jagd, Wald und Naturschutz gesetzlich genauer geregelt ist (z. B. durch die o. g. Harmonisierungs- bzw. Unberührtheitsvorschriften des § 5 Abs. 3 und des § 37 Abs. 2 BNatSchG), sind diese Regelungen maßgeblich oder zumindest vorrangig zu beachten. Im Folgenden und vor diesem Hintergrund sollen daher die wichtigsten jagd-, wald- und naturschutzgesetzlichen Ziele, die im Untersuchungszusammenhang von Bedeutung sind, nochmals in komprimierter Form dargestellt werden:

#### wesentliche jagdrechtliche Ziele

- Die Jagd soll dazu beitragen, einen artenreichen und den landschaftlichen und landeskulturellen Verhältnissen angepassten Wildbestand zu erhalten.
- Die Lebensgrundlagen des Wildes sind zu pflegen und zu sichern.
- Die Jagd ist so auszuüben, dass Beeinträchtigungen der ordnungsgemäßen forstwirtschaftlichen Nutzung vermieden werden.
- Der Wildabschuss ist so zu regeln, dass die berechtigten Ansprüche der Forstwirtschaft auf Schutz gegen Wildschäden voll gewahrt bleiben.
- Der Wildabschuss ist so zu regeln, dass die Belange von Naturschutz und Landschaftspflege berücksichtigt werden.

- Der Wildabschuss ist so zu regeln, dass ein gesunder Wildbestand aller heimischer Tierarten in angemessener Zahl erhalten bleibt.
- Der zum Wildschadensersatz Verpflichtete muss Schadensersatz unabhängig von einem Verschulden leisten.
- Der Geschädigte ist grundsätzlich nicht verpflichtet, Schutzmaßnahmen zur Abwehr von Wildschäden zu ergreifen.

### **wesentliche walddrechtliche Ziele**

- Es soll ein standortgemäßer und möglichst naturnaher Zustand des Waldes unter Berücksichtigung des Grundsatzes „Wald vor Wild“ bewahrt oder hergestellt werden.
- Es soll die Schutzfähigkeit, Gesundheit und Leistungsfähigkeit des Waldes dauerhaft gesichert und gestärkt werden.
- Es soll die Erzeugung von Holz und anderen Naturgütern durch eine nachhaltige Bewirtschaftung des Waldes gesichert und erhöht werden.
- Es soll die biologische Vielfalt des Waldes erhalten und erforderlichenfalls gemehrt werden.
- Der Wald ist sachgemäß zu bewirtschaften und vor Schäden zu bewahren.
- Bei der Waldverjüngung sind standortgemäße Baumarten auszuwählen und standortheimische Baumarten angemessen zu beteiligen sowie die Möglichkeiten der Naturverjüngung zu nutzen.
- Im Schutzwald können den Waldbesitzern zur Erreichung der gebietsbezogenen Schutzziele Unterlassungs-, Duldungs- und aktive Handlungspflichten auferlegt werden.
- Im Staats- und Körperschaftswald ist die Waldbewirtschaftung im besonderen Maße darauf auszurichten, standortgemäße, naturnahe, gesunde, leistungsfähige und stabile Wälder zu schaffen.
- Im Staats- und Körperschaftswald soll die natürliche Verjüngung der standortgemäßen Baumarten durch eine auf einen artenreichen und gesunden Wildbestand ausgerichtete Bejagung im Wesentlichen ohne Schutzmaßnahmen ermöglicht werden.
- Im Staats- und Körperschaftswald sind die Schutz- und Erholungsfunktionen des Waldes und seine biologische Vielfalt zu sichern und zu verbessern, ferner bei allen Maßnahmen die Belange des Naturschutzes und der Landschaftspflege sowie der Wasserwirtschaft zu berücksichtigen.
- Im Staats- und Körperschaftswald ist der Wald vor Schäden zu bewahren und es sind besondere Gemeinwohlleistungen zu erbringen.
- Im Staats- und Körperschaftswald sind (nur) besondere Belange der Jagd, wie die Reduktion von Schwarzwild und die Bestandssicherung ganzjährig geschonter Wildarten, zu berücksichtigen.

**wesentliche naturschutzrechtliche Ziele**

- Natur und Landschaft sind so zu schützen, zu pflegen, zu entwickeln und erforderlichenfalls wiederherzustellen, dass die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts, die Regenerations- und nachhaltige Nutzungsfähigkeit der Naturgüter, die Tier- und Pflanzenwelt einschließlich ihrer Lebensräume sowie die Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft auf Dauer gesichert sind.
- Der Naturhaushalt ist so zu sichern, dass die den Standort prägenden biologischen Funktionen und landschaftlichen Strukturen erhalten, entwickelt oder wiederhergestellt werden.
- Zur Sicherung der Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts ist die biologische Vielfalt zu erhalten und zu entwickeln. Sie umfasst die Vielfalt an Lebensräumen und Lebensgemeinschaften, an Arten sowie die genetische Vielfalt innerhalb der Arten.
- Die wild lebenden Tiere und Pflanzen und ihre Lebensgemeinschaften sind als Teil des Naturhaushalts in ihrer natürlichen und historisch gewachsenen Artenvielfalt zu schützen. Ihre Biotope und ihre sonstigen Lebensbedingungen sind zu schützen, zu pflegen, zu entwickeln oder wiederherzustellen.
- Es ist ein Biotopverbund zu schaffen, der der nachhaltigen Sicherung von heimischen Tier- und Pflanzenarten und deren Populationen einschließlich ihrer Lebensräume und Lebensgemeinschaften sowie der Bewahrung, Wiederherstellung und Entwicklung funktionsfähiger ökologischer Wechselbeziehungen dient.
- Bei der forstlichen Nutzung des Waldes sind naturnahe Wälder aufzubauen und diese ohne Kahlschläge nachhaltig zu bewirtschaften. Ein hinreichender Anteil standortheimischer Forstpflanzen ist einzuhalten.
- Bei der Bewirtschaftung von Grundflächen im Eigentum oder Besitz der öffentlichen Hand sollen die Ziele und Grundsätze des Naturschutzes und der Landschaftspflege in besonderer Weise berücksichtigt werden.
- Zum besonderen Schutz von Natur und Landschaft können Schutzgebiete ausgewiesen werden, in denen z. B. zur Erhaltung, Entwicklung oder Wiederherstellung von Biotopen oder Lebensgemeinschaften bestimmter wild lebender Tier- oder Pflanzenarten alle Handlungen verboten werden, die zu nachhaltigen Beeinträchtigungen der Schutzgebiete führen können.
- Zur Umsetzung der europarechtlichen Vorgaben der FFH- und der Vogelschutz-Richtlinie nehmen die Bundesländer Gebiete von gemeinschaftlicher Bedeutung in Schutz, in denen alle Vorhaben, Maßnahmen, Veränderungen oder Störungen, die zu erheblichen Beeinträchtigungen des Gebiets in seinen für die Erhaltungsziele maßgeblichen Bestandteilen führen können, unzulässig sind.

Aus den genannten Zielen des Jagd-, Wald- und Naturschutzrechts lässt sich ersehen, dass der Gesetzgeber den Wald-Wild-Konflikt im Wesentlichen zugunsten der Waldbewirtschaftung bzw. der in diesem Rahmen zu gewährleistenden und zu fördernden Biodiversität aufgelöst wissen will. Die Vorrangstellung des Waldes bzw. der Waldbewirtschaftung gegenüber der Jagd ist in den Waldgesetzen eindeutig festgelegt, entsprechendes gilt für den Schutz und die Erhöhung der Biodiversität auf der Grundlage der Naturschutzgesetze. Die Jagdgesetzgebung bringt diese Vorrangstellung weniger deutlich zum Ausdruck, lässt aber im Grundsatz ebenfalls keine Zweifel daran, dass es sich bei der jagdlichen Nutzung nur um eine Nebennutzung im Verhältnis zur forstwirtschaftlichen Hauptnutzung im Wald handelt. Daher muss die Jagd so ausgeübt werden, dass Beeinträchtigungen der forstwirtschaftlichen Nutzung vermieden und die berechtigten Ansprüche der Forstwirtschaft auf Schutz gegen Wildschäden voll gewahrt bleiben. Dies entspricht im Privatwald den Vorgaben des Grundgesetzes, da Art. 14 Abs. 1 GG den Schutz des privaten Eigentums gegenüber ggf. konfligierenden Interessen Dritter bzw. von Drittnutzungen wie der Jagd zwar nur im Rahmen der Gesetze gewährleistet, diese aber wiederum die Privatnützigkeit als unantastbaren Bestandteil des Eigentumsrechts in ausreichender Weise beachten müssen. Es würde einen Verstoß gegen die grundgesetzliche Eigentumsgarantie darstellen, wenn der Gesetzgeber die Belange der jagdlichen Nebennutzung des Eigentums stärker gewichten würde als die Interessen der forstwirtschaftlichen Hauptnutzung des Eigentums. Diese Wertung gilt insbesondere in gemeinschaftlichen Jagdbezirken.

Im Staats- und Körperschaftswald gelten die Einschränkungen des grundgesetzlichen Eigentumsschutzes zwar nicht oder – im Falle der Kommunen – nur in modifizierter Form, jedoch ergeben sich hier besondere Gemeinwohlbindungen, die aus dem öffentlichen bzw. quasi-öffentlichen Charakter dieser Waldbesitzformen erwachsen. So ist der Staat nach Art. 20 a GG in besonderer Weise zum Schutz der natürlichen Lebensgrundlagen und der Tiere verpflichtet, dies soll nach Maßgabe von Gesetz und Recht durch die vollziehende Gewalt und die Rechtsprechung realisiert werden. Die Wald- und Naturschutzgesetze greifen diese Verantwortlichkeit des Staates auf, indem sie den Staats- und Körperschaftswald bzw. den Staat und die Kommunen in besonderem Maße auf eine gesellschaftlich erwünschte Form der Bewirtschaftung des Waldes und der sonstigen ökologisch bedeutsamen Flächen verpflichten. Auch hier muss sich die jagdliche Nebennutzung in die gesetzliche Vorrangregelung einpassen, was durch das Wald- und Naturschutzrecht in der beschriebenen Art und Weise geschehen ist.

Hinsichtlich der naturschutzrechtlichen Regelungen ist generell zu beachten, dass diese von ihrer Grundausrichtung her durchweg gesellschaftlich erwünschte Beschränkungen des Eigentumsrechts darstellen, die in ihrem Stellenwert deutlich über das öffentliche Interesse an der jagdlichen Nutzung hinausreichen. Während



die Jagd als ein aus dem Eigentumsrecht abgeleitetes Recht zur Nebennutzung des Grundeigentums anzusehen ist, das in Gemeinschaftsjagdbezirken aufgrund gesetzlicher Anordnung auf die Jagdgenossenschaften übertragen wird, richtet das Naturschutzrecht öffentlich-rechtlich begründete Gemeinwohlinteressen als inhaltliche Schranken der Eigentumsausübung auf. Das Jagdrecht bildet damit zunächst einmal ein genuin privates Nutzungsinteresse ab, während das Naturschutzrecht ausschließlich gesellschaftliche Interessen am Schutz der Lebensgrundlagen wahrnimmt und für deren angemessene Berücksichtigung bei der Eigentumsnutzung sorgen soll. Soweit das Jagdrecht am allgemeinwohlorientierte Ziele verfolgt, dienen diese weniger der Förderung der Jagdausübung, als vielmehr der Hege zur Sicherung eines gesunden und artenreichen Wildbestandes sowie der Gewährleistung fachgesetzlich abgegrenzter Gemeinwohlbelange, wie sie insbesondere das Wald- und Naturschutzrecht (einschließlich des Umweltschadensrechts) mit verbindlicher Wirkung auch für das Jagdrecht vorgeben.

Vor diesem Hintergrund eines in ihren Allgemeinwohlzielen verbindlichen Vorrangs fachgesetzlicher Regelungen gegenüber den Vorschriften des Jagdrechts sollten sich Konflikte im Verhältnis Wald-Wild-Biodiversität in angemessener Weise ausräumen und regeln lassen. Die Gesetze haben die gesellschaftlichen Ziele in dieser Hinsicht hinreichend klar festgesetzt. Wenn sich dennoch in der Praxis zahlreiche Konflikte ergeben, dann hängt dies weniger mit dem Fehlen gesetzlicher Leitvorgaben als vielmehr mit einem möglicherweise davon abweichenden und deshalb unzureichenden Gesetzesvollzug durch die maßgeblichen Akteure (Behörden, Waldbesitzer, Jäger) zusammen.

Wichtig und einschränkend ist jedoch die Erkenntnis, dass eine abstrakte rechtliche Bewertung für alle Fälle auch auf der Grundlage des Vorgesagten nicht möglich ist. Vielmehr muss stets eine auf den Einzelfall ausgerichtete situationsbezogene Bewertung angestellt werden. So müssen beispielsweise die Wertungen der forstlichen Vegetationsgutachten für die jagdliche Abschussplanung vor allem dann als zwingend angesehen werden, wenn sich die Planung auf Schutzwald oder ähnlich hochgradig wald- oder naturschutzrechtlich geschützte Waldflächen bezieht, an deren wichtiger Bedeutung für die Schutzfunktion und/oder die biologische Vielfalt keine vernünftigen Zweifel bestehen. Umgekehrt haben Wald- und Naturschutzgesichtspunkte ggf. dann zurückzustehen, wenn Schutzfunktionen oder Biodiversitätsaspekte als nachrangig einzustufen sind, sodass sie keine rechtserhebliche Steuerungsfunktion für die jagdliche Bewirtschaftung entfalten können. Abstrakte Lösungen scheidet jedoch auch in diesem Zusammenhang aus, da der Gesetzesvollzug regelhaft in das sachgemäße Ermessen der vollziehenden Behörden gestellt ist, sodass Einzelfallerwägungen (z. B. die wirtschaftlichen Auswirkungen einer jagdrechtlichen Anordnung im Gemeinschaftsjagdbezirk auf das Waldeigentum) grundsätzlich mit in die Entscheidungsfindung einfließen müssen.



## 4 Ökologische und ökonomische Auswirkungen von Schalenwildverbiss

Schalenwildverbiss führt bei hohen Wilddichten zu bedeutsamen Schäden. Darunter sind erstens Wachstumseinbußen durch Biomasseentzug zu verstehen, von dem besonders die bevorzugten vitalen Individuen der Baumverjüngung betroffen sind. Zweitens führt einmaliger Verbiss bei Keimlingen bzw. mehrmaliger Verbiss bei älteren Pflanzen in Abhängigkeit von der Baumart zum Absterben der Pflanzen. Drittens kommt es durch den selektiven Verbiss insbesondere des Rehwilds zur Entmischung der künftigen Bestände zulasten der seltenen und/oder stark verbissgefährdeten Baumarten: Die Baumartendiversität sinkt.

Die Auswirkungen sind angesichts des Ausmaßes der Schäden (vgl. Kapitel 5) im Hinblick auf die Schutzwirkung von Wäldern und den durch den Klimawandel besonders dringlichen Waldumbau bedenklich. Der negative Einfluss hoher Schalenwilddichten auf die Schutzfunktion von Bergwäldern wird schon seit über 100 Jahren thematisiert. Waldbauliche Maßnahmen zur Habitatverbesserung und Erhöhung des Nahrungsangebots vermindern nur bei geringen Wilddichten den Wildverbiss. Bei hohen Wilddichten werden fast alle Baumarten unabhängig von Waldstrukturen gleichermaßen verbissen. Eine langfristig naturnahe Bewirtschaftung stabiler Wälder kann nur bei niedrigen Schalenwilddichten erreicht werden.

Die tatsächlichen Konsequenzen der Schalenwildschäden für die Waldbesitzer und insbesondere für die kommenden Generationen von Waldbesitzern scheinen bei konventionellen Schadensbewertungen nicht auf, weil die ökologischen, insbesondere aber die ökonomischen Nachteile einer Entmischung nicht berücksichtigt werden. Mit dem Verlust von Mischbaumarten durch Wildverbiss muss der Waldbesitzer mit seinem an Baumarten ärmeren Wald höhere Risiken in Kauf nehmen. Wie bei gemischter Vermögensanlagen, für die man eine möglichst breite Diversifikation empfiehlt, profitieren gemischte Wälder von beträchtlichen Risikokompensationen. Dieser Vorteil geht durch homogenisierenden Wildverbiss verloren. Bei dem auf überhöhten Wildverbiss folgenden Risiko handelt es sich aber nicht um ein bewusst in Kauf genommenes, sondern um ein aufgezwungenes Risiko, ein unerwünschter Effekt, für den Waldbesitzer eine angemessene Kompensation verlangen müssten!

Hohe Ausgaben für Zäune oder Kulturen aufgrund zu hoher Wilddichten sind aus ökonomischer Sicht nicht akzeptabel. Mit nicht oder schlecht funktionierender Naturverjüngung sowie mit notwendig werdenden Zäunungsmaßnahmen können enorme finanzielle Verlustquellen auf der Betriebsebene identifiziert werden. Trotz verhältnismäßig moderater Annahmen für Kulturausgaben und Zäune ergaben sich jährliche Verluste von bis zu 60 Euro/ha.

Bevor die Wirkungen von Schalenwildverbiss näher beleuchtet werden, soll im Abschnitt 4.1 auf die die Faktoren eingegangen werden, die für das Ausmaß von Wildschäden verantwortlich sind. Diese Faktoren sind der Ausgangspunkt für die im Kapitel 7 thematisierten waldbaulichen und wildbiologischen Lösungsansätze.

Die ökologischen Funktionen der Wälder sind sehr vielfältig. Die Verbindung zwischen biologischer Diversität und den Ökosystem-Dienstleistungen wird derzeit intensiv diskutiert (z. B. Pretzsch 2003 und 2005, Pearce 2007, s. u.). Ob und wenn ja, wie sehr Leistungsfähigkeit und Diversität von Ökosystemen in einer direkten Verbindung stehen (Pearce und Pearce 2001), kann nicht allgemein beantwortet werden. Zumindest für forstlich genutzte Wälder scheint zu gelten, dass gemischte Bestände im Vergleich zu Monokulturen bei Störungen wenn nicht stabiler, so doch elastischer im Sinne von Grimm und Wissel (1997) sind. Vor diesem Hintergrund beleuchten die folgenden Abschnitte die Auswirkungen von Schalenwildverbiss auf die Produktivität und Biodiversität bewirtschafteter Waldökosysteme (Abschnitt 4.3) sowie auf ihre Schutzfähigkeit (Abschnitt 4.4). Die damit verbundenen Folgen für den in vielen Fällen aufgrund des Klimawandels dringend geratenen Waldumbau (vgl. z. B. Ammer et al. 2008, Kölling et al. 2009a, b) und die betriebswirtschaftlichen Konsequenzen einer hohen Verbissbelastung für den Waldbesitzer werden in den Abschnitten 4.5 und 4.6 behandelt.

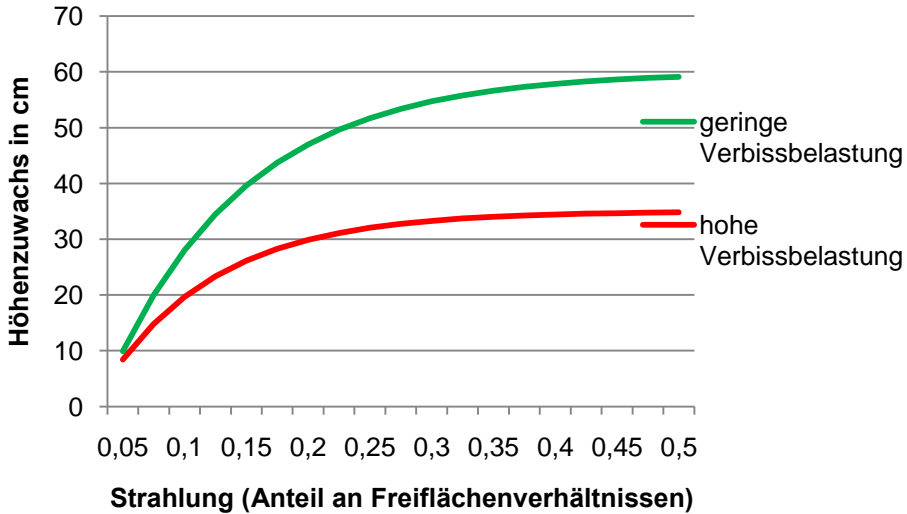
## 4.1 Einflussgrößen für das Ausmaß von Schalenwildverbiss

Nach Gill (1992a, b), Čermák (2007) und Mann (2009) wird Wildverbiss insbesondere bestimmt durch:

- die Schalenwilddichte,
- die Wildarten, Populationsstrukturen und Nahrungspräferenzen,
- die Seltenheit des Vorkommens von Baumarten,
- die Pflanzenreaktion gegenüber Verbiss,
- die Waldstruktur bzw. die waldbauliche Behandlung
- den Grad der Fragmentierung des Waldes (Waldanteil, Waldfeldverteilung).

### 4.1.1 Schalenwilddichte

Es liegt auf der Hand, dass die Schalenwilddichte den Schlüsselfaktor für die Bedeutung und das Ausmaß von Verbiss darstellt (Čermák 2007, Ward et al. 2008). Gleichwohl gibt es aus methodischen Gründen wenige Untersuchungen, die der Beziehung von Schadausmaß und Wildtierdichte experimentell nachgegangen sind und sie quantitativ belegt haben. Ein Beispiel hierfür stellt neben der im Abschnitt 4.2.1 vorgestellten Studie von Horsley et al. (2003) die Untersuchung von Trembley et al. (2007) dar. In der betreffenden Arbeit wurden Weißwedelhirsche (*Odocoileus virginianus*) in unterschiedlicher Dichte in Zäune von 20 bis 40 ha Größe eingesetzt und ihre Auswirkungen auf die Verjüngung einer verbissanfälligen Art (*Abies balsamea*) untersucht. Die Untersuchung ist im Kontext der vorliegenden Arbeit deshalb sehr interessant, weil das Äsungsverhalten der Weißwedelhirsche dem des heimischen Rehwildes ähnelt, da beide Arten sehr nah verwandt und Konzentratselktierer sind. In jedem Zaun wurden das Wachstum und das Überleben bereits etablierter Verjüngungspflanzen auf Kahlflächen und unter dem Schirm von Altbeständen untersucht. Wie sich zeigte, bestand auf den Kahlflächen zwischen dem von der Balsamtanne geleisteten Höhenwachstum bzw. der Verjüngungsdichte und der Wilddichte ein negativer exponentieller Zusammenhang. Dies bedeutet umgekehrt, dass mit der Absenkung der Wilddichte die Überlebensfähigkeit und das Höhenwachstum der Tannen überproportional anstiegen. Dieses Ergebnis ließ sich unter dem Schirm der Altbäume nur hinsichtlich der Mortalität bestätigen. Ein negativer Einfluss der Wilddichte auf das Höhenwachstum konnte dort nicht festgestellt werden (Trembley et al. 2007). Die Studie weist damit klar einen Zusammenhang zwischen der Schalenwilddichte und dem Verjüngungserfolg einer verbissgefährdeten Baumart nach. Zum gleichen Ergebnis kam in Untersuchungen in den italienischen Alpen auch Motta (1996). Außerdem lassen die Befunde auf das Vorhandensein von Wechselwirkungen zwischen den oben genannten Faktoren erkennen. Diese äußern sich z. B. dahingehend, dass Wildverbiss insbesondere dann zu einem begrenzten Pflanzenwachstum führt, wenn die das Wachstum eigentlich bestimmende Ressourcenverfügbarkeit hoch ist (vgl. Edenius et al. 1995, Ammer 1996b, Collard et al. 2010). Diesen Befund bestätigen Krueger et al. (2009): „Increased light availability enhanced growth for three species when excluded from deer, but browsing obscured these relationships“. Dieser Zusammenhang wird in Abbildung 7 modellhaft dargestellt. So wirkt sich eine hohe Verbissbelastung mit zunehmender Strahlungsintensität (oder Standortgüte) auf das Pflanzenwachstum zumeist stärker aus. Im Bereich geringer Strahlung ist diese auch ohne Wildverbiss der limitierende Faktor (Abb. 7).



**Abb. 7.** Modellhafte Darstellung einer Wechselwirkung zwischen Strahlungsgenuss und Verbissbelastung auf den Höhenzuwachs von Verjüngungspflanzen (Erläuterung siehe Text).

Allerdings können unverbissene Pflanzen ungünstige Wuchsbedingungen (z. B. Schatten, Trockenheit) länger tolerieren, da die Allokation von Kohlehydraten als Reservestoffe möglich ist (Vor 2005). Dies kann besonders bei Verjüngungsverfahren, die mit langen Verjüngungszeiträumen arbeiten (s. Abb. 8), oder im Hinblick auf die prognostizierten Klimaänderungen von großer Bedeutung sein.



**Abb. 8.** Im Plenterwald, wie hier in Rippoldsau-Schapbach im Schwarzwald, oder bei Verjüngungsverfahren, für die Bestände über mehrere Jahrzehnte durch die Entnahme geringer Hiabsmengen genutzt werden, ist die Verjüngung dem Einfluss des Wildes lange ausgesetzt (Foto: T. Vor).

Aus diesen Ergebnissen wird auch deutlich, dass die Beziehung zwischen Wildtierdichte und Schadausmaß nicht linear ist (Ward et al. 2008), sondern die Schäden ab einem bestimmten Punkt einen waldbaulich tolerierbaren Verbiss plötzlich übersteigen (Motta 1996, Putmann 1996, Vospernik und Reimoser 2008, Kuijper et al. 2009). Vor diesem Hintergrund liegt es nahe, Grenzdichten zu definieren, die nicht überschritten werden sollten (Putman 1996). Diese sind in der Praxis aber kaum herzuleiten, da alle der oben genannten Faktoren hierbei Berücksichtigung finden müssten. Zudem ist völlig offen, wie in der jagdlichen Praxis eine Abweichung der tatsächlichen Dichte von der Grenzdichte bestimmt werden kann. Ein geeigneter Weiser für eine Grenzdichte ist, insbesondere im Wirtschaftswald, der Zustand der Waldverjüngung. Die Grenzdichte ist dann überschritten, wenn dieser Zustand nicht mit dem Verjüngungsziel übereinstimmt oder dieses dauerhaft gefährdet. Dies zu überprüfen, sollte Aufgabe von Verbiss- bzw. Verjüngungsinventuren und systematischen Kontrollzäunen nach dem Vorschlag von Reimoser und Suchant (1992) sein (vgl. Abschnitt 5.4). Da Rehwild bei nur mäßig gesteigerter Bejagung den verfügbaren Lebensraum bis zur Tragfähigkeitsgrenze auffüllt (Ellenberg 1979), gehen Oheimb et al. (1999) davon aus, dass „jagdliche Eingriffe u. U. erst erheblich gesteigert und über eine Reihe von Jahren hochgehalten werden müssen, bis die Rehwildpopulation wesentlich beeinflusst wird“ und „es damit zu einer nachhaltigen Reduzierung des Wildverbisses kommen kann“.

Mit Blick auf diese Ergebnisse kommen als Lösungsansätze (siehe Kapitel 7) alle Aspekte infrage, die die Schalenwildichte dauerhaft oder zeitlich befristet absenken oder dem Wild den Zugang zu sensiblen Bereichen verwehren. Dies kann durch eine intensive Bejagung, die Wiederansiedlung von Raubtieren und/oder durch temporär wirksame Schutzeinrichtungen, wie Zäune oder Wuchshüllen (vgl. von Köckritz und Ammer 2009), erreicht werden. Unter Kostengesichtspunkten stellen Schutzeinrichtungen jedoch stets waldbauliche „Krücken“ dar, die nur dort verwendet werden sollten, wo eine Reduktion des Schalenwildes nicht möglich erscheint (Ammer 2009)<sup>4</sup>. Außerdem ist der gänzliche Ausschluss von Schalenwild innerhalb von Zaunflächen unnatürlich und mit Nachteilen verbunden. So wird das Wild auf den verbliebenen ungezäunten Flächen konzentriert, was dort zu höheren Schäden führen kann. In Abhängigkeit des forstlichen Standorts kann der völlig fehlende Zutritt des Wildes innerhalb von Zäunen zudem zu unerwünschten Konkurrenzeffekten der Begleitvegetation führen. Beispielsweise kann die sonst durch das Wild gelegentlich zurückgedrängte

---

<sup>4</sup> „Obschon sich der Verbiß mit verschiedenen Schutzmaßnahmen wirksam einschränken läßt, bleibt es doch notwendig, daß man die Auswirkungen dieses Schadens gründlich studiert. Die Verhütungsmaßnahmen lassen sich nämlich nicht immer und überall anwenden, und die oft kritisierte, wildkundlich auch nicht immer zweckmäßige Zunahme der Zäune in unseren Wäldern bedarf als zwar notwendige Anpassung an die unnatürlich hohen Verbißschäden einer eingehenden Begründung“ (Eiberle 1967).

Brombeere (vgl. Pellerin et al. 2010) innerhalb von Zäunen zu einem Problem für die Baumverjüngung werden, in dem sie die Verjüngungspflanzen überwächst. Das führt zu Wuchsverzögerungen und bei hohen Nassschneeauflagen zum Umbiegen der Bäumchen.

#### 4.1.2 Wildarten, Populationsstrukturen und Nahrungspräferenzen

In Deutschland kommen dauerhaft insgesamt 9 Schalenwildarten freilebend vor: Europäisches Rehwild (*Capreolus capreolus*), Rothirsch (*Cervus elaphus*), Wildschwein (*Sus scrofa*), Damhirsch (*Dama dama*), Mufflon (*Ovis ammon musimon*), Sikahirsch (*Cervus nippon*), Gams (*Rupicapra rupicapra*), Alpensteinbock (*Capra ibex*) und Europäischer Elch (*Alces alces*). Während Stein- und Elchwild aufgrund des geringen Vorkommens und des beanspruchten Lebensraumes in Deutschland keine nennenswerten Schäden verursachen, können diese durch das ebenfalls nur lokal vorkommende Dam-, Muffel-, Sika- und Gamswild je nach Populationsdichte und forstwirtschaftlichen Zielen beträchtlich sein. Reh- und Schwarzwild sind in Deutschland nahezu flächendeckend anzutreffen. Das Rotwild wurde hingegen in viele, größtenteils disjunkte Areale zurückgedrängt. Die Art der Schädigungen, die durch diese Wildarten hervorgerufen werden, sind unterschiedlich und zum Teil charakteristisch. Nach Searle und Shipley (2008) kann Schalenwild in Gruppen unterteilt werden, deren Nahrungspräferenzen sich deutlich unterscheiden. So liegt bei den sogenannten „grazers“ (z. B. Rotwild) der Fokus auf dem Mineralstoffgehalt der Pflanzen, der sich zwischen den Pflanzenarten unterscheidet, während für „browsers“ (z. B. Rehwild) eher die sekundären Pflanzenstoffe eine Rolle spielen, die zwischen den Pflanzenteilen variieren. Rehwild verursacht vor allem Schäden durch den Verbiss von Trieben. Insbesondere bei Pflanzungen können Fegeschäden von Bedeutung sein, bei denen Rehböcke oftmals gezielt seltene Mischbaumarten beschädigen und teilweise zum Absterben bringen. Gravierenden Einfluss hat das Rotwild lokal ebenfalls durch den Verbiss junger Bäume, aber vor allem durch das Schälen der Rinde an jungen bis mittelalten, teilweise sogar an alten Bäumen (dies besonders an der glattrindigen Buche). Schälschäden an jüngeren Bäumen treten auch bei hohen Sikawildichten auf. Dam-, Muffel- und Gamswild führt in hohen Dichten zu Verbissbelastungen, Schälschäden kommen auch vor (z. B. beschädigen Muffelwidder mit ihren Hörnern (Schnecken) die Rinde von Bäumen, die dann leichter abzuziehen ist, sog. „Rammerschäden“). Die Ausbreitung des Gamswilds in tiefere Lagen der Gebirge unterhalb der Baumgrenze („Waldgams“) führte örtlich zu einem Totalverbiss der Naturverjüngung und somit zu einer Gefährdung wichtiger Funktionen des Bergwaldes (s. u.). Wenn von Schwarzwildschäden die Rede ist, so sind in erster Linie Schäden an Feldfrüchten (besonders Mais, Raps



und Weizen) gemeint. Die landläufige Meinung ist, dass Wildschweine im Wald aufgrund ihrer einer Bodenbearbeitung vergleichbaren Wühltätigkeit (Brechen) eher nützlich sind. Gerade in jüngster Zeit führten steigende Bestände aber auch zu Problemen in Wäldern (s. u.).

Bei allen Wildarten spielen die Populationsstrukturen eine wichtige Rolle für die Art und das Ausmaß von Wildschäden. Dabei spiegeln sich auch natürliche Schwankungen der Populationsgröße und -struktur unmittelbar in der Verbisssituation wider (Didion et al. 2009). Im Folgenden werden wichtige Merkmale für die genannten Arten zusammengefasst.

### **Europäisches Rehwild**

Das territoriale Rehwild lebt abgesehen von Mutter-Kind-Verbänden eher einzeln, wobei sich im Winter aus bisher nicht geklärten Gründen lockere Gemeinschaften von nicht miteinander verwandten Tieren bilden können („Sprünge“). Entgegen häufig postulierter Meinungen ist das Rehwild keine Art der offenen Landschaften, sondern gebunden an deckungsreiche Vegetation wie Wälder, Waldränder und Gehölzinseln (Andersen et al. 1998). Dies zeigt die nachweiszeitliche Verbreitungsgeschichte, die immer dem Vordringen der Waldgrenze entsprach, und der Körperbau, der dem „Schlüpfertyp“ entspricht und deshalb keine langen Fluchten im offenen Gelände zulässt. Seine Anpassungsfähigkeit hat das Rehwild allerdings zum Kulturfolger gemacht. Ein Grund hierfür ist auch darin zu sehen, dass die favorisierten Territorien im Wald oft belegt sind. Bei Versuchen im Hakel (ehem. Wildforschungsrevier der DDR in Sachsen-Anhalt) bildeten sich Feldrehbestände erst nach drastischer Anhebung der Rehwilddichte im Wald von 1 auf 20 Rehe/100ha (Wölfel 1999). Der Körperbau und besonders der Verdauungstrakt (relativ kleiner Vormagen mit großen Öffnungen zwischen den einzelnen Abschnitten und damit nur kurzer Verweildauer der Nahrung) machen das Rehwild zum „Konzentratsselektierer“, d. h., dass Rehe vielfältige, leicht verdauliche, protein- und nährstoffreiche Äsung benötigen und im Wald daher bestimmte Pflanzenarten bevorzugen. Dadurch werden Pflanzenarten „herausselektiert“, was bei selteneren Baumarten zum Totalausfall führen kann (vgl. Abschnitt 4.2.1). Dies macht eine artenreiche Baum- und Strauchverjüngung in dicht von Rehwild besiedelten Gebieten ohne Schutzmaßnahmen unmöglich. Aber auch unter den wichtigsten Wirtschaftsbaumarten ist besonders die Verjüngung der Eichenarten, der Weißtanne und der Edellaubhölzer durch Rehwildverbiss gefährdet (siehe Gill (2006) und Abschnitt 4.2.1).



**Abb. 9.** Durch Rehwild verursachter Verbisschaden an Eichenverjüngung (links) und Fegeschaden an Douglasie (rechts) (Fotos: T. Vor).

Neben vielen Laubbaumarten werden besonders junge Douglasien, Lärchen und Kiefern vom Rehbock gefegt (Abb. 9). Nilsson und Gemmel (1989) sowie Johansson (2000) stellten fest, dass vor allem seltene und fremdländische Baumarten gefegt werden. Die seit vielen Jahrzehnten besondere Hege des Rehwilds und verbesserte Lebensbedingungen (siehe hierzu die im Abschnitt 2.1 gegebenen Hinweise) haben zu einem enormen Anstieg der Rehwildichten geführt, die noch nie so hoch waren wie heute (Hufthammer und Aaris-Sørensen 1998, Zeiler 2009). Rehwild verursacht unter allen Schalenwildarten in Deutschland am häufigsten hohe Verbisschäden.

### **Rothirsch**

Das Rotwild lebt meist gesellig in nach Geschlechtern getrennten Gruppen bzw. Familienverbänden (Rudeln) und unternimmt größere Wanderungen zur Nahrungs- und Partnersuche und als Reaktion auf veränderte Witterungsverhältnisse (Jahreszeiten) (Wölfel 1999). Der bevorzugte Lebensraum sind lichte Wälder, Auen und Grassteppen. Anthropogen bedingt zieht sich das störungsempfindliche Rotwild allerdings häufig in die dichtesten und damit ruhigsten Waldbestände zurück. In diesem Fall werden Äsungsplätze vorwiegend nachts aufgesucht. Am Tag kommt es in den Einständen nicht selten zu intensiven Schälsschäden, was zu einer erheblichen Wertminderung oder

Destabilisierung der betroffenen Wälder führen kann. Wahrscheinlich ist eine Kombination verschiedener Faktoren dafür verantwortlich (wissenschaftliche Untersuchungen dazu sind sehr selten, nicht umfassend genug und zum Teil mit widersprüchlichen Ergebnissen behaftet):

- Rotwild gehört nicht zu den Konzentratselektierern wie das Rehwild, sondern zeichnet sich durch einen intermediären Typ der Nahrungsverwertung aus, der zwischen reinen Konzentratselektierern und reinen Gras- und Raufutterfressern (z. B. Rindern) steht. Das bedeutet, dass die Äsung struktur- und zellulosereicher als die des Rehwilds sein kann. Bevorzugt werden daher Gräser, aber auch Teile der Baumrinde (Bast und Kambium, vgl. Abb. 10).
- Anthropogene Störungen (vor allem Einzeljagd, Erholungssuchende, Freizeitsportler) „zwingen“ das Rotwild in dichte Einstände. Zersiedlung führt zur Verkleinerung von Rotwildgebieten. Saisonale Wanderungen sowie Ab- und Zuwanderungen der Art in neue Gebiete werden durch das immer dichter werdende Verkehrsnetz verhindert.
- Hohe, in großen Rudeln auftretende Rotwildbestände können sehr kurzfristig hohe Schäden verursachen und zur schnellen Tradierung (Übertragung von Verhaltensweisen auf andere Tiere, bevorzugt Nachkommen) des Schälens beitragen.



**Abb. 10.** Durch Rotwild hervorgerufene Schälsschäden an Fichte (Fotos: H. Wölfel, C. Kiffner).

### **Wildschwein**

Diese wohl anpassungsfähigste Schalenwildart lebt sowohl einzeln (vorwiegend männliche Wildschweine älter als ein Jahr) als auch in kleinen bis sehr großen Verbänden (Rotten). Schwarzwild ist zwar territorial, unternimmt aber häufig größere Wanderungen (> 20 km) zur Nahrungs- und Partnersuche, aufgrund des allgemeinen Jagddrucks vorwiegend nachts. In großen Dichten kann Schwarzwild zu hohen Wildschäden führen, vornehmlich bei Feldfrüchten (besonders Mais,

Raps, Weizen), aber auch im Wald. Hier werden gelegentlich frisch gepflanzte Bäume ausgezogen, um an die nahrhaften Wurzeln zu gelangen. Dies ist besonders in höher gelegenen Bergregionen bei sonst mangelnder Nahrung während des Winters der Fall. An sog. „Mahlbäumen“ reiben Wildschweine zum Markieren des Territoriums und zur „Körperpflege“ mit Haupt und Schwarte die Rinde und teilweise sogar das Holz ab. Besonders bei stark harzenden Baumarten (z. B. Douglasie) kann dies bei einer beträchtlichen Anzahl von Bäumen zu starken Schäden bis hin zum Absterben der Bäume führen. Bei mangelndem Schutz (z. B. durch unzureichende Zäunung) kann Schwarzwild auch Saaten von Eicheln und Bucheckern zunichte machen. Überhaupt neigen Wildschweine dazu, Zäune an bestimmten Stellen hochzudrücken und sich im gezäunten Gebiet neue Einstände zu verschaffen. Diese Löcher im Zaun werden dann auch durch das Rehwild als Zugang zur Gatterfläche genutzt, was zu höheren Verbisschäden im Zaun als außerhalb des Zauns führen kann. Gründe für den Anstieg der Schwarzwildpopulationen liegen in der potenziell hohen Reproduktionsrate, in mangelnden Notzeiten (warme Winter, ausreichend Nahrung, auch durch Fütterung), in einer starken Zunahme von Mastjahren bei Eiche und besonders bei Buche (Hilton und Packham 2003, Schmidt 2006), im ganzjährig hohen Futterangebot durch Feldfrüchte (ansteigende Maisproduktion) und übertriebene Lockmittelgaben (Kirrungen), in fehlenden natürlichen Feinden (vor allem Wölfe) und in mangelnder bzw. falscher Bejagung.

### **Damhirsch**

Diese durch die Eiszeiten nach Kleinasien verdrängte und von den Römern wiedereingeführte „Wildart“ lebt vorwiegend in Rudeln. Sie kann in großer Dichte die erreichbare Gehölzverjüngung nahezu vollständig abweiden (Moore et al. 2000). Dadurch können langfristig offene, parkähnliche Landschaften entstehen. Schälschäden treten eher selten und nicht in allen Populationen auf.

### **Mufflon**

Als weitere ursprünglich in Deutschland nicht heimische Art (das Aussetzen begann vor ca. 100 Jahren in Deutschland, in der DDR bis ca. 1980) verursacht Muffelwild lokal Schäl- und Verbisschäden. Auf ungeeigneten Standorten (weich, nass) tritt die sog. „Moderhinke“ auf, eine durch Bakterien verursachte und ansteckende Klauen-(Schalen-)Fäule. Unter den Schalenwildarten ist das Muffelwild am ehesten den reinen „Raufutterfressern“ zuzuordnen. In geringeren Populationsdichten verursacht Muffelwild kaum nennenswerte Wildschäden.

### **Sikawild**

Das Sikawild stammt aus Ostasien und ist als dritte durch Menschen angesiedelte Schalenwildart für ein enormes Schadpotenzial in Wäldern bekannt (McCullough et al. 2009). Diese Wildart lebt ebenfalls in Rudeln und neigt zur Schäle auch

dünnster Bäumchen. Dies ist besonders für Waldumbaumaßnahmen (z. B. Buchenvoranbau in Fichten-Altbeständen) von Bedeutung.

### **Gams**

Diese Antilopenart kommt ausschließlich in Gebirgsregionen der Alpen, Pyrenäen und Abruzzen natürlich vor. Angestiegene Gamswildbestände führten besonders an der Waldgrenze zu erheblichen Schäden an der Gehölzverjüngung. Dadurch wurden nicht nur die Baum- und die Strauchartenvielfalt, sondern auch die für Bergwälder sehr wichtigen sonstigen Schutzfunktionen (z. B. Erosions- und Lawinenschutz) gefährdet. Ein verstärkter Abschuss von Gamswild hat regional bereits stattgefunden und führte zu ersten Erfolgen bei der Naturverjüngung gefährdeter Baumarten, u. a. auf den besonders sensiblen Schutzwaldsanieierungsflächen.

### **4.1.3 Seltenheit der Baumarten**

Im Hinblick auf die Auswirkungen von Verbisschäden ist wichtig, dass die Baumarten von Verbiss in sehr unterschiedlichem Ausmaß betroffen sind (Gill 2006). Dies wird u. a. auf den unterschiedlichen Gehalt an sekundären Pflanzenstoffen zurückgeführt, die offenbar für die Schmackhaftigkeit der Arten entscheidend sind (Augustine und McNaughton 1998, zitiert nach Vavra et al. 2007). Die Folgen dieses selektiven Verbisses werden im Abschnitt 4.2.1 näher beschrieben.

Wie oben bereits erwähnt, ist Rehwild bekannt dafür, dass es die verschiedenen Baumarten in sehr unterschiedlicher Intensität verbeißt. So werden unter anderem Vogelbeeren (*Sorbus aucuparia*) und viele Edellaubbaumarten, die Ahorne (*Acer spec.*), die Esche (*Fraxinus excelsior*), die Hainbuche (*Carpinus betulus*) und die Elsbeere (*Sorbus torminalis*), bevorzugt angenommen (siehe Čermák 2007, Mann 2009). Aber auch innerhalb dieser Gruppe bestehen Präferenzen. So wird in Mischverjüngungen der Bergahorn nach den Untersuchungen von Eiberle (1967) stärker verbissen als die Esche. Unter den Nadelhölzern leiden besonders die Weißtanne und die Eibe unter starkem Verbiss (Bernhart 1987, Ammer 1996a, Pellerin et al. 2010). Dass Baumarten auch beim Vorhandensein von hochwertiger Alternativnahrung, wie z. B. den Blättern der Brombeere (*Rubus fruticosus* agg.), vom Rehwild saisonal selektiv verbissen werden, konnten Moser et al. (2006) zeigen. So ließ sich im Gegensatz zum Winter im Sommer kein Zusammenhang zwischen der Verfügbarkeit von Brombeeren und der Verbissintensität feststellen.

Insbesondere das Rehwild differenziert hinsichtlich seines Äsungsverhaltens nicht nur zwischen Baumarten, sondern auch innerhalb der Individuen einer Art. So werden nach den Untersuchungen von Kech und Lieser (2006) vitale Bäumchen, d. h. solche mit längeren Trieben und dickeren Knospen, bevorzugt ver-

bissen. Entsprechend lag in der betreffenden Untersuchung die Verbissbelastung derjenigen Pflanzen, die im Sommer einen großen Höhenzuwachs geleistet hatten, deutlich über jenem Verbiss, der bei den weniger wüchsigen Bäumchen festzustellen war. Dies entspricht einer negativen Vitalitätsauslese. Dass vitale, nährstoffreiche Pflanzen bevorzugt verbissen werden, stellten auch Bergquist et al. (2003) fest. Dies erklärt sich nach Edenius (1993) daraus, dass eine gute Nährstoffverfügbarkeit des Bodens eine höhere Blattbiomasse, einen höheren Blattstickstoffgehalt und ein reduziertes C/N-Verhältnis des Blattes zur Folge hat. Diese Wirkungen resultieren in einer höheren Verbissintensität (Edenius 1993). Als Folge des Verbisses bilden viele Baumarten mehrere konkurrierende Gipfeltriebe aus (Abb. 11), was aus waldbaulicher Sicht im Hinblick auf die Qualitätsentwicklung der Bäume unerwünscht ist. Solche Bäume werden nach den Untersuchungen von Welch et al. (1991) bevorzugt erneut verbissen, mit anderen Worten: Wenn ein Baum durch Verbiss geschädigt wurde, steigt die Wahrscheinlichkeit, dass sich dies in Zukunft wiederholt (Welch et al. 1991).

Rehwildverbiss findet bevorzugt in einer bestimmten Höhe (zwischen 40 und 80 cm) statt (Oheimb et al. 1999). Für Rotwild konnten Renaud et al. (2003) eine enge Beziehung zwischen der Schulterhöhe der Tiere und der bevorzugten Verbisshöhe feststellen. Demnach findet Rotwildverbiss besonders häufig in einer Höhe zwischen 85 und 115 cm statt (Renaud et al. 2003, Abb. 12).



**Abb. 11.** Durch Verbiss der Terminalknospe entstandene konkurrierende Gipfeltriebe (Foto: T. Vor).



**Abb. 12.** Von Rotwild umgeknickte und verbissene Vogelbeeren in der Lüneburger Heide nahe Sellhorn (Foto: T. Vor).

#### 4.1.4 Reaktion auf Schädigungen

Aus vielen Untersuchungen ist bekannt, dass manche Baumarten in der Lage sind, einmaligen Verbiss durch kompensatorisches Wachstum<sup>5</sup> auszugleichen, wobei nicht klar ist, ob diese Pflanzenreaktion ursächlich mit dem Verlust von Biomasse zusammenhängt oder nicht vielmehr durch eine allgemeine Anpassung an die plötzlich veränderte Ressourcenversorgung hervorgerufen wird (Puettmann und Saunders 2001). Bei hoher Konkurrenz durch Nachbarpflanzen scheint das kompensatorische Wachstum stärker ausgeprägt zu sein (Vandenberghé et al. 2008). In jedem Fall wird diese Reaktion besonders auf gut wasser- und nährstoffversorgten Standorten beobachtet (Hester et al. 2004, Čermák 2007). Widersprüchliche Ergebnisse liegen zum Einfluss der Überschildung vor (Häsler et al. 2008, Vandenberghé 2008). Laubbaumarten mit sympodial aufgebauten Hauptachsen (z. B. Salweide, Schwarzerle, Hainbuche, Winterlinde) sind zu kompensatorischem Wachstum eher in der Lage als monopodiale Laubbaumarten (Eiberle 1975). Nadelbaumarten, mit Ausnahme der Lärche, zeigen diese Reaktion nur sehr begrenzt (Eiberle 1975). Während einmaliger leichter Verbiss offenbar kompensiert werden kann (Cunningham et al. 2006), ist die Fähigkeit vieler Nadelbaumarten, Triebe nach mehrmaligen Verbiss oder einmaligen starken Verbiss zu regenerieren, gering (Edenius et al. 1995, Hódar et al. 2008). Entsprechend erwiesen sich in den Untersuchungen von Weise (1997) durch simulierten Verbiss

---

<sup>5</sup> „increased plant fitness as a result of herbivory as indexed by measures of plant growth“ (Hester et al. 2006).

verursachte Höhenwachstums- und Durchmesserwachstumsreduktionen als dauerhaft. Hester et al. (2004) fanden, dass bei verbissenen Kiefern eine geringere Feinwurzelmenge zu beobachten war. Es ist zu vermuten, dass dieser Effekt, der sich auf die Wasser- und Nährstoffaufnahme negativ auswirkt, auf Umverteilungen der Biomassenkompartimente beruht (Weise 1997).

Neben der Baumart hängt die Reaktionsfähigkeit einer verbissenen Pflanze auch von ihrer Vitalität, dem Alter, dem Standort und dem Verbisszeitpunkt ab. Besonders kritisch ist nach Hester et al. (2004) der Verbiss kurz vor dem Austrieb der Pflanzen, während Danell et al. (1994) bei Birke gravierende Folgen für das Wachstum eher nach Sommerverbiss feststellten. Winterverbiss führte in dieser Untersuchung zu kompensatorischem Wachstum. Ebenfalls artabhängig ist das Ausmaß, in dem Verbiss ertragen werden kann, bevor es zum Absterben der verbissenen Pflanzen kommt (Harmer 2001). So zeigte sich, dass einige der bevorzugt verbissenen Arten (z. B. die Weißtanne) bei mehrfachem Verbiss weniger schnell ausfallen als seltener verbissene, aber empfindliche Arten wie die Fichte (Eiberle 1978, Eiberle und Nigg 1983). Die Möglichkeiten der Kompensation verbissener Triebe sind aber auch bei den weniger verbissempfindlichen Baumarten nicht grenzenlos. Zudem ist die Reaktionsfähigkeit der Bäumchen auf nährstoffarmen Standorten geringer, was eine Verstärkung des negativen Einflusses von Wildverbiss bedeutet (Oheimb et al. 1999).

#### 4.1.5 Waldstruktur und waldbauliche Behandlung

Von verschiedener Seite wird argumentiert, dass Verbisschäden weniger eine Folge hoher Wildbestände als vielmehr eine Folge der forstlich bedingten Waldstruktur seien (Reimoser und Gossow 1996, Kramer et al. 2006). Forstlich genutzte Wälder würden über ein zu geringes Äsungsangebot verfügen, u. a. durch ungeeignete Hiebsformen (Reimoser und Gossow 1996). Nach Vospernik und Reimoser (2008) tritt Rehwildverbiss vor allem dann auf, wenn sich das Nahrungsangebot im Sommer von jenem im Winter sehr unterscheidet. Dem kann durch Baumartenmischungen in der Verjüngung, einzelbaumweisen Nutzungskonzepten statt Kahlschlägen sowie Pflege- und Durchforstungseingriffen begegnet werden (Reimoser und Gossow 1996). Partl et al. (2002) folgern, dass die Prädisposition eines Waldes für Verbiss nicht von der Wilddichte abhängt, sondern vielmehr vom Nahrungsangebot und anderen Lebensraumfaktoren, die nichts mit der Nahrung zu tun haben, beeinflusst ist. Auch wenn unbestritten ist, dass das Äsungsangebot und die Einstandsmöglichkeiten nicht unabhängig von der Art des Waldbaus sind und insbesondere die Kahlschlagwirtschaft hohe Wilddichten und damit Wildschäden provoziert (Čermák 2007, Kuijper et al. 2009, Abb. 13), haben sich die Erwartungen, Schäden bei *hohen* Schalenwilddichten mittels waldbaulicher Maßnahmen vermeiden zu können,



weder in der Praxis noch in dazu durchgeführten Untersuchungen bestätigt. Tatsächlich erwies sich z. B. der Verbiss bei Verjüngungsinventuren in Beständen mit struktur- und/oder baumartenreichen Aufbauformen in Thüringen als keineswegs geringer als in gleichförmig aufgebauten Wäldern (Kollascheck 2009, Lück 2009). Gleiches gilt für die Ergebnisse einer Stichprobeninventur in zwei einzelstammweise bewirtschafteten Betrieben mit einem hohen Baumartenreichtum in Altbeständen in Südniedersachsen (Anonymus 2009, 2010).

Neben den bereits im Abschnitt 4.2.1 erwähnten Arbeiten, lassen sich auch aus anderen wissenschaftlichen Untersuchungen keine Anhaltspunkte dafür finden, dass den negativen Wirkungen *hoher* Schalenwildbestände durch waldbauliche Behandlungen wirkungsvoll begegnet werden kann. So fanden beispielsweise Moser et al. (2006), dass Bestandeslücken im Hinblick auf das Fraßverhalten des Rehwilds nicht attraktiver waren als geschlossene Bestandesteile. Aus Untersuchungen in England ist bekannt, dass insbesondere bei Rehwild eine reduzierte Verfügbarkeit der bevorzugten Nahrung erst mit erheblicher Zeitverzögerung eine geringere Rehwilddichte zur Folge hat, da diese Wildart ein hohes Anpassungsvermögen an bislang nicht genutzte Nahrungsquellen aufweist (Gill et al. 1996). Daraus erklärt sich, dass bei hohen Dichten unabhängig von Waldstrukturen fast alle Baumarten verbissen werden. In einer schwedischen Untersuchung fanden Bergquist et al. (2001), dass sich das Ausmaß an Schäden durch Verbiss sogar zwischen Kahlschlägen und Schirmschlägen kaum unterscheidet. Gleichwohl ist festzustellen, dass eine Bewirtschaftungsweise, die Kahlflächen und damit ein hohes Nahrungsangebot und gute Deckungsmöglichkeiten hervorruft, hohe Verbissschäden vor allem dann provoziert, wenn sich die Kahlflächen schließen und die hohe Wilddichte auf ein abnehmendes Nahrungsangebot trifft (Petrak 2009).



**Abb. 13.** Unterschiedlich strukturierte Wälder bieten unterschiedlich attraktive Lebensräume für Schalenwild (Fotos: T. Vor, M. Scholz).

Beguín et al. (2009a, b) führten ein Experiment durch, bei dem der Verbiss von *Abies balsamea* durch Weißwedelhirsche (*Odocoileus virginianus*) in Abhängigkeit unterschiedlicher waldbaulicher Verjüngungsverfahren untersucht wurde. Tatsächlich war die Höhenentwicklung der Tannen bei allen Hiebsvarianten durch Verbiss limitiert. Die Autoren folgerten daraus, dass die Wechselbeziehung zwischen habitatbezogenen Aspekten, die die Waldstruktur (Deckung, Klima) und nicht die Nahrung betreffen, und dem Nahrungsangebot nur bei geringen bis mittleren Wilddichten zum Tragen kommt (d. h., nur dann beeinflussen Waldstruktur und -behandlung das Ausmaß des Verbisses), bei hohen Dichten aber keine große Rolle mehr spielt. Dies deckt sich mit den Ergebnissen von Rossell et al. (2005) und Millett et al. (2006). Die zuletzt genannten Autoren fanden, dass sich z. B. die von Arten der Bodenvegetation ausgehenden unterschiedlichen Konkurrenzwirkungen im Hinblick auf das Wachstum von Verjüngungspflanzen nur bei geringer Wilddichte bemerkbar machen. Bei hohen Dichten überlagert der Verbiss sämtliche andere Umweltfaktoren (Millett et al. 2006). Unter solchen Verhältnissen bieten auch nach Sturmwurf nicht geräumte Schadhölzer keinen wirksamen Schutz vor Schalenwildverbiss (Kupferschmid und Bugmann 2005, Pellerin et al. 2010). Gleiches gilt für Schlagabraum (Bergquist et al. 2003). Schulze (1998) konnte in seiner Dissertation über „Wechselwirkungen zwischen Waldbauform, Bejagungsstrategie und der Dynamik von Rehwildbeständen“ allerdings nachweisen, dass der strukturreiche Waldaufbau Verbiss eher verkräftet als ein Altersklassenwald, da besonders auch im Winter ausreichend Ausweichsüßung und insgesamt eine sehr hohe Individuenzahl an Gehölzverjüngung vorhanden ist. Zudem begünstigt eine kleinflächige Nutzung die dauerhaft gleichmäßige Verteilung des Nahrungsangebots und kommt damit dem Territorialverhalten der Rehe entgegen. In der Studie von Schulze (1998) konnte das Verbissprozent in allen drei Versuchsrevieren (naturgemäße Bewirtschaftung, Fichtenaltersklassenwald, Umbaubetrieb) schon nach einem Jahr intensiver Bejagung signifikant gesenkt werden, was mit einer Konditionsverbesserung des Rehwilds einherging. Es stellte sich jedoch auch heraus, dass der Jagdaufwand, um ein Reh zu erlegen, im strukturreichen Wald ungleich höher war.

#### 4.1.6 Grad der Fragmentierung des Waldes

Es ist bekannt, dass Rehe bevorzugt Waldrandstrukturen (sowohl Außen-, als auch Innenränder) besiedeln (siehe auch Abschnitte 2.1 und 4.1.2). Am Waldrand können deshalb häufig selbst lichtbedürftige Baumarten wie die Eichen, die dort eigentlich günstigere Verhältnisse vorfinden, kaum wachsen, weil sie verstärkt verbissen werden (Reif und Gärtner 2007). Nach Saïd und Servanty (2005) nimmt die Größe der Einzugsgebiete (*home range*) des Rehwilds mit zunehmenden Randlinien, d. h. zunehmender Fragmentierung, ab, weil die Habitatqualität durch gute

Äsungs- und Versteckmöglichkeiten gleichermaßen zunimmt. Hewison et al. (2009) konnten zeigen, dass das Körpergewicht von Rehen mit zunehmender Entfernung von geschlossenen Wäldern ansteigt. Räumliche Heterogenität (sog. *edge effect*) wird somit zum Schlüsselfaktor für die Verteilung und Dichte der Rehwildpopulationen. Von dieser Art der Fragmentierung ist jene in Wäldern zu unterscheiden, die durch Straßen und Wege entsteht. Diese stark anthropogen genutzten Orte werden nach den Ergebnissen von Coulon et al. (2008) von Rehen gemieden. Außerdem steigt das Risiko in stark fragmentierten Landschaftsteilen, dass Kitze vom Fuchs erbeutet werden, da dort die Mobilität der Rehe höher ist und es häufiger zu Zufallsbegegnungen kommt (Panzacchi et al. 2009). Zusammenfassend kann man festhalten, dass fragmentierte Landschaften in Abhängigkeit der Art der Fragmentierung sowohl höhere als auch niedrigere Rehwilddichten aufweisen können. Wo das Ausmaß der anthropogener Störungen und des Prädationsdrucks gering sind, sind die Habitatqualität und die Rehwildpopulationsdichte in der Regel hoch. Für stark verbissgefährdete Baumarten können Beständersränder daher trotz besserer Lichtbedingungen nachteilig sein.

## 4.2 Auswirkungen auf Biodiversität und Produktivität von Waldökosystemen

### 4.2.1 Grundlagen

Die ökologischen Dienstleistungen der Wälder sind sehr vielfältig. Pearce und Pearce (2001) führen hierzu aus, dass Wälder das lokale und globale Klima sowie hydrologische Prozesse regulieren, die Auswirkungen von Wetterereignissen mildern und Wassereinzugsgebiete schützen. Wälder stellen zudem einen großen Vorrat an genetischen Informationen dar, der noch weitgehend unentdeckt ist. Die Verbindung zwischen biologischer Diversität und den Ökosystem-Dienstleistungen wird derzeit intensiv diskutiert (z. B. Pearce 2007). Manche Autoren argumentieren, dass nur artenreiche Wälder Stress aushalten und somit Ökosystem-Dienstleistungen in optimaler Weise erbringen können. Andere halten viele Arten in Wäldern für redundant. Die Mehrzahl der Wissenschaftler stimmt in der Einschätzung überein, dass homogene Ökosysteme weniger elastisch (siehe hierzu die Einleitung zu Kapitel 4) sind. Damit stehen Leistungsfähigkeit und Diversität von Ökosystemen in einer direkten Verbindung (Pearce und Pearce 2001).

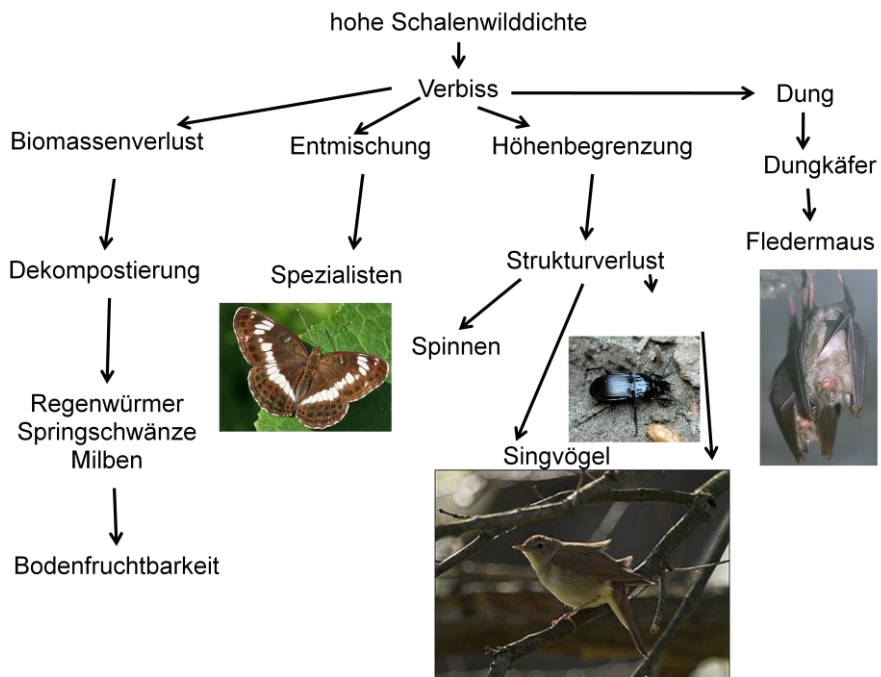
Biodiversität wird nach einer Übereinkunft der CBD (Convention on Biological Diversity) folgendermaßen definiert: „... the variability among living organisms from all sources including, inter alia, terrestrial, marine and other aquatic ecosys-

tems and the ecological complexes of which they are part; this includes diversity within species, between species and of ecosystems“. Sinngemäß lässt sich das übersetzen: Mit Biodiversität bezeichnet man die Variabilität unter lebenden Organismen allen Ursprungs, wobei die Betrachtung unter anderem Land-, Meeres- und sonstige aquatische Ökosysteme und die ökologischen Komplexe, zu denen sie gehören, einschließt; Biodiversität umfasst die Vielfalt innerhalb der Arten, zwischen den Arten und die Vielfalt der Ökosysteme. Es wird also zwischen genetischer Vielfalt, Artenvielfalt und Vielfalt an Ökosystemen unterschieden. Zwar stellen Wälder mit rund 3,9 Milliarden Hektar wichtige terrestrische Ökosysteme dar, aber sie repräsentieren natürlich nur einen Teil der biologischen Vielfalt. Trotz intensiver forstlicher Forschung (in Mitteleuropa über die vergangenen 200 Jahre hinweg) wäre es vermessen zu behaupten, dass wir das komplexe Wirkungsgefüge zwischen Schalenwild und Biodiversität von Wäldern, insbesondere vor dem weit gefassten Hintergrund der genannten Definition, bereits völlig verstanden hätten. Im Folgenden werden daher nur ausgewählte Indikatoren dargestellt, mit deren Hilfe eine Aussage über den Schalenwildeinfluss auf die Biodiversität von Wäldern möglich ist.

Bevor die Auswirkungen des Schalenwildverbisses auf die Biodiversität beschrieben werden können, soll hier eine Eingrenzung der oben gegebenen allgemeinen Definition erfolgen. Dies erscheint notwendig, da ganz unterschiedliche Vorstellungen darüber herrschen, was mit diesem Begriff gemeint ist. In der Ökologie wird bei der Beschreibung der Biodiversität zwischen verschiedenen Betrachtungsebenen und damit verschiedenen Diversitäten unterschieden. So bezieht sich die sogenannte  $\alpha$ -Diversität auf die Artenvielfalt innerhalb eines Habitats (einer Stichprobe, eines Bestandes), während die  $\beta$ -Diversität die Unterschiedlichkeit bzw. Ähnlichkeit in der Artenausstattung zwischen verschiedenen Habitaten entlang eines ökologischen Gradienten wiedergibt. Aus dieser Unterscheidung ergibt sich schließlich die  $\gamma$ -Diversität nach Jost (2006) aus dem Produkt von  $\alpha$ - und  $\beta$ -Diversität als die Artenvielfalt einer Landschaft. Zu den Auswirkungen von Verbiss auf Wachstum und Überleben von Baumarten liegen zahlreiche Literaturhinweise vor (s. u.). Diese beziehen sich überwiegend auf den Effekt von Schalenwildverbiss auf die  $\alpha$ - und die  $\beta$ -Diversität. Entsprechend kann im Folgenden nur dieser Aspekt näher beleuchtet werden. Zur Beschreibung der Auswirkungen von Verbiss auf die Diversität wurde fast ausschließlich der einfachste Weiser, die Artenzahl, verwendet. Dieses Maß berücksichtigt allerdings nicht die Dominanzverhältnisse zwischen den Arten. So ist eine Stichprobe mit 10 Arten, die jeweils (Flächen-, Individuen-)Anteile von 10 % aufweisen, nach diesem Kriterium gleich zu bewerten wie eine Stichprobe mit ebenfalls 10 Arten, von denen aber eine einen Anteil von 91 % besitzt, während die anderen 9 Arten jeweils nur auf 1 % kommen. Diese Diskrepanz versuchen sogenannte Diversitätsindizes wie der Shannon-Index zu berücksichtigen, indem eine Gewichtung mit den Dominanzverhältnissen erfolgt. In diesem Zusammenhang ist allerdings

darauf hinzuweisen, dass ein Diversitätsindex entgegen der landläufigen Meinung kein direktes Maß für die Diversität einer Stichprobe darstellt, sondern lediglich die Ungewissheit beschreibt, eine Art in einer Stichprobe zu finden (oder unbeschädigt zu finden). Um zu Aussagen zur Artenvielfalt zu kommen, müssen die Diversitätsindizes erst in wahre Diversitäten umgerechnet werden (Jost 2006).

Ökosysteme setzen sich aus vielen Organismen zusammen, die in Wechselwirkung zueinander und zur abiotischen Umwelt leben (Ellenberg 1996). Die vielgestaltigen Interaktionen innerhalb und zwischen den Organismengruppen sind der Grund dafür, dass sich Störungen<sup>6</sup> nicht nur auf die unmittelbar betroffenen Gruppen auswirken, sondern kaskadengleich fortwirken. Dies ist beim Wildverbiss nicht anders (Rooney 2001). Vom Verbiss sind nicht nur die Waldverjüngung und die krautige Waldvegetation hinsichtlich Zusammensetzung und Biomasseproduktion betroffen, sondern unter anderem auch das Bodenleben und damit die Bodenfruchtbarkeit sowie die Zusammensetzung der Bodenvegetation und der Lebensgemeinschaften von Invertebraten und Singvögeln (vgl. Abb. 14).



**Abb. 14.** Exemplarische Darstellung der Auswirkungen von Schalenwildverbiss auf verschiedenen Ökosystemkompartimente (aus Ammer 2009).

<sup>6</sup> Durch interne oder externe Kräfte hervorgerufene Ereignisse, die Individuen (oder Teile von Individuen) einer Population beseitigen und dadurch Veränderungen des Ressourcenangebotes für verbliebene oder nachfolgende Individuen hervorrufen (Definition verändert nach Wagner 2004).

Zu jedem der genannten Teilaspekte sollen im Folgenden einige Ergebnisse neuerer Untersuchungen zusammengefasst werden. Dabei ist zu beachten, dass sich diversitätsrelevante Beeinflussungen durch Störungen direkt oder indirekt ergeben. So betreffen direkte Beeinträchtigungen von Wachstum und Vermehrung die Konkurrenzbeziehungen von Individuen und Arten (Huntly 1991). Indirekt sind davon zumeist auf Ökosystemebene auch nicht unmittelbar betroffene Arten beeinflusst und es kommt zu einer Veränderung der Artenzusammensetzung der Lebensgemeinschaft (Horsley et al. 2003). Da der Verbiss von Gehölzpflanzen den Ausgangspunkt der Veränderungen des Ökosystems darstellt, sollen die damit einhergehenden Folgen zuerst beschrieben werden.

### 4.2.2 Gehölzpflanzen

Der Verbiss von Trieben und Blättern im besonders nährstoffreichen oberen Bereich von Verjüngungspflanzen führt in erster Linie zu einer Begrenzung des Höhenwachstums, welche umgehend mit einem Verlust an Biomasseproduktion einhergeht. In einem Experiment, bei dem Verbiss simuliert wurde, fand Harmer (2001) nach 5 Jahren zwischen verbissenen und unbeschädigten Eichen, Buchen, Eschen und Bergahornen Unterschiede im Höhenwachstum zwischen 50 und 200 % und zwischen 20 und 130 % beim Durchmesserwachstum. Der Biomasseentzug kann, wie unterschiedliche Studien gezeigt haben, bei andauerndem Verbiss drastische Ausmaße annehmen (Bobek et al. 1979). Prietzel und Ammer (2008) fanden in drei Gebieten im bayerischen Gebirgsraum, die seit Jahrzehnten dauerhaft hohen Schalenwildichten von Reh-, Rot- und Gamswild ausgesetzt waren, enorme Biomasseunterschiede zwischen geschützten und ungeschützten Verjüngungsflächen. Die Biomasse betrug innerhalb der Zäune mit ungestörter Entwicklung der Verjüngung zwischen dem 385- und dem 2980-Fachen dessen, was außerhalb zu finden war. Dieser Biomasseverlust ist unter Gesichtspunkten der Holzherzeugung bedenklich. Nach überschlägigen Berechnungen ist davon auszugehen, dass in Deutschland jährlich mindestens 150.000 Tonnen Kohlenstoff nicht im Biomassespeicher Verjüngung bleiben, sondern vom Wild aufgenommen werden<sup>7</sup>. Eine Übersicht über einige Studien, die die Auswirkungen des Verbisses auf Verjüngungspflanzen dokumentieren, findet sich in Tabelle 2.

---

<sup>7</sup> Die Waldfläche in Deutschland beträgt nach den Ergebnissen der Bundeswaldinventur 11.075.798 ha. Bei einer durchschnittlichen Umtriebszeit von 100 Jahren werden demnach jährlich rund 110.750 ha verjüngt. Unterstellt man, dass auf 50 % dieser Fläche Verbiss stattfindet und die Verjüngungspflanzen diesem ca. 8 Jahre ausgesetzt sind, ist jährlich eine Fläche von etwa 443.000 ha betroffen. Kalkuliert man (anhand von Versuchsflächendaten) pro Pflanze einen durchschnittlichen jährlichen Biomassenzuwachs von 0,3 kg Trockenbiomasse (welche zur Hälfte aus C besteht) und geht von durchschnittlich 5000 Pflanzen/ha aus, ergeben sich 332.250 t Kohlenstoff, die auf diesen Flächen jährlich gespeichert werden könnten. Selbst wenn davon nur die Hälfte vom Schalenwild aufgefressen würde, bliebe ein Verlust von rund 165.000 t C.

**Tab. 2.** Übersicht über ausgewählte quantitative Studien zu den Auswirkungen von Schalenwildverbiss auf Gehölzpflanzen.

<b>Autor</b>	<b>Baumarten</b>	<b>Wildart</b>	<b>Land</b>	<b>Befunde</b>
König und Baumann (1990)	<i>Abies alba</i> <i>Picea abies</i>	Rehwild ( <i>Capreolus capreolus</i> )	Deutschland	sinkende Stammzahlen und steigende Anteil verbissener Tannen im Bereich von 1-130 cm mit zunehmender Höhenklasse. enger Zusammenhang zwischen Terminaltrieb- und Gesamtverbiss Rückgang des Verbisses nach drastischer Erhöhung des Rehwildabschlusses kein Effekt von Verbiss auf Gesamtpflanzendichte, aber auf die Artenzusammensetzung (vor allem zulasten der Weißtanne), Altersstruktur (hohe Mortalität älterer Pflanzen) und Höhenentwicklung (in Wechselwirkung mit Lichtgenuss) intraspezifische Konkurrenzprozesse für die Selektion von Verjüngungspflanzen außerhalb des Zaunes ausgeschaltet, dort ausschließlich vom Verbissgrad bestimmt
Ammer (1996a)	<i>Abies alba</i> <i>Acer pseudoplatanus</i> <i>Fagus sylvatica</i> <i>Picea abies</i>	Rehwild Rotwild ( <i>Cervus elaphus</i> ) Gamswild ( <i>Rupicapra rupicapra</i> )	Deutschland	
Kech und Lieser (2006)	<i>Fagus sylvatica</i> <i>Acer pseudoplatanus</i> <i>Fraxinus excelsior</i>	Rehwild	Deutschland	bei allen Arten signifikanter Höhenverlust durch Winterverbiss innerhalb einer Art bevorzugter Verbiss von vorwüchsigen Bäumen
Kammerlander (1978)	<i>Abies alba</i> <i>Acer pseudoplatanus</i> <i>Fagus sylvatica</i> <i>Picea abies</i>	Rehwild Rotwild	Österreich	keine Tanne, Buche, Bergahorn > 50 cm ohne Verbisschäden drastischer Rückgang der Pflanzenzahlen aller Baumarten > 50 cm
Olesen und Madsen (2008)	<i>Fagus sylvatica</i>	Rehwild	Dänemark	deutliche Reduktion der Verjüngungsdichte außerhalb der Zäune nach Bodenbearbeitung
Bergquist et al. (2009)	<i>Quercus robur</i> <i>Betula pendula</i> <i>Picea abies</i>	Rehwild	Schweden	Verjüngungspflanzen außerhalb der Zäune etwa halb so hoch wie innerhalb Höhenzuwachs nach 4 Vegetationsperioden bei Eiche und Kiefer ohne Zaunschutz nur halb so hoch wie mit Zaun, Birke ebenfalls signifikant niedriger, kein Zauneffekt bei Fichte
Klopčič et al. (2010)	<i>Pinus sylvestris</i> <i>Abies alba</i>	Rotwild	Slowenien	kein Unterschied in den Überlebensraten innerhalb und außerhalb der Zäune drastischer Abfall des Anteils der Weißtannen über einen großen Altersbereich

Fortsetzung Tab. 2.

Autor	Baumarten	Wildart	Land	Befunde
van Hees et al. (1996)	<i>Betula pendula</i> <i>Fagus sylvatica</i> <i>Quercus robur</i>	Rehwild Rotwild	Niederlande	um 30 % bis 55 % geringere Sprosshöhe und Biomasse verbessener Pflanzen deutlicher Rückgang der Blattbiomasse und Zunahme der Astbiomasse verbessener Pflanzen
Motta (2003)	<i>Sorbus aucuparia</i> <i>Picea abies</i>	Rehwild Rotwild Gamswild	Italien	Abnahme des Anteils der Vogelbeere in oberen Höhenklassen mit Zunahme der Wilddichte, keine Beeinträchtigung des Höhenwachstums der Fichte
Heuze et al. (2005)	<i>Abies alba</i> <i>Picea abies</i>	Rehwild	Frankreich	vor allem bei Südexposition indirekte Förderung der Fichtenverjüngung durch starken Verbiss der Weißtanne
Heikkilä und Härkönen (1996)	<i>Pinus sylvestris</i> <i>Betula pendula</i> <i>Populus tremula</i> <i>Sorbus aucuparia</i>	Eichwild ( <i>Alces alces</i> )	Finnland	deutliche Verschiebung der Artenzusammensetzung zugunsten von Birke, zulasten von Kiefer, fast völliges Verschwinden von Aspe und Vogelbeere
Welch et al. (1992)	<i>Picea sitchensis</i>	Rehwild Rotwild	Großbritannien	Wuchsverzögerung durch Leittriebverbiss ca. 1 Jahr hoher Anteil (45 %) von ehemals verbesserten Bäumen mit dauerhaft verbleibenden Mehrfachtrieben
Beguín et al. (2009a, b)	<i>Abies balsamea</i> <i>Picea mariana</i> <i>Betula papyrifera</i>	Weißwedelhirsch ( <i>Odocoileus virginianus</i> )	Kanada	nach 7 Vegetationsperioden signifikanter Zauneffekt auf Höhe der Tanne und Birke, kein Zauneffekt bei Fichte
Casabon und Pothier (2007)	<i>Abies balsamea</i> <i>Picea mariana</i> <i>Betula papyrifera</i>	Weißwedelhirsch	Kanada	Dichte der Tanne ohne Zaunschutz nach 7 Jahren signifikant verringert, kein Einfluss der Dichte der Birke auf Verbisshäufigkeit der Tanne
Rossell et al. (2005)	<i>Acer negundo</i> <i>Carya spec.</i> <i>Acer rubrum</i> <i>Quercus spec.</i> <i>Fraxinus spec.</i> <i>Prunus serotina</i> <i>Celtis occidentalis</i>	Weißwedelhirsch	USA	nach 8 Jahren Dichte und Höhe von Tanne und Birke außerhalb der Zäune deutlich geringer, kein Zauneffekt bei Fichte bei allen untersuchten Gehölzarten geringere Überlebenswahrscheinlichkeiten außerhalb der Zäune nach 4 Jahren völliges Verschwinden von 4 Baumarten aus der Verjüngungsschicht außerhalb der Zäune



Wie die Zusammenstellung in Tabelle 2 zeigt, hemmt oder unterbindet ein andauernder und wachstumsbegrenzender Verbiss in Reinbeständen den Aufbau von Biomasse. Dies ist in Mischbeständen, bei denen die Baumarten in der Regel einem selektiven Verbiss ausgesetzt sind, ebenfalls der Fall, es kommt dort jedoch zu zusätzlichen Auswirkungen. So führen die nach Baumarten unterschiedlichen Verbissbelastungen bei anhaltendem Fraß zu einer Entmischung der Population zulasten der vom Schalenwild bevorzugten Arten. Dies geht unter anderem auf den unterschiedlichen Gehalt an sekundären Pflanzenstoffen zurück, die über die Schmackhaftigkeit der Arten entscheiden (Augustine und McNaughton 1998, zitiert nach Vavra et al. 2007). Dadurch verändern sich die an einem bestimmten Standort zwischen Individuen mehrerer Arten ablaufenden interspezifischen Konkurrenzprozesse zugunsten der weniger verbissgefährdeten Arten. Dabei stellt der Biomasseentzug der verbissenen Art zum einen eine direkte Beeinträchtigung dar. Zum zweiten wird die nicht verbissene Art relativ gesehen bevorteilt (Huntly 1991). Sie erweckt nunmehr den Anschein, der überlegene Konkurrent zu sein, d. h., effektiver um Ressourcen konkurrieren zu können, obwohl der Konkurrenzprozess in Wirklichkeit nur durch Verbiss beeinflusst wurde. Dieser Effekt wird in der ökologischen Literatur „scheinbare Konkurrenz“ (*apparent competition*) genannt, weil nur scheinbar die Konkurrenzstärke einer Art den Ausschlag für ihren Anteil an einer Population oder Lebensgemeinschaft gibt (Connell 1990). Tatsächlich wird das Ergebnis des Konkurrenzprozesses aber von einem übergeordneten Faktor, z. B. der Schalenwildichte, bestimmt. Diese indirekten Effekte des Entfernens von Pflanzenteilen sind für manche Arten bedeutsamer als die direkten Folgen von Verbiss (Suominen und Danell 2006). Während bei Keimlingen einmaliger Verbiss zumeist letal ist, sterben viele der älteren Pflanzen in Folge der verbissbedingten Benachteiligung im Konkurrenzkampf mit unverbissenen Individuen (Gill 2006). Entsprechend konstatieren Skarpe und Hester (2008), dass „browser impacts on competitive relations at the seedling and sapling stage are fundamentally important in determining the species composition of the mature tree layer“. Einen Hinweis auf die am jeweiligen Standort zwischen den beteiligten Baumarten tatsächlich vorherrschenden Konkurrenzbedingungen geben Weiserzäune oder andere für das Wild nicht zugängliche Flächen (vgl. Abb. 15).

Im Ergebnis führt dieser Prozess zur Entmischung und damit zu einer Homogenisierung der Wälder (Oheimb et al. 1999, Long et al. 2007). Tatsächlich konnten Horsley et al. (2003) in einer der wenigen Studien, bei der experimentell (durch Einsetzen von Wild in zuvor wildfreie Zäune von 26 ha Größe) die Auswirkungen unterschiedlich hoher Wilddichten studiert wurden, mit zunehmender Wilddichte im Laufe der Zeit eine immer deutlicher zu Tage tretende Begrenzung der Höhenwuchsleistung der Verjüngung und einen Rückgang der Diversität der Holzgewächse nachweisen.



**Abb. 15.** Vitale Naturverjüngung in einem Autobahndreieck ohne Zugangsmöglichkeiten für das Rehwild (Foto: T. Vor).

Homogenisierungstrends können allerdings auch in Naturwäldern mit geringen Schalenwildichten auftreten, wenn sich die konkurrenzkräftigste Baumart, in Deutschland meist die Buche, aufgrund ihrer Schattentoleranz durchsetzt und andere Arten verdrängt. Wildverbiss führt in diesen Fällen darüber hinaus zu einer Homogenisierung hinsichtlich der vertikalen Struktur der Bestände. Ein homogener Waldaufbau ist in Naturwäldern allenfalls nach großen Störungen oder zeitlich befristet in frühen Entwicklungsphasen, jedoch nur in sehr seltenen Fällen auf größeren Flächen, zu beobachten (Meyer und Pogoda 2001). So sind Buchen-Urwälder oder -Naturwälder durch eine starke Differenzierung der vertikalen Struktur und der Durchmesser benachbarter Bäume charakterisiert (Korpel 1995, Meyer et al. 2003, Drößler und von Lüpke 2007), die bei starkem Verbissdruck fehlt.

Insgesamt ist der Zusammenhang zwischen andauerndem Wildverbiss und abnehmender Baumartenvielfalt inzwischen so oft dokumentiert worden, dass ausreichend Daten für eine Metaanalyse vorliegen. Ergebnisse einer entsprechenden Betrachtung haben Gill und Beardall (2001) vorgelegt. Sie konnten darin einen klaren Zusammenhang zwischen der Baumartenvielfalt und der Wildichte nachweisen. Auf der Grundlage der zu diesem Thema vorliegenden Untersuchungen lässt sich der Prozess der Entmischung inzwischen gut durch Modelle abbilden. Damit kann die Entwicklung von Mischverjüngungen in Abhängigkeit

unterschiedlicher Verbissbelastung und Mortalität bei wiederholtem Verbiss realitätsnah simuliert werden (Kennel 2000 und 2003). Die erheblichen Auswirkungen wiederholten Verbisses auf die langfristige Walddynamik haben unter Verwendung eines Modells Didion et al. (2009) für einen Bergwald in der Schweiz aufgezeigt.

Auch wenn keine Entmischung eintreten kann, z. B. weil in der Verjüngung durch Saat oder Pflanzung nur eine Art eingebracht wurde, sind verbissbedingte Dichteverluste zu beobachten. Diese treten dann auf, wenn die Fruktifikationshäufigkeit potenzieller Mutterbäume artspezifisch gering und die Verbissbelastung hoch ist. Im Gegensatz dazu ist bei häufiger (z. B. jährlicher) Fruktifikationstätigkeit der Altbäume in vielen Fällen trotz hoher Mortalität durch Wildverbiss ein großes Verjüngungspotenzial am Waldboden zu finden (Abb. 16). Diese Pflanzen sind allerdings deutlich jünger als bei einer ungestörten Entwicklung (Ammer 1996b). Im Ergebnis finden sich häufig Verhältnisse, in denen die Wildtierdichten eine erfolgreiche Waldverjüngung nur in einem sogenannten „*window of opportunity*“, also einem kurzen Zeitfenster geringer Wilddichte erlauben (Skarpe und Hester 2008).



**Abb. 16.** Häufig ist die am Waldboden etablierte Verjüngung vielfältiger als die Schicht, die dem Äser des Wildes entwachsen ist (Foto: T. Vor).

Aus vielen Untersuchungen geht hervor, dass zwischen dem Anteil verbissener Pflanzen und der Mortalität ein sehr enger Zusammenhang besteht (Eiberle 1989). Allerdings können auch niedrige Verbissprozente (Anteil der verbissenen Pflanzen an der Gesamtpflanzenzahl) das jeweilige Verjüngungsziel gefährden (Eiberle

1967). Die Ursache hierfür besteht darin, dass die vorwüchsigen Pflanzen bevorzugt und daher wiederholt verbissen werden (siehe Abschnitt 4.2.3). Dadurch erhöht sich ihre Verweildauer im Äsungsbereich, was wiederum einen erneuten Verbiss wahrscheinlich macht (Oheimb et al. 1999). Den Zusammenhang zwischen Verbissprozent, Zuwachseinbuße, Verweildauer im Äsungsbereich hat Kennel (2000) zu einem Modell zur Abschätzung der Überlebenswahrscheinlichkeit von Verjüngungspflanzen bei einer nach Baumarten unterschiedlichen Verbissbelastung verdichtet.

Schließlich führt Verbiss oft auch zu Qualitäts- und Stabilitätseinbußen, da verbissene Bäumchen häufig zu dauerhafter Mehrtriebbigkeit bzw. aufgeteilter Schaftachse neigen (Eiberle 1978, Cederlund et al. 1998, Bergquist et al. 2003, Abb. 17).



**Abb. 17.** Mehrtriebbigkeit einer Eiche durch wiederholten Rehwildverbiss (vgl. Abb. 11) (Foto: T. Vor).

### 4.2.3 Bodenvegetation

Die Wirkungen von Verbiss an Sträuchern, Kräutern und gelegentlich auch Gräsern ähneln denen an Bäumen. So findet auch innerhalb der Bodenvegetation eine Verschiebung der Konkurrenzverhältnisse zulasten besonders häufig ver-

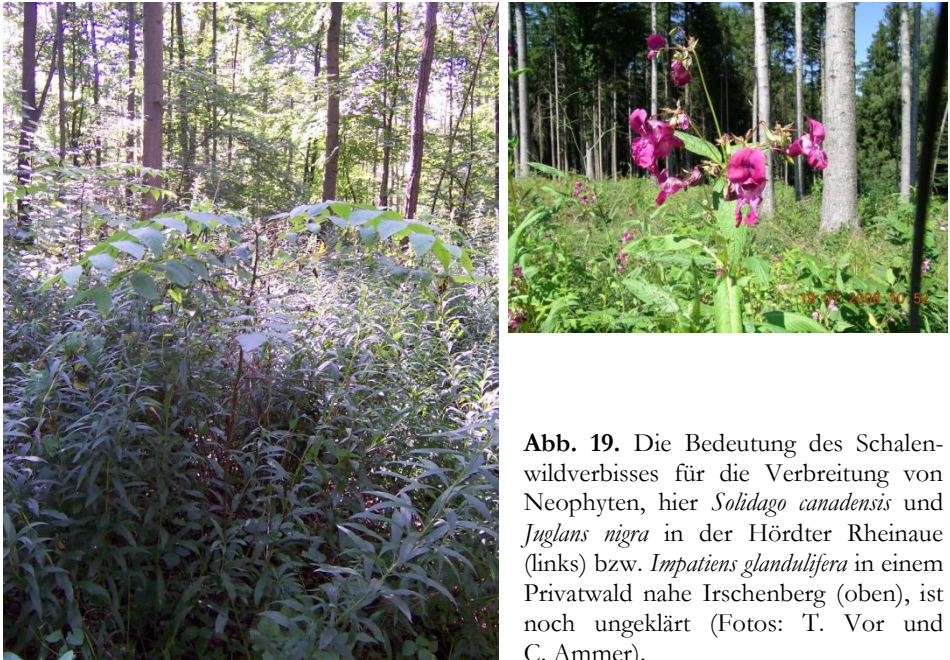
bissener Arten und ein Rückgang der Biomasse bzw. des Deckungsgrads dieser Arten statt (González Hernández und Silva-Pando 1996, Mann 2009, Collard et al. 2010, Pellerin et al. 2010). Mit regionalen Unterschieden vom Verbiss besonders betroffene Arten sind z. B. die Brombeere (*Rubus fruticosus*), die Himbeere (*Rubus ideaus*), das Weidenröschen (*Epilobium angustifolium*), die Türkenbundlilie (*Lilium martagon*), der Wald-Frauenfarn (*Athyrium filix-femina*), die Besenheide (*Calluna vulgaris*), die Waldheckenkirsche (*Lonicera xylosteum*), der Kleine Dornfarn (*Dryopteris carthusiana*), der Breitblättrige Dornfarn (*Dryopteris dilatata*), sowie die vielblütige (*Polygonatum multiflorum*) und die Quirlblättrige Weißwurz (*Polygonatum verticillatum*). Häufig werden dadurch Gräser wie die beiden Honiggräser (*Holcus lanatus*, *Holcus mollis*) oder die Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*) begünstigt (Kirby 2001). Entsprechend fand Mosandl (1991) auf einem Kahlschlag außerhalb von Zäunen etwa 10 Jahre nach dem Hieb, dass die Biomasse der Bodenvegetation 2,21 t/ha ausmachte und dass 51,5 % der Biomasse von Gräsern gebildet wurde. Innerhalb der Zäune überwog dagegen die Gehölzverjüngung. Als Folge davon betrug die Biomasse der Bodenvegetation lediglich 0,83 t/ha, von denen die Grasarten nur 19,3 % einnahmen. Da starker Wildverbiss zulasten einer beschattenden Strauch- und Verjüngungsschicht geht, profitieren Arten wie z. B. das Buschwindröschen (*Anemone nemorosa*), das auf Beschattung empfindlich reagiert (Watkinson et al. 2001). Inwieweit Wildverbiss zu einer Florenverarmung oder zu einer höheren Diversität der Bodenpflanzen führt, kann aufgrund der unterschiedlichen Ansprüche der Arten und der Vielzahl der zusätzlich beeinflussenden Faktoren nicht abschließend geklärt werden (Hester et al. 2006). Für beide Erscheinungen lassen sich zahlreiche Belege finden (Putman 1996, Joys et al. 2004). So scheinen hierbei neben der Ökologie der Arten die Produktivität des Standorts und der Verbissdruck eine große Rolle zu spielen (Horsley et al. 2003, Vavra et al. 2007). Oheimb et al. (1999) stellten in intensiven Untersuchungen in mehreren Vergleichsbeständen in Norddeutschland eine Zunahme der Artenzahl und der Deckungsgrade von Gehölzpflanzen und einen Rückgang der krautigen Pflanzen und Gräser innerhalb von Wildschutzzäunen fest. Außerhalb der Zäune war durch die weitgehende verbissbedingte Unterdrückung der Gehölzpflanzen die Zahl krautigen Arten höher. Gleiches kann eintreten, wenn die bevorzugt verbissene Brombeere so stark gehemmt wird, dass sie andere Arten der Bodenvegetation nicht so stark bedrängen kann, wie es ohne Verbiss der Fall wäre. Welchen Beitrag hohe Wilddichten neben der Beweidung durch Nutzvieh zum Offenhalten von parkartigen Strukturen tatsächlich leisten, ist wenig untersucht (Putman 1996). Im Auftrag der Stiftung *natur+mensch* wurde unlängst eine Pilotstudie zum Thema „Wild + Biologische Vielfalt“ angefertigt (Reck 2009). Diese kommt zum Schluss, dass eine Erhöhung der Schalenwilddichte lokal eine Erhöhung der Biodiversität verursachen kann. Diese Folgerung (tatsächlich sind durch besonders hohe Rotwilddichten offengehaltene Truppenübungsplätze reich an seltenen Tier- und Pflanzenarten, siehe auch Abschnitt 4.2.3, Abb. 18) ist für

die Waldbewirtschaftung allerdings ohne Belang. So ist die maximale Artendiversität der Bodenvegetation im Wirtschaftswald ebenso wenig wie bei anderen Arten der Landnutzung ein vorrangiges Ziel. Selbst wenn dem so wäre, würde im Wald das Interesse eher einer Diversität der typischen Waldarten gelten und nicht der großen Diversität *naturferner* Lebensräume, die langfristig nur durch andauernden anthropogenen Einfluss erhalten werden kann (z. B. Magerrasen, Heiden).



**Abb. 18.** Auf Truppenübungsplätzen werden durch hohe Rotwildbestände eine Offenhaltung der Landschaft und damit eine hohe Vielfalt an Tier- und Pflanzenarten erreicht. In bewirtschafteten Wäldern liegen die Prioritäten aber auf anderen Zielen (Fotos: H. Reinecke).

Bislang noch nicht untersucht wurde die Rolle, die der Schalenwildverbiss auf das Auftreten und die Verbreitung von nicht-heimischen invasiven Pflanzenarten (Abb. 19) haben könnte (Vavra et al. 2007). Die genannten Autoren gehen aber aufgrund bisheriger Beobachtungen davon aus, dass eine Ausbreitung von Neophyten durch eine hohe Verbissbelastung eher gefördert wird. Viele Neophyten sind nicht schattentolerant und profitieren von fehlender Konkurrenz durch Gehölzverjüngung (Vor und Schmidt 2008). Insgesamt dürfte der Einfluss des Wildes auf die Verbreitung der Neophyten aber eher gering sein, denn diese treten vorzugsweise in Siedlungsnähe auf und fehlen in siedlingsfernen, aber wildreichen Gegenden weitgehend (Schmidt, pers. Mitteilung).



**Abb. 19.** Die Bedeutung des Schalenwildverbisses für die Verbreitung von Neophyten, hier *Solidago canadensis* und *Juglans nigra* in der Hördter Rheinaue (links) bzw. *Impatiens glandulifera* in einem Privatwald nahe Irschenberg (oben), ist noch ungeklärt (Fotos: T. Vor und C. Ammer).

#### 4.2.4 Fauna

Da Tiere auf jeder Trophiestufe von der durch Pflanzen produzierten Biomasse und deren Zusammensetzung abhängen, wirken sich Veränderungen, z. B. der Artenstruktur und der Biomassenproduktion durch Wildverbiss, unmittelbar auf die unterschiedlichsten Tiergruppen aus. Zunächst hängen z. B. viele Bodentiere, u. a. Regenwürmer, Springschwänze, Milben, von einer ausreichenden Streumenge ab, die zur Dekompostierung genutzt werden kann. Sofern Insektenarten so stark spezialisiert sind, dass sie im Wesentlichen von einer einzigen Pflanzenart abhängen, hat deren Verlust oder die Tatsache, dass deren Vorhandensein stark begrenzt wird, direkte Auswirkungen auf das Vorkommen dieser Arten. So legt z. B. der Kleine Eisvogel (*Limenitis camilla*) seine Eier vornehmlich an die stark verbissgefährdete Waldheckenkirsche (Feber et al. 2001). Fehlt diese, ist seine Reproduktion erheblich erschwert. In gleicher Weise führt der starke Verbiss der Eichen- und Weidenarten, an die besonders viele Insektenarten gebunden sind, zu einer eingeschränkten Artenausstattung (Stewart 2001). Problematisch für viele der für geschlossene Wälder typischen Arten, wie z. B. den Großen Breitkäfer (*Abax parallelepipedus*), ist der Verlust dichter Bodenbedeckung, während wärme liebende Insekten von einem fehlenden Unterwuchs profitieren (Stewart 2001). Andererseits profitieren Arten wie die Große Hufeisennase (*Rhinolophus*

*ferrumequinum*) von der bei hohen Wilddichten gestiegenen Zahl an Dungkäfern. Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Auswirkungen des Wildverbisses auf Insekten sehr komplex sind und je nach den Ansprüchen der betrachteten Arten zu Benachteiligungen bzw. Begünstigungen führen (Feber et al. 2001).

Von großer Bedeutung ist der Verlust von Strukturelementen, wie sie eine üppige Strauch- oder Verjüngungsschicht darstellen, u. a. für Spinnen, die daran ihre Netze befestigen, und für Singvögel. Vor allem Arten, die auf den Unterwuchs als Habitat angewiesen sind oder auf dem Boden brüten, sind davon betroffen. So hat zum Beispiel in England in Gebieten, in denen die Schalenwild-dichte zwischen 1987 und 2006 stark angestiegen ist, die Dichte von Arten, z. B. die Nachtigall oder die Gartengrasmücke, weitaus stärker abgenommen als im Landesdurchschnitt (Gill und Fuller 2007). Dieser Befund könnte so interpretiert werden, dass eine Schalenwildreduktion zum Singvogelschutz beitragen kann.

Zwei hinsichtlich der Wirkungen von Schalenwildverbiss auf Waldökosysteme besonders eindrucksvolle Studien haben Allombert et al. (2005a, b) vorgestellt. Sie berichten darin über Untersuchungen auf verschiedenen, vor Britisch Kolumbien gelegenen Inseln. Auf einigen wurden vor 130 Jahren Schwarzwedelhirsche (*Odocoileus hemionus*) ausgesetzt. Auf jenen Inseln, auf denen seit mehr als 50 Jahren ein starker Verbiss im Unterwuchs zu beobachten war, erwies sich die Gesamtartenzahl an Singvögeln und deren Abundanz um 38 % bzw. 51 % geringer als auf den Inseln ohne Schalenwild (Allombert et al. 2005a). Vom Rückgang waren insbesondere jene Arten betroffen, deren Vorhandensein stark von einer Strauch- und Verjüngungsschicht abhängt. Auch die mit dieser Schicht vergesellschafteten Wirbellosen verschiedener Taxa wurden durch langanhaltenden Verbiss in Abundanz und Artenzahl zum Teil drastisch reduziert (Allombert et al. 2005b).

#### 4.2.5 Bodenfruchtbarkeit

Analog zu Untersuchungen in Nordamerika, bei denen nachgewiesen wurde, dass hohe Schalenwilddichten zu Nährstoffverlusten im Boden führen (Singer und Schoenecker 2003), konnte auch in einer Untersuchung an vier Standorten der Hauptdolomitzone der bayerischen Kalkalpen gezeigt werden, dass die langanhaltende Verhinderung von Biomassenallokation der Holzgewächse durch Schalenwildverbiss zu einer nachweisbaren Verringerung der Bodenfruchtbarkeit führt (Prietzl und Ammer 2008). So war die Humusakkumulation höher und die Versorgung des Jungwuchses mit den limitierenden Nährstoffen N, P und K besser auf seit ca. 30 Jahren geäuzten Versuchsflächen als auf benachbarten ungeäuzten Vergleichsparzellen. Auch wenn entsprechende Ergebnisse an anderen Standorten wegen der unterschiedlichen klimatisch-standörtlichen Rahmenbedingungen und dem Fehlen von Erosion und Schneeschurf nicht in derselben



Deutlichkeit zu finden sein dürften, ist bei ähnlichen Untersuchungen von den meisten Autoren ohne Schalenwildverbiss ebenfalls eine Erhöhung des Humus- und Stickstoffvorrates und ein verbesserter Nährstoffumlauf berichtet worden (vgl. z. B. Binkley et al. 2003; Harrison und Bardgett 2004). In diesem Zusammenhang kommt der ungestörten Entwicklung des Jungwuchses als Streulieferant eine besondere Bedeutung zu. Effekte auf die Bodenfruchtbarkeit sind allerdings erst bei langanhaltendem und entsprechend schwerem Verbiss zu beobachten (Carline und Bardgett 2005). Eine vermutlich lange Zeit irreparable Bodendegradation durch hohe Rotwildichten auf luvseitigen Hängen beschrieben auch Mohr und Topp (2001). Sie fanden bei Untersuchungen im Rheinischen Schiefergebirge, dass sich die durch das Wild bedingte Bodenstörung signifikant negativ auf bodenchemische und mikrobielle Kenngrößen auswirkte.

### 4.3 Auswirkungen auf Schutzwälder

Die Hauptfunktion eines Schutzwaldes ist der Schutz von Menschen, Gütern und Infrastrukturen vor Naturgefahren. Wälder entfalten Schutzwirkungen gegenüber Lawinen, Steinschlag, Rutschungen, Muren, Starkregenereignissen und anderen Erosionsprozessen (Brang et al. 2006). Entsprechend groß sind seit Langem die Bemühungen vor allem in den Gebirgswäldern, die Schutzwirkungen durch waldbauliche Eingriffe und erforderlichenfalls durch Sanierungsmaßnahmen zu sichern (Abb. 20). Ausgehend von der Erkenntnis, dass Mischbestände in den mittleren Gebirgslagen (um 1000 m) hochproduktiv und - wie alle Klimaxgesellschaften (Clements 1936) - ausgesprochen stabil (Burschel 1975, Seitschek 1989) und daher in der Lage sind, neben der Ertragsfunktion auch Schutzwirkungen erfüllen zu können (Meister 1969b; Mayer und Ott 1991), ist es beispielsweise in Bayern bereits seit 1861 erklärtes Ziel der Forstverwaltung, den Bergmischwald zu erhalten und nachzuziehen (Meister 1969a, Burschel et al. 1992). Dieses Ziel wurde rückblickend jedoch in geradezu erstaunlichem Umfang verfehlt, weswegen in der Verjüngung dieser Bestände trotz der ausreichenden Zahl an Mutterbäumen der Verlust der Tanne und zahlreicher einzeln beigemischter Baumarten zu beklagen war (Löw und Mettin 1977, Schreyer und Rausch 1977, Bernhart 1988 und 1990) und auf vielen Flächen noch immer ist (Burschel et al. 1985 und 1993, Mosandl 1991, Ammer 1996a, Zimmermann und Zwingmann 2001, Bockstahler 2006, Prietzel und Ammer 2008).

Bei der Suche nach Gründen für diese Entwicklung war in allen Alpenländern mit den überhöhten Schalenwildbeständen (Mayer 1974, Burschel 1975, Eiberle 1989), die nach Burschel (1988 und 1993 et al.) in der „verhängnisvollen Gleichstellung von Waldbau und Jagd“ ihre Wurzeln haben, der hauptverantwortliche



**Abb. 20.** Intakte Bergwälder sorgen für Lawinenschutz. Auf Sanierungsflächen des Schutzwaldes besteht das vorrangige Ziel daher darin, eine Verjüngung des Waldes zu ermöglichen. Schalenwildverbiss kann dort nicht toleriert werden (Fotos: T. Vor (oben), U. Ammer (unten)).

Faktor schnell gefunden. Die Folgen sind vielfältig dokumentiert. Da Wald in hoher Bestockungsdichte grundsätzlich günstig für die Verhinderung von erodierenden Schneebewegungen ist (Laatsch 1977, Ammer et al. 1985), führt das Ausbleiben der Verjüngung auf stark geneigten Flächen zu einem vermehrten Auftreten von Schneebewegungen, insbesondere von Schneegleiten und Schneerutsch (Laatsch 1977). Die Konsequenz zunehmender Schneebewegungen ist ein sich ständig verstärkender Bodenabtrag (Laatsch 1977). Die Folge ist vielerorts der Verlust der Schutzfunktion der Wälder und die Notwendigkeit zur ausgesprochen kostspieligen Schutzwaldsanierung. Diese ist auch überall dort notwendig, wo eine über viele Jahre zu hohe Schalenwildsdichte, eine Jahrhunderte andauernde zu hohe Nutzungsintensität, meist großflächige Kahlhiebe und das Ausbleiben der Verjüngung zu Humusabbau, Rückgang der Nährstoffvorräte, Veränderung der Mykorrhizazönose und zu einer Abnahme von zur Verjüngung geeigneten Kleinstandorten geführt haben (Baier und Göttlein 2006a). Auf solchen degradierten Standorten ist eine Bestandesbegründung mit Baumarten wie

der Fichte oder der Tanne, die aus forstlichen Gründen, vor allem aber mit Blick auf ihre Schutzwirkung an sich erwünscht wäre, nicht möglich (Baier und Göttlein 2006b). Sie wird erst dann erfolgen können, wenn sich die Standortverhältnisse nach einer Phase des erneuten Humusaufbaus durch Pioniergehölze wieder regeneriert haben (Baier und Göttlein 2006b, Abb. 20 unten). Dies setzt Schalenwildlichten voraus, die ein ungestörtes Aufwachsen der Verjüngung zulassen. Entsprechend sind in Schutzwaldsanierungsprojekten Wildbestandsreduktionen durch scharfe Bejagung in den meisten Fällen erforderlich (Dinser 1996).

#### 4.4 Auswirkungen auf den Waldumbau

Der Umbau von Nadelbaumreinbeständen in Mischbestände ist aus ökologischen und aus ökonomischen Gründen von großer Bedeutung (vgl. Ammer et al. 2008, Knoke et al. 2008, Abb. 21 und 22). Die entsprechenden und bereits einige Zeit andauernden Bemühungen der Forstbehörden und einiger Waldeigentümer spiegeln sich inzwischen in einer bundesweiten Veränderung der Baumartenanteile wider (BMVEL 2004). Der Laubholzanteil in der ersten Altersklasse hat zwischen der ersten und der zweiten Bundeswaldinventur deutlich zu-, der von Fichte und Kiefer dagegen deutlich abgenommen.

Die Prognosen zum Ausmaß des Klimawandels und zu seinen Folgen für Waldökosysteme haben den entsprechenden Aktivitäten zum Waldumbau bundesweit zusätzlichen Auftrieb gegeben (Bolte et al. 2009, Kölling et al. 2009a, b). Aus den vorherigen Kapiteln ist abzuleiten, dass Waldumbauflächen a) von Verbiss besonders betroffen sind (da die in die Reinbestände eingebrachten künftigen Mischbaumarten eine bislang nicht vorhandene attraktive Nahrungsquelle darstellen, siehe auch Mann (2009)) und b) die Folgen des Verbisses dort besonders gravierend sind, weil die mit dem Waldumbau verfolgten ökologischen Ziele, wie z. B. die Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit oder die Erhöhung der Biodiversität (Ammer et al. 2008), nicht oder nur mit einer großen Zeitverzögerung realisierbar sind, bzw. weil die damit getätigten nicht unerheblichen Investitionen für die künstliche Bestandesbegründung verloren sind (vgl. hierzu Abschnitt 4.5).

Das Ausmaß, in dem unter anderem der Schalenwildverbiss bereits länger zurückliegende Bemühungen zum Waldumbau verhindert hat, haben Mosandl und Felbermeier (1999) beschrieben. Die zwischen 1950 und 1970 in Bayern mit Laubholz bepflanzte ca. 55.000 ha umfassende Kulturfläche befindet sich drei Jahrzehnte später nur zu etwa 53 % in der zweiten Altersklasse. Für diesen Befund machen Mosandl und Felbermeier Verluste durch Schalenwildverbiss. Unterstellt man, dass alle möglichen Einflussfaktoren (außer dem Verbiss nennen die Autoren die Möglichkeit, dass zu große Pflanzflächen verbucht wurden, dass wegen klimabedingter Ausfälle Nachbesserungen notwendig waren, und dass

unterlassene Pflegemaßnahmen zur Mischungsregulierung zum Verlust der Laubbaumarten führten) gleich bedeutsam waren, so ergeben sich 6.500 ha, die vom Schalenwild vernichtet wurden. Ausgehend von durchschnittlichen Kulturkosten von 5.000 - 10.000 Euro/ha sind dies 32.500.000 - 65.000.000 Euro. Dieser Wert berücksichtigt noch nicht die im Folgenden ausführlicher erläuterten Risikobetrachtungen und vernachlässigt auch Zinsgewinne, die für alternative Investitionsmaßnahmen innerhalb (z. B. für Astungsmaßnahmen) oder außerhalb des Forstbetriebes zu erzielen gewesen wären.



**Abb. 21.** Voranbau zur Umwandlung von Rein- in Mischbestände soll besonders im Hinblick auf Kalamitäten das künftige Bestandesrisiko absenken (Foto: C. Ammer).



**Abb. 22.** Aus ökologischen und ökonomischen Gründen das vielerorts angestrebte Ziel des Waldumbaus: struktur- und baumartenreiche Mischbestände (Foto: C. Ammer).

## 4.5 Betriebswirtschaftliche Auswirkungen

### 4.5.1 Zur Notwendigkeit einer Neuausrichtung bestehender Bewertungsansätze

Betriebswirtschaftliche Auswirkungen von Schalenwildverbiss werden in der Literatur zumeist reduziert auf den Aspekt des Schadenersatzes. Hierbei wird aufgrund von Konventionen auf in die Vergangenheit gerichtete Kostenbetrachtungen zurückgegriffen (Schmitz et al. 2006), die für die Zukunft veränderte Ertrags- und Risikosituation wird aber meist ausgeblendet. Und selbst die Zulässigkeit der Betrachtung von Wildschäden nach den privatrechtlichen Prinzipien zum Schadenersatz wird angezweifelt (Moog und Wittmann 2003).

Wenn es um betriebswirtschaftliche Konsequenzen geht, sollte man sich aber vom alleinigen Blick in die Vergangenheit lösen und auch in die Zukunft schauen, um eine umfassende Sichtweise zu gewinnen. Zwar gibt es auch Verfahren, deren Bewertungsansatz zukunftsorientiert gehalten ist (Kroth et al. 1985, Bartelheimer und Kollert 1990, Ward et al. 2004), aber die bisherigen Arbeiten zur finanziellen Bewertung des Schalenwildeinflusses auf die Waldvegetation (vgl. auch Moog und Schaller 2002, Oesten und Wurz 2002, Moog und Wittmann 2003, Schmitz et al. 2006) vernachlässigen die möglichen abträglichen Effekte einer Homogenisierung der Waldverjüngung. Dies ist z. B. eine durch Verbiss bedingte Veränderung der Baumartenzusammensetzung, die eine geänderte zukünftige Risikosituation bedingt. Nach den bisher etablierten Bewertungsverfahren kann eine durch Verbiss verursachte Homogenisierung der Waldbestände sogar einen Vorteil bedeuten, wenn eine weniger rentable (aber sehr wohl stabile und stabilisierende) Mischbaumart, wie z. B. Buche, Eiche oder Tanne, verloren geht. Deren Standraum steht dann der rentableren Baumart zur Verfügung. Eine lediglich an pragmatische Schadenersatz-Konventionen angelehnte Betrachtung der Auswirkungen von Verbiss (aber auch von Fege- und Schälsschäden) greift damit viel zu kurz. Die tatsächlichen Konsequenzen für die Waldbesitzer und insbesondere die kommenden Generationen von Waldbesitzern scheinen hier im Rahmen konventioneller Bewertungen zur Ermittlung von Schadenersatz nicht auf.

Durch die meisten Verfahren zur finanziellen Bewertung von Verbiss-, Fege- oder Schälsschäden werden Homogenisierungstendenzen bestenfalls qualitativ berücksichtigt (Kroth et al. 1985). Lediglich im Rahmen des Bewertungsverfahrens der FVA Baden-Württemberg (Burghardt und Suchant o. J.) wird der drohende Ausfall von Mischbaumarten konkret mit einem Geldbetrag von bis zu 750 Euro/ha bewertet. Dieser Entschädigungssatz orientiert sich an den Förderrichtlinien des Landes Baden-Württemberg, wonach gemischte Naturverjüngungen maximal in dieser Höhe förderfähig sind. Dieser pragmatische Vor-

schlag ist aber aus wissenschaftlicher Sicht noch nicht befriedigend, da er auf keinem echten ökonomischen Argument basiert (vgl. Moog 2008).

Der gravierende Nachteil der existierenden Bewertungsverfahren liegt in der Ignoranz von Risiken. Risikoignoranz ist ein in der klassischen Waldbewertung bis heute übliches Vorgehen (Sagl 1995 und Beinhofer 2008 mit Verbesserungsvorschlägen), das vor dem Hintergrund der immensen Schadhohlmengen der letzten Jahrzehnte (Knoke et al. 2008) und angesichts von Holzpreisschwankungen, die jegliche Prognose naiv erscheinen lassen, kaum gerechtfertigt werden kann. Neuere forstökonomische Arbeiten eröffnen aber die Möglichkeit, Homogenisierungstendenzen auch monetär zu bewerten. Sie heben darauf ab, Diversifikationseffekte mit Methoden der modernen Finanztheorie (Elton und Gruber 1995) finanziell zu quantifizieren. Unter Diversifikationseffekten versteht man entweder eine Ertragserrhöhung bei einem im Vergleich zu einer Einzelinvestition identischen Risiko, die durch eine Investition in eine gemischte Vermögensanlage erreicht wird, oder eine Risikominderung bei identischem Ertrag durch Vermögensdiversifikation. Ein Verlust an Diversität von Vermögensanlagen führt demnach (in den meisten Fällen) auch zu finanziellen Nachteilen. Die Analogie zur Biodiversität von Wäldern drängt sich förmlich auf (Knoke 2008).

Übertragen auf den Verlust von Mischbaumarten durch Wildverbiss bedeutet diese Sichtweise, dass der Waldbesitzer mit seinem an Baumarten ärmeren Wald höhere Risiken in Kauf nehmen muss. Hierbei ist zu betonen, dass es sich nicht um ein bewusst in Kauf genommenes, sondern um ein aufgezwungenes Risiko handelt.

Baumartenmischungen verringern das Risiko - selbst dann, wenn keine Baumarteninteraktionen, wie z. B. Stabilisierungseffekte, in den Mischbeständen auftreten würden (siehe Abschnitt 4.5.3). Natürlich können aber positive oder negative Effekte durch eine gegenseitige Beeinflussung der Baumarten in gemischten Beständen auftreten, wie bereits durch Cotta (1828) ausgeführt. Auch diese Effekte können sehr starke finanzielle Auswirkungen haben, die durch eine vom Schalenwild bedingte Homogenisierung verloren gehen (vgl. Abschnitt 4.5.4). Zudem hat Homogenisierung immer auch eine Verarmung an zukünftigen Handlungsoptionen zur Folge. Dies ist vor dem Hintergrund einer sehr unsicheren Zukunft, die zuverlässige Prognosen zur Baumarteneignung kaum zulässt, als besonders kritisch einzuschätzen. Auch zu diesem Aspekt existieren neuere Ansätze einer finanziellen Bewertung (vgl. Abschnitt 4.5.5). Im Folgenden wird zunächst auf den grundlegenden Zusammenhang zwischen Diversität und finanziellem Risiko eingegangen, damit die folgenden Ausführungen besser verstanden werden können. Als Kern der Betrachtung werden dann finanzielle Aspekte zur Baumartendiversität konkret beleuchtet. Hierauf aufbauend wird ein Ansatz dargestellt, der Risikoaspekte in eine finanzielle Bewertung der Konsequenzen von Wildverbiss einfließen lässt. Am Ende dieses Kapitels sollen

Opportunitätskosten und deren Bewertung dargestellt werden, die durch Schutzmaßnahmen bei hoher Schalenwildsdichte entstehen können.

#### 4.5.2 Diversität und Risiko

In diesem Abschnitt wird der theoretische Hintergrund zur Diversifizierung von riskanten Vermögenswerten kurz umrissen, da diese im Folgenden auf die Diversität von Baumarten in Wäldern und auf die Bewertung des Verlustes von beigemischten Baumarten übertragen wird. Dabei werden in den Beispielen meist nur zwei riskante Vermögenswerte betrachtet. Man sollte bei den folgenden Betrachtungen immer im Blick behalten, dass unsere Waldbestände mit verschiedenen Baumarten aus finanzieller Sicht als natürliche Vermögenswerte betrachtet werden können, die mit verschiedenen Risiken behaftet sind (v. a. Sturm, Schnee, Insekten, aber auch Holzpreisschwankungen). Damit soll natürlich nicht behauptet werden, dass man bei Diversifizierung des Vermögens nur zwei Werte, bzw. bei Verteilung des Risikos der Waldwirtschaft nur zwei Baumarten, zu betrachten hat. Die im Folgenden dargestellte Reduktion auf zwei Anlagemöglichkeiten dient nur der Anschaulichkeit, die zugrunde liegende Theorie ist jedoch – zumindest im Prinzip – auf „Portfolios“ (Bezeichnung für eine Mischung verschiedener Vermögensanlagen) mit beliebig vielen Anlagemöglichkeiten anwendbar<sup>8</sup>.

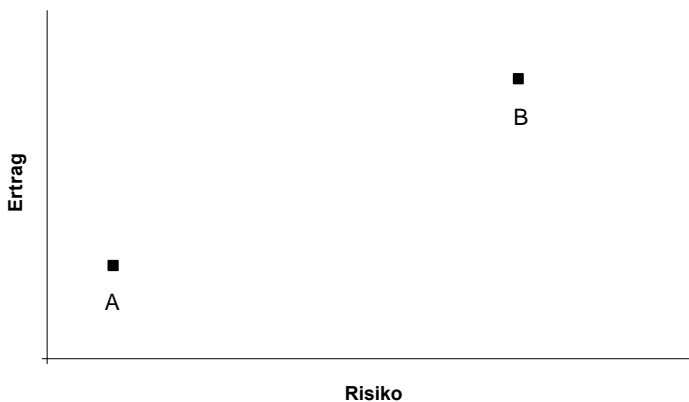
Schon die Existenz einer finanziell erfolgreichen Versicherungsbranche zeigt, dass viele Menschen dem Risiko abgeneigt gegenüberstehen. Die meisten Menschen wählen von zwei finanziellen Anlagemöglichkeiten mit identischem Ertrag diejenige, die mit dem geringeren Risiko verbunden ist. Menschen sind häufig „*risikoavers*“ und sogar bereit, auf einen gewissen Teil des Ertrags zu verzichten, wenn dies mit einem verringerten Risiko einhergeht. Von dieser Tatsache leben die Versicherungsunternehmen. Anders ausgedrückt bedeutet dies, dass Risiko meidende Personen eine Prämie für ein höheres Risiko in Form eines entsprechend gesteigerten Ertrages verlangen. Hieraus lässt sich die im Allgemeinen zu beobachtende positive Korrelation von Ertrag und Risiko erklären, die Abbildung 23 schematisch für die Anlagen A und B zeigt. Risiko wird innerhalb der Finanztheorie meist durch die Standardabweichung des Ertrages einer Finanzanlage quantifiziert.

Die Standardabweichung in Abbildung 23 gibt die durchschnittliche Schwankungsbreite möglicher Ergebnisse um einen Durchschnittswert an. Dass diese Größe tatsächlich ein anschauliches Risikomaß ist, wird aus folgender Betrachtung klar: Angenommen, man könnte aus einem Fichtenbestand, der seine Zielstärke erreicht, einen finanziellen Ertrag von 30.000 Euro/ha erwirtschaften

---

<sup>8</sup> Der folgenden Ausführungen wurden – mit einigen Veränderungen – einer Publikation von Knoke und Hahn (2007) entnommen.

(zinsfreie Betrachtung). Wird der Bestand allerdings im Laufe seines Lebens durch Sturm, Schnee oder Insekten geschädigt – was im Übrigen in sehr vielen Fällen mittlerweile schon fast die Regel ist – wollen wir von nur 15.000 Euro/ha an finanziellem Ertrag ausgehen. Ein Schaden soll mit einer Wahrscheinlichkeit von 0,5 eintreten, woraus sich ergibt, dass Bestände mit einer identischen Wahrscheinlichkeit von 0,5 den vollen Ertrag erreichen. Der durchschnittlich erwartete Ertrag ist damit 22.500 Euro/ha. Die Differenz des Mittelwertes zum maximal und minimal möglichen Ertrag ist 7.500 Euro/ha, ein Wert, der in diesem Fall genau der Standardabweichung entspricht. Für einen Buchenbestand wollen wir einen Ertrag von 20.000 Euro/ha unterstellen, wenn kein Schaden eintritt, und einen von 10.000 Euro/ha, wenn der Bestand geschädigt wird. Buchen sind jedoch deutlich stabiler als Fichten und werden mit deutlich geringerer Wahrscheinlichkeit geschädigt. Wir gehen folglich davon aus, dass der mit einem Schaden verbundene geringere Betrag von 10.000 Euro nur mit einer Wahrscheinlichkeit von 0,2 eintritt, was gleichzeitig bedeutet, dass ein Ertrag von 20.000 Euro/ha mit einer Wahrscheinlichkeit von 0,8 eintreten muss. Der durchschnittliche Ertrag der Buche ist damit 18.000 Euro, bei einer Standardabweichung von  $\pm 4.000$  Euro/ha. Die Standardabweichung des Ertrags der Buche ( $\pm 4.000$  Euro/ha) liegt damit erheblich unter derjenigen des Fichtenertrages ( $\pm 7.500$  Euro/ha). Das erhöhte finanzielle Risiko der Fichte kann folglich sehr gut über die Standardabweichung beschrieben werden.



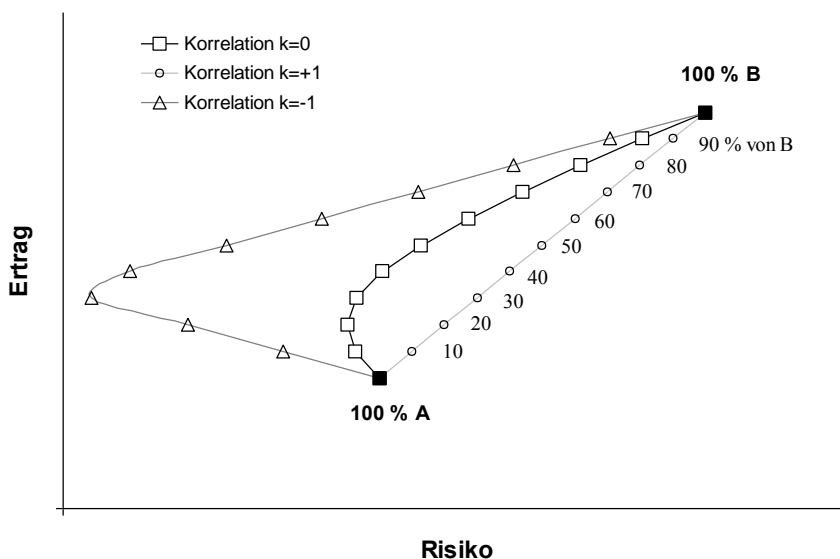
**Abb. 23.** Schematische Beziehung zwischen finanziellem Ertrag und Risiko bei zwei Anlagen A und B.

Finanzielle Risiken von Anlagen können allgemeiner oder spezieller Natur sein. Allgemeine Risiken sind beispielsweise durch die Konjunktur bedingt. Sie betreffen den gesamten Markt und müssen als exogene Größen akzeptiert werden, da sie sich nicht durch Diversifizierung mindern lassen und sich somit dem Einfluss des Investors entziehen. Hingegen können spezielle Risiken (z. B. Wind,



Schnee, Insekten und Holzpreisschwankungen bei Geldanlagen in Waldbeständen) seitens des Investors durch eine geschickte Mischung von Anlagen reduziert werden.

Wie bereits kurz erwähnt, werden Mischungen von verschiedenen Finanzanlagen als Portfolio bezeichnet. Es war Harry Markowitz, der bereits 1952 mathematisch dargelegt hat, dass spezielle Risiken durch eine kluge Mischung von Anlagen reduziert, theoretisch sogar auf annähernd null gesenkt werden können. Markowitz hat zudem herausgearbeitet, von welchen Bedingungen dieser so genannte „Diversifikationseffekt“ abhängt. Der Zusammenhang kann am einfachsten anhand der in Abbildung 23 vorgestellten Anlagen A und B erklärt werden, die in verschiedenen Verhältnissen gemischt werden (Abb. 24). Abbildung 24 stellt verschiedene Linien dar, die Mischungen zwischen A und B charakterisieren, für die sich bei gegebenem Risiko ein maximaler Ertrag ergibt. Diese Linien werden „Effizienzkurven“ genannt.



**Abb. 24.** Schematische Beziehung zwischen finanziellem Ertrag und Risiko bei Mischung zweier Anlagen A und B und unterschiedlicher Korrelation der Risiken.

Bei unterschiedlichen Mischungsanteilen der Anlagen A und B können sich Kombinationen der Größen Ertrag und Risiko ergeben, die vordergründig betrachtet überraschend erscheinen. Eigentlich würde man erwarten, dass nicht nur der Ertrag proportional zur rentableren Anlage B steigt, sondern auch das Risiko. Also müsste sich durch Mischung von A und B eine gerade Linie zwischen den beiden Anlagen ergeben, was aber nur für den Fall  $k = +1$  zu erkennen ist.

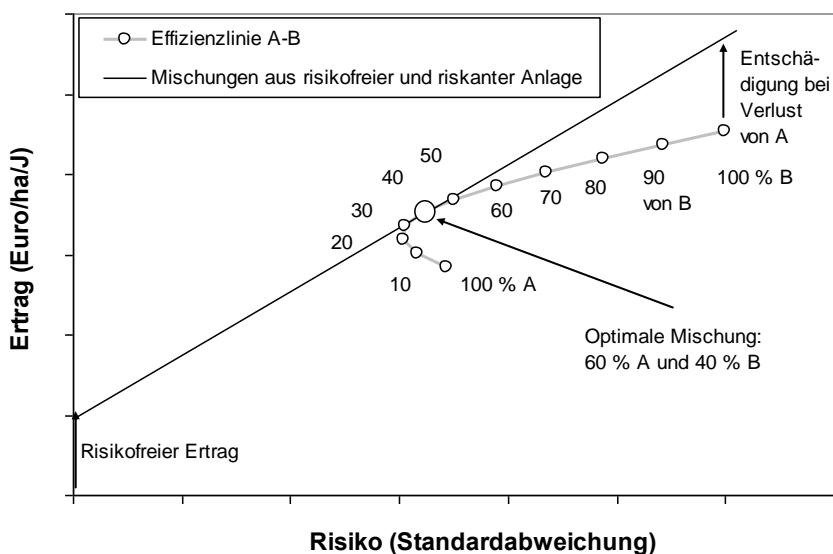
Mit  $k$  wird die Korrelation der Risiken zwischen den Anlagen A und B bezeichnet. Nehmen wir an, A und B seien Aktien verschiedener Bademodenhersteller (vgl. Putnoki und Hilgers 2007), so ist klar, dass in einem regnerischen und kühlen Jahr beide Aktien geringe Renditen erbringen. In einem heißen Sommer erhalten wir dagegen von beiden Aktien hohe Renditen. Eine große Risikokompensation erwarten wir jedoch nicht, da die Risiken offensichtlich eng (positiv) miteinander verbunden sind ( $k$  nahe  $+1$ ). Ein ähnlicher Effekt ergibt sich, wenn wir Baumarten mit ähnlichen Eigenschaften bzw. Absatzmärkten mischen, z. B. verschiedene Edellaubhölzer oder auch Fichten und Kiefern.

Handelt es sich bei B jedoch um eine Aktie der Regenschirmindustrie, lässt sich das Risiko der Anlage A wirksam abfedern. Es ergibt sich eine Kompensation der Risiken beider Anlagen. Denn die Regenschirmaktie wird gerade in den kühlfeuchten Jahren hohe Renditen erbringen, wenn die Bademodenaktie nur eine geringe Rendite erzielt. Durch eine Mischung aus Bademoden- und Regenschirmaktien lassen sich bei geringem oder annähernd fehlendem Risiko jedes Jahr durchschnittliche Renditen erreichen, unabhängig von der Wetterlage. Hier sprechen wir von negativ korrelierten Risiken, die im theoretischen Extremfall ( $k = -1$ ) zu einer annähernden Elimination des Risikos führen. Dies ist in Abbildung 24 für eine Mischung aus 70 % der Anlage A und 30 % der Anlage B dargestellt. Eine solche Situation ist in der Realität kaum anzutreffen.

Während perfekte Korrelationen von  $+1$  oder  $-1$  eher theoretischer Natur sind, ergeben sich in der Praxis schwach negative bis stark positive Korrelationen mit Werten von  $+0,9$ . Prinzipiell treten Diversifikationseffekte immer dann auf, wenn die Korrelation der Risiken unter  $+1$  liegt. Wie Abbildung 24 zeigt, erbringt bereits eine Korrelation von  $k = 0$  starke Diversifikationseffekte. Eine Mischung aus 80 % A und 20 % B weist sogar ein geringeres Risiko als Anlage A auf - und dies bei höherem Ertrag. Bei Mischung von Fichten und Buchen ergibt sich z. B. ein Korrelationskoeffizient  $k = 0$  (Knöke et al. 2005) und damit eine sehr wirksame Diversifikation. Allein durch die Tatsache, dass viele Schäden an Fichte die Buchen nicht betreffen, fällt der finanzielle Verlust im Schadensfalle in einem so gemischten Wald geringer aus, als in einem reinen Fichtenwald. Zudem entwickeln sich die Holzpreise für Fichten und Buchen unabhängig voneinander. In der Vergangenheit gab es z. B. eine Zeit, in der man Buchenholz zu hohen Preisen nach China exportieren konnte, während der Fichtenpreis sehr niedrig war, bedingt durch Stürme wie „Lothar“. Derzeit kann man beispielsweise Buchenholz, unabhängig vom Fichtenpreis, sehr gut als Brennholz verkaufen. Die Erträge von Fichten und Buchen sind folglich relativ unabhängig voneinander.

Was bedeutet nun der Verlust einer Baumart, z. B. durch eine Homogenisierung von Waldbeständen bei zu hohem Schalenwildverbiss? Um diese Frage beantworten zu können, müssen wir zunächst eine Entscheidung über die optimale Mischung treffen. James Tobin hat bereits 1958 gezeigt, dass die Zusammensetzung eines riskanten Portfolios für alle Investoren theoretisch identisch

ist, wenn deren Erwartungen für die Zukunft einheitlich sind und eine risikofreie Anlagemöglichkeit existiert. Entsprechend müssten - wie erwähnt: theoretisch - alle Investoren gemäß Tobin ein einheitlich strukturiertes Portfolio halten. Dieses Portfolio ergibt sich aus einer Kombination der Anlagemöglichkeiten (in unserem Falle von Baumarten), die den höchsten Ertrag pro Einheit Risiko verspricht<sup>9</sup> (Abb. 25). Die optimale Mischung ist dort gegeben, wo eine Kurve - in Abbildung 25 beim risikofreien Ertrag beginnend (Schnittpunkt mit Y-Achse) - die Effizienzkurve aus möglichen Mischungen von A und B gerade noch berührt. Genau diese Mischung verspricht den höchsten Ertragszugewinn gegenüber der risikofreien Anlage, wenn man diesen auf eine Einheit Risiko bezieht. Im Beispiel ist dies bei einer Mischung aus 60 % A und 40 % B der Fall.



**Abb. 25.** Optimale Mischung zweier Anlagen A und B und Kompensation des vollständigen Verlustes von A.

Die in Abbildung 25 dargestellte gerade Linie gibt alle möglichen Mischungen aus risikofreier Geldanlage und riskantem Portfolio aus A und B an und wird auch Kapitalallokationslinie genannt. Die Kurve zeigt, welchen Ertrag der das Risiko scheuende Investor für ein bestimmtes Risiko fordern würde, damit im Ergebnis kein schlechteres Verhältnis zwischen Ertrag und Risiko entsteht, als im Falle der optimalen Mischung. Der Abstand zwischen der Geraden und der gekrümmten

<sup>9</sup>Wobei in der klassischen Betrachtung die Differenz zwischen riskantem Ertrag und risikofreiem Ertrag gebildet und durch das Risiko geteilt wird.

Effizienzlinie ist nur im Falle der optimalen Mischung Null; für alle anderen Mischungen und v. a. für die Einzelanlagen zeigt der Abstand den fehlenden Ertrag an, der zur Erreichung des maximal möglichen Ertrages pro Einheit Risiko zusätzlich zu dem Ertrag der Anlagenmischung notwendig wäre. Verlieren wir also die Anlagemöglichkeit A und sind gezwungen, allein auf B zurückzugreifen, dann entspricht der erwartete Ertrag nicht mehr dem mit der Anlage B verbundenen Risiko. Wir würden das Risiko von B nur eingehen, wenn wir einen höheren Ertrag erwarten könnten. Damit ist ein aufgezwungenes, zusätzliches Risiko von B mit einer Kompensation in der Größenordnung des Pfeils im rechten Bereich von Abbildung 25 verbunden, denn nur so können wir dasselbe Ertrags-Risiko-Verhältnis erreichen wie im Falle der optimalen Mischung. Dieser schematisch skizzierte Ansatz wird uns weiter unten dazu dienen, einen Vorschlag zur Ableitung von Kompensationen für das durch homogenisierenden Wildverbiss ungewollt in Kauf zu nehmende Risiko abzuleiten.

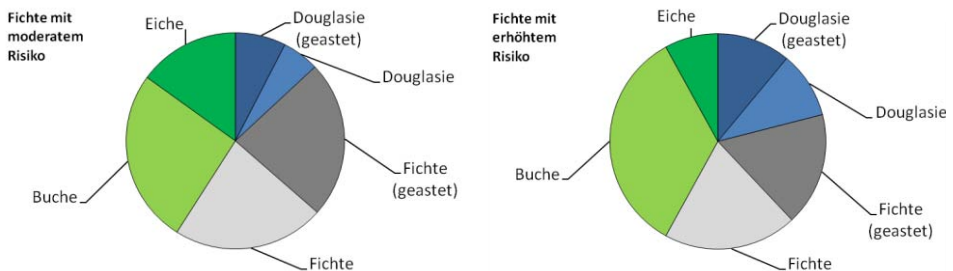
### **4.5.3 Baumartenvielfalt und Risiko (ohne Baumarteninteraktionen)**

Zur finanziell abgestützten Ableitung optimaler Baumartenanteile liegen mittlerweile eine Reihe grundlegender Arbeiten vor (Thomson 1991, Deegen et al. 1997, Weber 2002, Knoke et al. 2005, Knoke und Wurm 2006, Beinhofer 2009). Allen Arbeiten gemeinsam ist die Tatsache, dass sie auf den Grundlagen der von Harry Markowitz (1952) entwickelten Portfolio-Theorie aufbauen. Die oben kurz umrissene Portfolio-Theorie bildet, zusammen mit den Weiterentwicklungen von Sharpe (1964) und anderen, auch heute noch das Kernstück der modernen Finanztheorie (Kruschwitz 2005, Mandelbrot und Hudson 2005). Wie bereits erwähnt, hebt diese auf Diversifikationseffekte ab (Stichwort: „Wer streut, rutscht nicht!“). Solche Effekte fanden allerdings im Bereich der Ressourcenökonomie bislang kaum Anerkennung (Figge 2004), was überraschend ist, denn die Analogien liegen auf der Hand. Auch außerhalb der Forstwirtschaft existieren bisher lediglich einige Anwendungen im Bereich der Fischerei- (Edwards et al. 2004) oder der Graslandwirtschaft (Koellner und Schmitz 2006). Im Rahmen des Managements natürlicher Ressourcen tut man sich offensichtlich schwer damit, bereits lange vorliegende Erkenntnisse aus der Finanzwissenschaft zu nutzen. In der Forstwirtschaft hat es beispielsweise mehr als 100 Jahre gebraucht, bis die prinzipiell schon von Cotta (1828) und Gayer (1886) formulierten Gedanken zu Diversifikationseffekten von Mischbeständen zumindest ansatzweise finanziell quantifiziert wurden.

Im Gegensatz zu den Resultaten einer klassischen forstökonomischen Betrachtung führt die Anwendung der Portfolio-Theorie selbst bei Annahme homogener Standortverhältnisse zu vielfältigen Baumartenmischungen (z. B. aus

Douglasie, Fichte, Buche und Eiche, vgl. Abb. 26, nach Beinhofer und Knoke 2010), auch wenn keine Baumarteninteraktionen betrachtet werden. Werden Änderungen der Baumartenrisiken, die z. B. durch Klimaänderungen wahrscheinlich sind, berücksichtigt, vermindert sich z. B. der optimale Anteil der Fichte nennenswert. Durch überhöhten Wildverbiss geschieht aber oft gerade das Gegenteil.

Gemischte Baumarten-Portfolios entstehen also auch, wenn wir davon ausgehen, dass die Baumarten in Mischung genauso wachsen und genauso stabil (instabil) sind wie in Reinbeständen. Diversifikationseffekte entstehen in einer solchen Situation, indem unterschiedliche Baumarten Holz für unterschiedliche Holzmärkte bereitstellen, deren Holzpreisentwicklungen zum Teil unabhängig voneinander sind. Zudem unterliegen unterschiedliche Baumarten aber auch unterschiedlichen Naturalrisiken. Dies führt zu ausgeprägten Diversifikationseffekten (vgl. z. B. Knoke et al. 2005). Die Zusammensetzung der Baumarten-Portfolios hängt allerdings sehr stark von den unterstellten Rahmenbedingungen (mittlere erwartete Holzpreise, deren Schwankungsbreite, Risikokorrelationen, Ausfallrisiken der Baumarten) und den Zielvorstellungen des Waldbesitzers ab (z. B. Risikomeidung). Welche Auswirkungen es haben kann, wenn diese Größen extrem unsicher sind, wird später exemplarisch dargelegt.



**Abb. 26.** Optimierte Baumarten-Portfolios bei veränderten Überlebenswahrscheinlichkeiten für Fichte (Fichte mit moderatem Risiko links, Fichte mit erhöhtem Risiko rechts, nach Beinhofer und Knoke 2010). Diese Betrachtung ging davon aus, dass ein vordefinierter Jahresertrag (hier beispielhaft 145 Euro/ha/J) mit einem minimalen Risiko erreicht oder überschritten werden sollte, wobei von einer Zinsforderung von 3 % ausgegangen wurde. Ein solcher Jahresbetrag könnte z. B. zur Deckung von Verwaltungsausgaben verwendet werden. Bitte beachten: Geastet wurden lediglich die Baumarten Fichte, Kiefer, Douglasie, Buche und Eiche. Natürlich würden auch anderen Baumarten substanzielle Anteile zustehen, hier besteht noch Forschungsbedarf.

Insgesamt ist festzuhalten, dass ein gut gemischtes Baumarten-Portfolio finanzielle Vorteile für den Waldbesitzer bringt, indem es die Erzielung bestimmter Erträge bei minimalem Risiko erlaubt. Muss der Waldbesitzer, ge-

zwungen durch einen nicht angepassten Schalenwildbestand, von dem für ihn optimal diversifizierten Portfolio an Baumarten abweichen, entstehen Kosten. Ein Verlust an Baumarten kann folglich finanzielle Nachteile hervorrufen, die, wie die folgenden Ausführungen zeigen werden, erheblich sein können.

#### 4.5.4 Baumartenvielfalt und Risiko (mit Baumarteninteraktionen)

Kleinflächige, z. B. gruppenweise Beimischungen von Laubholz können eine interessante Option zur Senkung des Risikos auf der Bestandesebene sein. Für kleinflächig gemischte Bestände können sich im Vergleich zu großflächig oder gar nicht gemischten Wäldern einige finanziell relevante Unterschiede ergeben (vgl. Tab. 3), die beispielsweise auf eine geänderte Holzqualität, einen modifizierten Volumenzuwachs oder eine erhöhte Resistenz zurückgehen können. Zu den finanziellen Konsequenzen der möglichen Unterschiede existieren jedoch bislang kaum wissenschaftliche Studien.

**Tab. 3.** Mögliche Effekte kleinflächiger Mischungen.

Effekt	Im Mischbestand	Referenz	Vorteil
Kulturbegründung	teurer	Bristow et al. (2006)	nein
Holzqualität	geringer	Beimgraben (2002), Seifert (2004), Röhrig et al. (2006), Bleile (2006)	nein
Stabilität	höher	Schmid-Haas und Bachofen (1991), Jactel et al. (2005), Mayer et al. (2005), Schütz et al. (2006)	ja
Wuchsleistung	indifferent	Kennel (1965), Pretzsch (2005)	unklar
Aufarbeitungskosten	höher	Pausch (2005)	nein
Wiederbegründung nach Schadereignis	preiswerter	Praktikervermutung	ja
Bodeneigenschaften	besser	Rothe und Binkley (2001), Rothe (2005), Fritz (2006)	ja
Biodiversität	höher	Franklin et al. (1999), Halpern et al. (1999)	ja

In einer ersten Studie haben sich Knoke und Seifert (2008) anhand der hierzu vorliegenden Literatur mit diesen Aspekten befasst. Trotz deutlich negativer Auswirkungen einer angenommenen Verschlechterung der Holzqualität auf die

finanziellen Parameter und in etwa neutraler Effekte eines geänderten Volumenzuwachses, ergab die Integration einer erhöhten Resistenz der Fichte in kleinflächiger Mischung mit Buche eine deutliche Überlegenheit von kleinflächigen gegenüber großflächigen Mischungen. Mithilfe kleinflächiger Mischungen konnte jeder Ertragswert der großflächigen Mischungen bei geringerem finanziellem Risiko erreicht werden. Darüber hinaus war es sogar möglich, durch kleinflächige Mischung einen höheren Ertragswert als im reinen Fichtenbestand zu erreichen (bei Fichtenanteilen ab 60 %). Dies liegt an dem für die finanziellen Kennzahlen durchschlagenden Effekt der erhöhten Stabilität der Fichte im kleinflächig gemischten Bestand (vgl. Schütz et al. 2006). Hierdurch verbessern sich die finanziellen Resultate so stark, dass etwaige negative Effekte, wie z. B. eine sinkende Holzqualität der Buche, überkompensiert werden. Diese Befunde sprechen für eine kleinflächige Diversifizierung, insbesondere vor dem Hintergrund einer klimabedingt wahrscheinlich abnehmenden Resistenz der Fichten.

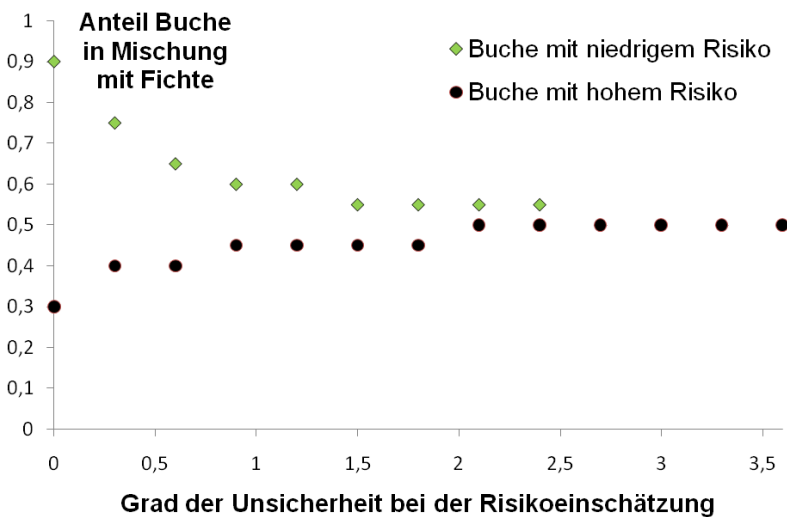
Abschließend bleibt festhalten, dass zur Quantifizierung der Wirkungen kleinflächiger Mischungen auf finanzielle Parameter noch Forschungsbedarf besteht. Es zeichnen sich aber anhand der vorliegenden Studien zum Teil erhebliche Vorteile kleinflächiger Mischungen ab, die durch Homogenisierungstendenzen infolge von Wildverbiss gefährdet sind.

#### **4.5.5 Baumartenvielfalt und schwerwiegende Unsicherheiten**

Wie in den vorhergehenden Abschnitten dargelegt wurde, hat die Integration von Risiko in forstwirtschaftliche Entscheidungen in den letzten Jahren bereits einige Fortschritte erzielt (z. B. Dieter 1997 und 2001, Knoke und Hahn 2007, Beinhofer 2009, Hildebrandt und Knoke 2009, Hildebrandt et al. 2010). Aber auch in Zukunft wird die Risikoeinschätzung großen Unsicherheiten unterliegen: Es wäre paradox, Unsicherheit und Risiken mit Sicherheit vorhersagen zu wollen. Zwar wird es gelingen, die Unsicherheiten bezüglich der Risikoeinschätzung in Zukunft zu reduzieren. Dennoch wird immer eine Restunsicherheit verbleiben, da niemand die Zukunft vorhersagen kann.

Die besondere Bedeutung der Unsicherheit bei Risikoeinschätzungen wird in der Arbeit von Hildebrandt und Knoke (2009) genauer behandelt. Fällt die Unsicherheit der Risikoeinschätzung eher hoch aus, können sich sehr ausgewogene Baumartenanteile als empfehlenswert erweisen, keineswegs jedoch Reinbestände. Unter Beachtung schwerwiegender Unsicherheiten, insbesondere im Rahmen der Risikoeinschätzung der einzelnen Baumarten, zeigt sich, dass ein pragmatisches Vorgehen im Sinn einer 1/2:1/2- (Abb. 27) oder 1/3:1/3:1/3-Lösung durchaus vernünftig sein kann, wenn eine fundierte Risikoeinschätzung für die Baumarten nur sehr eingeschränkt möglich ist.

Das Arbeiten mit nur einer Baumart, eine Situation die dem Waldbesitzer durch überhöhte Wildbestände vorgegeben sein kann, gleicht unter schwerwiegenden Unsicherheiten einem riskanten Balance-Akt, der mit hohen Absturzrisiken verbunden ist. Die Berücksichtigung schwerwiegender Unsicherheiten im Rahmen der Bewertung von Homogenisierungstendenzen durch Schalenwildeinfluss stellt eine große wissenschaftliche Zukunftsherausforderung dar. Schwerwiegende Unsicherheiten und Flexibilitätsaspekte lassen es sehr fragwürdig erscheinen, im Rahmen der Bewertung von Wildschäden mit vordefinierten Soll-Stammzahlen zu arbeiten (z. B. Burghardt und Suchant o. J.), da nicht bekannt ist, wie viele Bäumchen von welcher Baumart tatsächlich „ausreichend“ sind. Es kommt erschwerend hinzu, dass die Konsequenzen dieser Bewertung nicht von den heute lebenden Entscheidungsträgern getragen werden müssen, sondern von den in Zukunft lebenden Personen, deren Präferenzen naturgemäß unbekannt sind.



**Abb. 27.** Auswirkungen einer zunehmenden Unsicherheit (Informationslücke) im Rahmen der Baumartenwahl für ein Szenario der Buche mit niedrigem und eines mit hohem Risiko auf den optimalen Anteil der Buche in Mischung mit Fichte (Hildebrandt und Knoke 2009).

#### 4.5.6 Bewertung erhöhter Risiken durch Baumartenverlust

Finanzielle Konsequenzen des Wildverbisses können aus verschiedenen Perspektiven und in vielen Facetten bewertet werden. Zunächst kommt es darauf an, wie man mit dem Problem umgeht. Eine Möglichkeit besteht darin, Verbiss



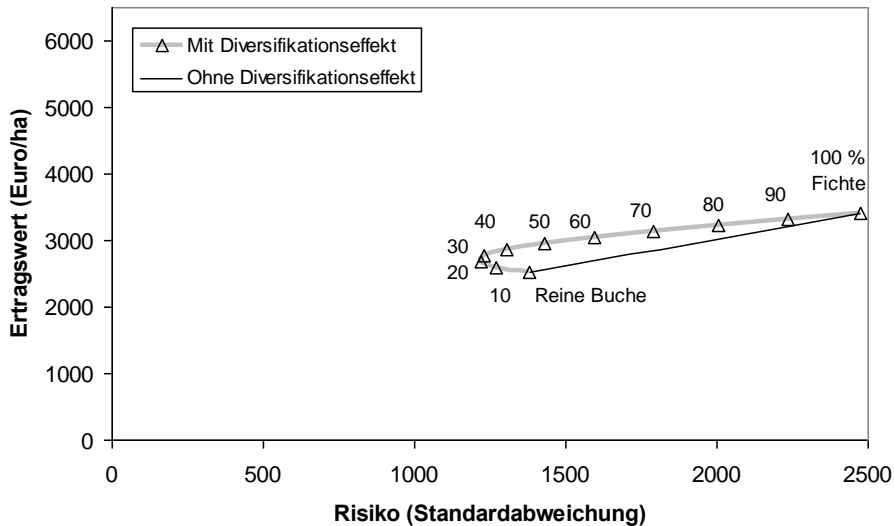
durch Schutzmaßnahmen (z. B. Zäune) auszuschalten. Dies verursacht erhebliche Kosten, die in der Größenordnung der eigentlichen Kulturkosten liegen können, was neben der finanziellen Belastung auch noch zu einem Hinausschieben der Holzernte in bestehenden Althölzern führt, weil deren Verjüngung so teuer ist. Aus den Ausgaben für einen Zaun in einer Größenordnung von 2.500 bis 5.000 Euro/ha ergibt sich bei Annahme eines Zinssatzes von 2 % und einer Produktionszeit von 100 Jahren eine jährliche Belastung von 58 bis 116 Euro/ha. Dieser Betrag resultiert aus der Vorstellung, man würde 2.500 oder 5.000 Euro aufnehmen und mit Zins und Tilgung über 100 Jahre zurückzahlen. Ein Betrag von 58 (2.500 Euro Kreditaufnahme) bzw. 116 Euro/ha (5.000 Euro Kreditaufnahme) wäre hierzu jedes Jahr zu entrichten. Zinst man jede Jahresrate entsprechend mit 2 % ab und addiert die Beträge wieder auf, erhält man einen Wert von 2.500 bzw. 5.000 Euro. Ein Wert in Höhe von 58 bzw. 116 Euro/ha/J ist damit die Annuität bzw. der Jahresbetrag, der dem Waldbesitzer durch Errichtung eines Zaunes aufgrund von zu hohem Verbissdruck entgeht.

Interessant sind aber gerade finanzielle Einbußen, die entstehen, weil der Wildverbiss toleriert wird oder toleriert werden muss (Abb. 28). Soll der Verlust an Baumartendiversität in diese Bewertung einbezogen werden, ist es zunächst notwendig, sich ein Bild über die Ertrags- und Risikoverhältnisse in Rein- und Mischbeständen und über ein „rationales“ Entscheidungsverhalten (siehe weiter oben) zu verschaffen. Im Folgenden wird über einen Ansatz berichtet, der derzeit im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten am Fachgebiet für Waldinventur und nachhaltige Nutzung der TU München entwickelt wird (Clasen et al. 2008, Clasen und Knoke 2009).



**Abb. 28.** Führt der bevorzugte Verbiss einer Baumart, wie hier der Weißtanne, zum Verlust einer Baumart, hat dies ökonomische Konsequenzen (Foto: C. Ammer).

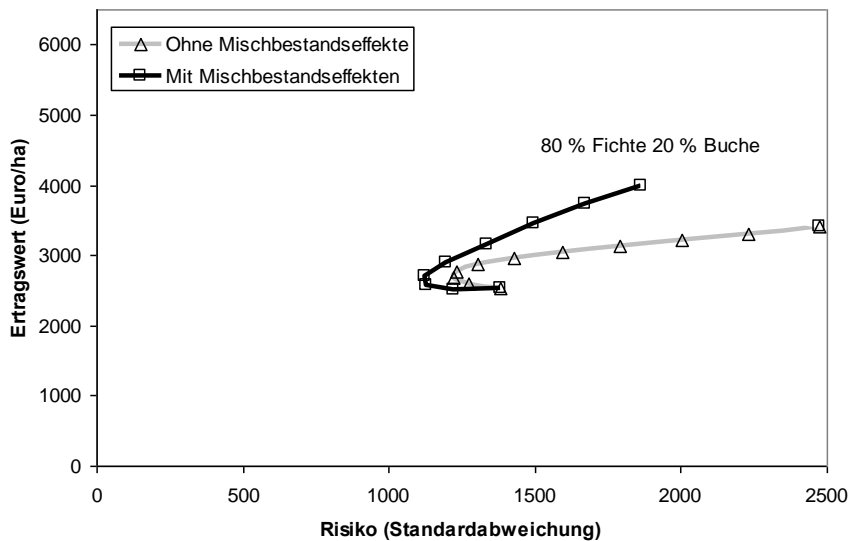
Wie oben schon erwähnt, hat sich in vielen Untersuchungen für gemischte Wälder ein deutlicher Effekt der Risikokompensation ergeben. Dieser äußert sich darin, dass Mischwälder bei gegebenem Risiko einen höheren Ertragswert erwarten lassen, als man aus einer reinen flächenproportionalen Addition der Ertragswerte und Risiken erwarten würde (Abb. 29).



**Abb. 29.** Beziehung zwischen Ertragswert und Risiko bei Baumartenmischung (Buche-Fichte, graue Linie, mit Diversifikationseffekten) und proportionalem Verhältnis aus Ertragswert und Risiko (schwarze Linie, ohne Diversifikationseffekte).

Der Ertragswert ist die Summe aller auf einen Bewertungszeitpunkt abgezinsten Nettozahlungen. Das finanzielle Risiko wird, wie oben schon ausgeführt, meist über die Standardabweichung der möglichen Ertragswerte von deren Mittelwert erfasst. Die Ableitung der Standardabweichung kann über sogenannte Monte-Carlo-Simulationen erfolgen (vgl. Knoke et al. 2005), in die Sturmwurf-, Schnee- und Insektenschäden sowie die Holzpreisfluktuation integriert werden. Durch die voneinander unabhängigen Risiken kommt es im Fall von Buche und Fichte dazu, dass sich für die Buche in manchen Simulationen hohe Ertragswerte ergeben, wenn diejenigen der Fichte niedrig liegen und umgekehrt. Manchmal lässt sich das Buchenholz gut absetzen und das Fichtenholz nicht, manchmal ist es anders herum. Zudem bleibt die Buche oft stehen und vital, wenn die Fichte geworfen oder vom Borkenkäfer befallen wird. Dies führt zu einer Risikokompensation (Korrelationskoeffizient  $k = 0$ ), die aus finanzieller Sicht von hohem Vorteil ist.

Abbildung 29 unterstellt jedoch weder positive (Stabilisierung) noch negative (Abfall der Holzqualität) Mischbestandseffekte. Werden solche Effekte betrachtet (vgl. Knoke und Seifert 2008), so verändert sich das Bild noch deutlicher zugunsten der gemischten Bestände (Abb. 30). In diesem Falle kann ein Mischbestand aus 20 % Buche und 80 % Fichte durch die gewonnene Stabilität sogar einen größeren Ertragswert erreichen als ein reiner Fichtenbestand (ca. 4.000 im Vergleich zu 3.400 Euro/ha). Der wichtigste Effekt der kleinflächigen Mischung ist aber, dass sich alle Ertragswerte bei deutlich gesenktem Risiko erreichen lassen.



**Abb. 30.** Beziehung zwischen Ertragswert und Risiko bei Baumartenmischung und Annahme von positiven und negativen Mischbestandseffekten.

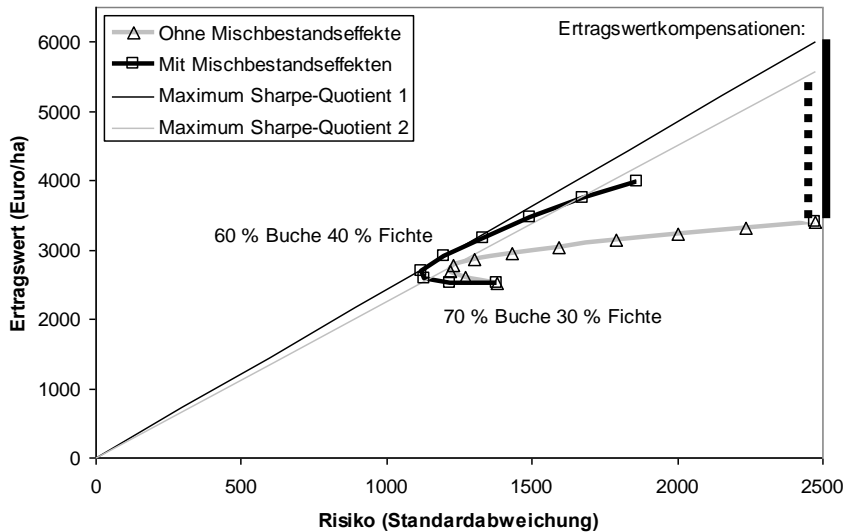
Durch einen verbissbedingten Totalausfall der Buchen würden diese Effekte komplett verloren gehen. Liegen die Ertragswerte und Risiken einmal vor, lassen sich die finanziellen Effekte des Baumartenverlustes gut bewerten. Hierzu ist zunächst einmal zu akzeptieren, dass die meisten Menschen für ein in Kauf genommenes Risiko eine Prämie im Sinne eines höheren Ertragswertes erwarten. Für forstliche Entscheidungen ist es damit ganz besonders bedeutsam, das Risiko im Rahmen jeder Entscheidung zu berücksichtigen. Eine verbreitete Methode, den Ertrag einer Investition mit dem dafür in Kauf genommenen Risiko zu verknüpfen, ist die Kalkulation des so genannten „Sharpe-Quotienten“ (SQ). Hierzu wird der Ertragswert einer risikobehafteten Investition mit dem einer risikofreien Investition verglichen und durch das in Kauf genommene Risiko geteilt. Kalkuliert wird also der zusätzlich mögliche Ertragswert pro Einheit über-

nommenen Risikos. Die risikofreie Investition erbringt einen Ertragswert von Null, da sie sich gerade in der Höhe des Kalkulationszinssatzes verzinst und damit lediglich zu einem Vermögenserhalt, aber zu keiner -mehrung führt. Durch die risikofreie Investition fließt also genau so viel Geld zurück, wie investiert wurde. Damit kann man einfach den Quotienten aus Ertragswert und Risiko berechnen.

Dieser Quotient erreicht sein Maximum für genau die Mischung innerhalb der Ertragswert-Risiko-Kurve, zu der eine durch den Ursprung des Koordinatensystems gehende Gerade tangential verläuft. Durch andere Mischungen der Ertragswert-Risiko-Kurve lassen sich lediglich kleinere Quotienten aus Ertragswert und Risiko bilden (Abb. 31).

Die nach diesem Kriterium optimale Zusammensetzung eines Waldbestandes würde 70 % Buche und 30 % Fichte betragen, wenn es zu keinen Mischbestandseffekten kommt, bzw. 60 % Buche und 40 % Fichte, wenn Mischbestandseffekte auftreten. Die Kurven für den maximalen Sharpe-Quotienten (1 und 2) geben an, welchen Ertragswert ein rationaler, Risiko meidender Investor für ein gegebenes Risiko verlangen würde. Wird nun ein Investor durch zu hohen Wildverbiss gezwungen, mit einem reinen Fichtenbestand vorlieb zu nehmen, so hätte er im Vergleich zu einem optimal zusammengesetzten Bestand nur dann ein identisches Verhältnis zwischen Ertragswert und Risiko, wenn der Ertragswert des Fichtenbestandes rund 5.600 Euro/ha (Referenz ohne Mischbestandseffekte) bzw. 6.000 Euro/ha (Referenz mit Mischbestandseffekten) betragen würde. Tatsächlich ergab sich jedoch lediglich ein Ertragswert von rund 3.400 Euro/ha für einen reinen Fichtenbestand. Eine Kompensation, die zu einem mit dem des „Optimalbestandes“ identischen Sharpe-Quotienten führen würde, müsste damit ca. 2.200 Euro/ha (Referenz ohne Mischbestandseffekte) bzw. rund 2.600 Euro/ha (Referenz mit Mischbestandseffekten) betragen. Dies entspricht Jahresbeträgen in einer Größenordnung zwischen 50 und 60 Euro/ha. Hierbei ist zu beachten, dass diese Beträge nicht aus einer konventionellen Betrachtung im Sinne der Ableitung eines Schadensersatzes resultieren, weshalb sie damit in einem Rechtsstreit sicherlich keinen Bestand hätten. Vielmehr handelt es sich um Beträge, die als eine vom Waldbesitzer zu fordernde Prämie zu interpretieren sind, um das durch Entmischung gesteigerte Risiko des Waldbestandes zu kompensieren.

Nun kann man bemängeln, dass derzeit kaum ein Waldbesitzer einen Waldbestand mit 40 % Fichte und 60 % Buche begründen würde (obwohl dies vielleicht vor dem Hintergrund des Klimawandels eine durchaus vorteilhafte Mischung wäre). Auch erscheint ein Verbissdruck unrealistisch, der einen Bestand aus 40 % Fichte und 60 % Buche in einen reinen Fichtenbestand verwandeln könnte. Realistischer wäre vielleicht eine Ausgangssituation von 70 % Fichte und 30 % Buche. Dieser Bestand erreicht einen Sharpe-Quotienten von 2,23, während ein reiner Fichtenbestand nur einen Wert von 1,37 aufweist. Erst eine Kompensationszahlung von 2.100 Euro/ha würde dazu führen, dass der



**Abb. 31.** Verknüpfung von Ertragswert und Risiko mithilfe des „Sharpe-Quotienten“ und Ableitung von Kompensationsbeträgen.

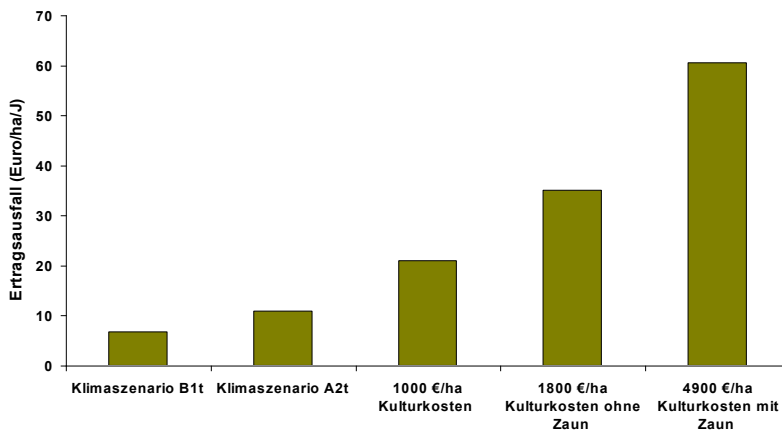
Waldbesitzer mit dem reinen Fichtenbestand (zuzüglich der Kompensation) einen ähnlichen Sharpe-Quotienten erreicht wie mit dem Mischbestand. Dies würde einer jährlich notwendigen Kompensation von rund 49 Euro/ha entsprechen.

Zu beachten ist, dass diese Werte nur die finanzielle Differenz zwischen der durch hohen Wildverbiss induzierten reinen Fichte und dem bei angepasster Wilddichte möglichen Mischbestand enthalten. Nicht enthalten sind Wuchszögerungen bzw. Qualitätsverluste. Auch fließen bei dieser Kalkulation einige Wohlfahrtswirkungen nicht mit ein, die von dem Reinbestand wahrscheinlich weniger gut erbracht werden (Knoke et al. 2008). Allein die hier durchgeführte Betrachtung ergibt aber schon finanzielle Dimensionen, die durch etwaige jährliche Jagdpachtbeträge, die im Übrigen nicht einen Nutzenentgang ausgleichen, sondern den Waldeigentümer für die Verpachtung seines Jagdrechts angemessen entlohnen sollen, nicht annähernd kompensiert werden.

Einschränkend muss gesagt werden, dass die hier kalkulierten Kompensationsbeträge nur die direkten Holzernte- und Kulturkosten berücksichtigen, nicht aber Verwaltungskosten. Eine Berücksichtigung von Verwaltungskosten würde die Ertragswerte insgesamt deutlich absenken und damit zu einem flacheren Verlauf der Kurven des Sharpe-Quotienten führen, was auch die Kompensationsbeträge senken würde. Es ist jedoch davon auszugehen, dass insbesondere für kleinere Waldbesitzer keine echten Verwaltungskosten im Sinne eines kontinuierlichen Jahresbetrages anfallen und dass man deshalb diesen Faktor vernachlässigen darf.

### 4.5.7 Opportunitätskosten aufwendiger Kulturen und Zäune

Man könnte nun argumentieren, dass die oben genannten nachteiligen Wirkungen von Wildverbiss durch geeignete Schutzmaßnahmen verhindert werden könnten (die weiter unten berichteten Zahlen der Bundeswaldinventur über hohe Verbissprozentage innerhalb von Zäunen sprechen allerdings eher gegen diese Vermutung). Solche Maßnahmen, z. B. Zäunungen, stellen aber erheblich Bewirtschaftungsbeschränkungen dar, worauf im Folgenden eingegangen werden soll. Kalkulationen mithilfe eines am Fachgebiet für Waldinventur und nachhaltige Nutzung der TU München entwickelten Betriebsoptimierers lassen es zu, vielfältige Bewirtschaftungsbeschränkungen für Forstbetriebe aus der Sicht der Waldbesitzer zu bewerten. Beispielhaft werden hier die Ergebnisse einer Betriebsoptimierung mitgeteilt, die für einen von Fichten dominierten Forstbetrieb in der Niederlausitz durchgeführt wurden (Stang und Knoke 2009, Abb. 32).



**Abb. 32.** Mögliche Ertragsausfälle durch betriebliche Ausfallquellen. Betriebsoptimierung über 30 Jahre mithilfe des Forest-Optimizers (Kalkulationszinssatz 3 %); bewertet wurden mit Blick auf den Klimawandel jedoch nur die geänderten Wachstumsparameter, nicht eventuell verschobene Risiken (Stang und Knoke 2009).

Als eine von bislang wenigen Studien berücksichtigt die Arbeit von Stang und Knoke (2009) zumindest in Ansätzen die möglichen Auswirkungen der Klimaänderung. Die dargestellten Kalkulationen haben allerdings noch das große Manko, dass die wahrscheinlich durch den Klimawandel geänderten Ausfallrisiken unserer Baumarten unberücksichtigt blieben, weil hierzu für die entsprechende Region keine Informationen vorliegen. Dennoch zeigt sich, dass mit einer nicht oder schlecht funktionierenden Naturverjüngung sowie notwendig werdenden Zäunungsmaßnahmen enorme finanzielle Verlustquellen auf der Betriebsebene

identifiziert werden können, die die möglichen finanziellen Auswirkungen des Klimawandels unter Umständen bei Weitem übersteigen. Trotz verhältnismäßig moderater Annahmen für Kulturausgaben und Zäune ergeben sich jährliche Verluste von bis zu 60 Euro/ha (Kalkulationszinssatz war 3 %).

Hohe Ausgaben für Zäune oder Kulturen, die aufgrund zu hoher Wilddichten notwendig werden, sind aus ökonomischer Sicht nicht akzeptabel. Eine grobe Vorstellung davon, welche Summen in Deutschland jährlich für Zaunbauten aufgewendet werden, erlaubt die folgende Kalkulation: Die Waldfläche in Deutschland beträgt nach den Ergebnissen der Bundeswaldinventur 11.075.798 ha. Bei einer angenommenen durchschnittlichen Umtriebszeit von 100 Jahren und einer gleichmäßigen Verteilung der Waldflächen auf die Altersklassen müssten jährlich rund 110.750 ha verjüngt werden, um eine nachhaltige Waldwirtschaft zu gewährleisten. Unterstellt man optimistisch, dass dies auf gut 70 % der Fläche auf natürlichem Weg geschieht, bleiben rund 30.000 ha, auf denen gesät bzw. gepflanzt werden muss. Bei einem aktuellen Bestand an gezäunten Flächen von 300.000 ha (BMVEL 2004) und einer geschätzten Standdauer von 10 Jahren erscheint eine jährlich neu zu zäunende Fläche von 30.000 ha durchaus plausibel. Hieraus ergibt sich bei konservativ geschätzten 3.000 Euro Zaunkosten/ha ein Jahresbetrag von rund 90 Mio. Euro, die in Deutschland jährlich allein für die Verhinderung von Wildschäden (vgl. Abb. 33) ausgegeben werden. Vermutlich ist die tatsächliche Summe weitaus höher. In jedem Fall handelt es sich um einen zweistelligen Millionenbetrag, der sich sofort einsparen ließe, wenn auf ganzer Fläche angepasste Wildstände sichergestellt würden. Tatsächlich konnte vor allem in vielen landeseigenen Wäldern, in denen die Jagd in den zurückliegenden Jahren deutlich intensiviert wurde, inzwischen auf Zaunneubauten verzichtet werden.



**Abb. 33.** In Deutschland werden jährlich mindestens 90 Mio. Euro für Wildschutzzäune ausgegeben (Foto: M. Scholz).

Nach der Auswertung der Betriebsergebnisse eines Beispielbetriebs über einen Zeitraum von 5 Jahren konnte W.-T. v. Trotha (in: Mühlhausen 2009) feststellen, dass der Saldo aus den Verlusten aus der Jagd durch einen Verzicht auf höhere Pachteinnahmen und der Ersparnis beim Waldumbau als Folge der Anhebung des Rehwildabschlusses auf durchschnittlich 11 Stk./100 ha/J 155 Euro pro ha und Jahr betrug. Jedes in den ersten 5 Jahren erlegte Reh führte zu einer Ersparnis von rund 1.500 Euro.

Auch aus Sicht der Holzindustrie können die Auswirkungen von Schutzmaßnahmen und teuren Kulturen sehr nachteilig sein. Neben den erhöhten direkten Ausgaben führen Schutzmaßnahmen oder, allgemeiner gesagt, teure Kulturen zu einem Aufschub der Verjüngung und damit zu einer Reduktion des Holzanfalls - und dies bei vielerorts erkennbaren Bemühungen, Holz zu „mobilisieren“. Der genannte aufschiebende Effekt teurer Kulturen ist ökonomisch sehr gut zu modellieren und intuitiv gut nachvollziehbar, denn je teurer die Wiederbegründung eines neuen Waldbestandes ist, desto weiter wird jeder Waldbesitzer eine solche Investition in die Zukunft verschieben (Moog und Borchert 2001).

Können die klimabedingt hervorgerufenen Kosten eventuell noch abgedeckt werden, resultiert aus den durch überhöhte Wildbestände notwendig werdenden zusätzlichen Ausgaben eine extrem unattraktive ökonomische Situation der Forstbetriebe. Diese angespannte Situation der Waldbesitzer wird durch vermehrte Bewirtschaftungsrestriktionen (z. B. Forderungen nach Waldreservaten, Totholz, sehr hohen Vorratshaltungen) noch weiter verschärft.



## 5 Inventurergebnisse zum Ausmaß von Wildverbiss

Die bei Verbiss- und Verjüngungsinventuren unterschiedlicher Intensität festgestellten Schäden durch Wildverbiss befinden sich seit Jahren auf unverändert hohem Niveau. Selbst auf gezäunten Flächen wurden zum Teil massive Schäden festgestellt.

Die Bundeswaldinventur dokumentierte zudem erhebliche Unterschiede in der Verbisshäufigkeit zwischen den Bundesländern. In einzelnen Bundesländern deutet sich lediglich in den Regiejagden eine Verbesserung der Verbissituation an.

### 5.1 Allgemeines

Eine Aussage über den Einfluss von Schalenwild auf unsere Wälder setzt Informationen zum Zustand der Vegetation, insbesondere zum Einfluss von Wild auf die Waldverjüngung, der Entwicklung im Laufe der Zeit und über die Zusammenhänge zwischen den vom Schalenwild ausgehenden Wirkungen und dem Vegetationszustand voraus. Es existiert bereits eine Reihe von Inventurverfahren, die eine Gewinnung solcher Informationen zumindest teilweise ermöglichen. Einen guten Überblick über die bis vor rund 13 Jahren existierenden Verfahren gibt Prien (1997), eine neuere Darstellung bietet Lödige (2010). Insgesamt hat es in den letzten Jahren nur verhältnismäßig wenige Neuerungen im Bereich der Inventuren zum Wildeinfluss auf die Waldvegetation gegeben. Lediglich im Bereich der Schadensbewertung wurden einige neuere Gedanken geäußert (Moog und Schaller 2002, Oesten und Wurz 2002, Burghardt und Suchant o. J.). Zudem hat Kennel (2000) auf die Notwendigkeit einer dynamischen Betrachtung von Wildverbiss hingewiesen. Darüber hinaus legte Moog (2008) eine Monographie zur Wildschadensbewertung vor, in der bestehende Verfahren einer Kritik unterzogen werden.

Natürlich ist das Schalenwild selbst wichtiger und natürlicher Bestandteil unserer Wälder und somit von vorneherein als unverzichtbar für unsere Ökosysteme zu sehen. Probleme ergeben sich aber, wenn die Schalenwildichten durch eine falsch verstandene Hege unnatürlich hoch werden. Dann nehmen die negativen Wirkungen des Schalenwildes, insbesondere Verbiss, Fegen und

Schlagen sowie Schälten ein für die Waldentwicklung und Waldbewirtschaftung abträgliches Maß an; ein Umstand, auf den weiter oben bereits ausführlich eingegangen wurde.

Zunächst erhebt sich die Frage, wie man den Einfluss von Schalenwild auf den Wald messen kann. Häufig werden zu diesem Zweck die vom Wildeinfluss betroffenen Pflanzen (also die verbissenen, verfogten oder geschälten) gezählt. Setzt man die verbissenen, verfogten oder geschälten Bäumchen ins Verhältnis zu den insgesamt anzutreffenden und potenziell gefährdeten Pflanzen, entsteht ein aussagekräftiger Indikator für die Intensität des Schalenwildeinflusses. Laut Rüegg und Nigg (2003) qualifizieren sowohl die enge Korrelation mit Mortalität und Höhenwachstum als auch die leichte Erfassbarkeit das Verbissprozent als besonders geeigneten Indikator zur Einschätzung von Verbißwirkungen. Wenngleich gelegentlich kritisiert (Burghardt und Suchant o. J., Moog 2006), hat sich dieser Indikator zur Ableitung der Intensität des Schalenwildeinflusses dennoch bewährt und in vielen Bereichen durchgesetzt (vgl. Rüegg und Nigg 2003, Knoke et al. 2007). Im Folgenden sollen nun exemplarisch einige Inventuren mit Ergebnissen zum Schalenwildeinfluss auf die Waldvegetation dargestellt werden, um einen Überblick über die verfügbaren Informationsgrundlagen zu gewinnen.

## 5.2 Bundeswaldinventur

In der Ergebnispräsentation der Bundeswaldinventur spielen Daten zu Verbiß und Schälte praktisch keine Rolle (BMVEL 2004, [www.bundeswaldinventur.de](http://www.bundeswaldinventur.de)). Die Darstellung ist zudem etwas verwirrend. Bei der Erhebung waren viele Kompromisse notwendig (Polley 2005). Insgesamt wurde Verbiß nur an 247.568 Probebäumchen in einem Höhenrahmen von 20 bis 130 cm erfasst, die rund 61 Milliarden Bäumchen der Grundgesamtheit repräsentieren. Ein einziges Bäumchen steht damit für etwa 245.000 Bäumchen in der Grundgesamtheit. In die Erfassung der Schälte gingen 375.000 Probebäume ab 7 cm BHD ein. Die Erhebungsintensität ist damit eher gering. Allein im Bundesland Bayern werden alle drei Jahre mehr als viermal so viele Verjüngungsbäumchen erfasst wie für die Bundeswaldinventur (Bay. Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 2009).

Insgesamt ergab sich im Rahmen der Bundeswaldinventur ein Anteil verbissener Bäumchen von 18 % (Polley 2005). In den alten Bundesländern hat die absolute Zahl der verbissenen Pflanzen um 30 % zugenommen, während der Anteil verbissener Pflanzen um 8 Prozentpunkte abnahm. Dies ist durch eine enorme Zunahme der Bäumchen im Höhenrahmen zwischen 20 und 130 cm von 26 auf 49 Milliarden (alte Bundesländer) zu erklären, eine Zunahme, die sich aus

dem Vergleich der Zahlen von BWI<sup>2</sup> und BWI<sup>1</sup> ergibt. Hierin spiegelt sich zum einen die enorme Anstrengung der Waldbesitzer wider, ihre Wälder zielgerichtet voranzuverjüngen und umzugestalten. Die Zunahme beruht aber auch auf den für eine natürliche Verjüngung günstigeren Verhältnissen (verbesselter Bodenzustand, hohe Fruktifikationshäufigkeit, aufgelichtete Bestände). Insgesamt sind 300.000 ha des deutschen Waldes (2,6 %) zum Schutz vor Wildschäden eingezäunt (BMVEL 2004). Die Verbisschäden an Laubbäumen sind höher als an Nadelbäumen. In den neuen Bundesländern finden sich generell höher Anteile an verbissenen Pflanzen. Die Verbissbelastung liegt im Landeswald mit durchschnittlich 15,2 % am niedrigsten, gefolgt vom Privatwald (17,6 %), Körperschaftswald (22,2 %) und Bundeswald (24,7 %). Das Schlusslicht bildete der zum Zeitpunkt der letzten Bundeswaldinventur noch in größerem Umfang existierende Treuhandwald mit 30,9 %.

Reif et al. (2005) haben Erhebungsmethoden und Ergebnisse der BWI<sup>2</sup> einer genaueren Analyse unterzogen. Sie führen Zahlen zum Verbissgeschehen auf, die man sich auch in der offiziellen Ergebnisdarstellung der BWI wünschen würde (Tab. 4). Zunächst wird einmal mehr klar, welche Baumarten unter den herrschenden Verhältnissen die „Gewinner“ und welche die „Verlierer“ sind. Während insgesamt 4,1 % aller gefährdeten Nadelbäumchen ohne Schutz verbissen werden, fällt der Anteil verbissener Pflanzen beim Laubholz 6-mal höher aus. Das Wild konzentriert sich also auf Laubholz (aber auch auf Douglasie und Tanne), während die Fichte gemieden wird. In Mischverjüngungen führt dies zu den schon erwähnten, wissenschaftlich auch international gut dokumentierten Homogenisierungseffekten (Horsley et al. 2003, Tremblay et al. 2007), welche in Deutschland oft auf wenig gestufte Fichtenverjüngungen hinauslaufen, was z. B. Ammer (1996a) für den Bergmischwald aufgezeigt hat.

**Tab. 4.** Anteil verbissener Pflanzen mit und ohne Schutz (nach Reif et al. 2005).

Baumart	Anteil verbissener Pflanzen (%)	
	Ohne Schutz	Mit Schutz
Douglasie	26,5	5,4
Tanne	15,4	16,5
Lärche	10,5	0
Fichte	2,8	0,7
<i>Alle Nadelbäume</i>	<i>4,1</i>	<i>3,1</i>
Eiche	24,2	23,1
Laubholz mit hoher Lebensdauer	32,4	22,5
Buche	10,7	9,7
Laubholz mit niedriger Lebensdauer	27,0	9,8
<i>Alle Laubbäume</i>	<i>24,0</i>	<i>14,1</i>

Geben die Daten für ungeschützte Verjüngungsflächen schon keinen Anlass, sich entspannt zurückzulehnen, so fallen die Zahlen für geschützte Flächen geradezu erschreckend aus. Würde man annehmen, dass es eigentlich gelingen sollte, den Verbiss durch Zäune auszuschließen, wird man durch die von Reif et al. (2005) dargestellten Zahlen eines Besseren belehrt. So wird beispielsweise die geschützte Eiche fast mit einer ebenso hohen Wahrscheinlichkeit verbissen wie die ungeschützte. Für die Tanne liegt die Wahrscheinlichkeit, verbissen zu werden, sogar höher, wenn Schutzmaßnahmen getroffen wurden. Neben den weiter oben genannten betriebswirtschaftlich fatalen Konsequenzen der Zäune stellen diese Befunde auch die Wirksamkeit von Schutzmaßnahmen sehr in Frage. Allein die Tatsache, dass überhaupt Verbiss hinter Zäunen auftritt, ist inakzeptabel und führt zu der Folgerung, dass Schutzmaßnahmen weder aus Sicht der verursachten Kosten noch aus Sicht ihrer Wirksamkeit ein Mittel zur Lösung des Wald-Wild-Konflikts sein können. Gegen die Subventionierung von Wildzäunen in Wäldern sprechen auch die Ergebnisse einer Studie, die Stadermann (2009) vorlegte. Er analysierte 43 zufällig ausgewählte Zaunflächen im Forstamt Leinefelde (Thüringen). Dabei erwiesen sich 56 % aller Zäune im Privat- und Kommunalwald und 13 % der Zäune im Staatswald als undicht. Die darin befindlichen Verjüngungspflanzen wiesen zum Teil erhebliche Verbisschäden auf.

Schließlich konstatieren Reif et al. (2005) auffallend hohe Anteile verbissener Pflanzen für die neuen Bundesländer Mecklenburg-Vorpommern (37,1 %), Sachsen Anhalt (29,7 %), Brandenburg (25,6 %), aber auch für Schleswig-Holstein (29,4 %) und Rheinland-Pfalz (23,1 %) (vgl. auch BMVEL 2005).

### 5.3 Vegetationsgutachten in Bayern und Rheinland-Pfalz

Auch innerhalb der einzelnen Bundesländer werden sogenannte Verbiss- oder Vegetationsgutachten angefertigt. Im Folgenden soll exemplarisch auf einige Ergebnisse dieser Erhebungen eingegangen werden, wobei mit Bayern und Rheinland-Pfalz zwei Bundesländer gewählt wurden, für die besonders lange Zeitreihen vorliegen.

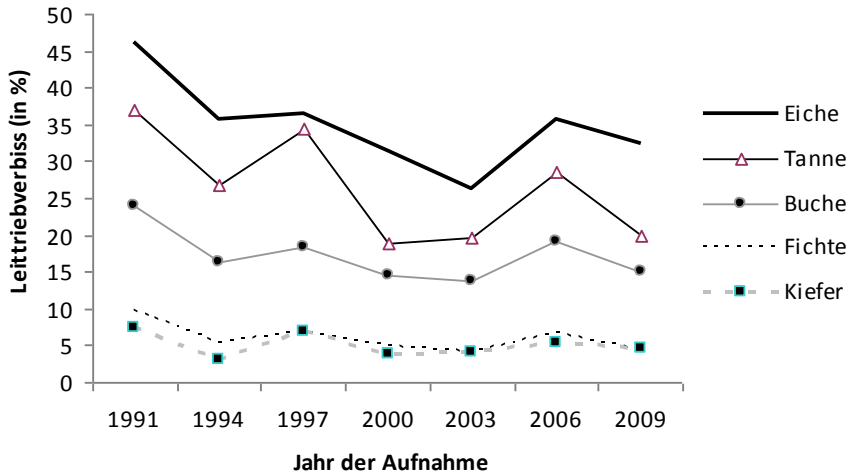
#### Bayern

Die umfangreichsten Daten zur Verbissbelastung werden in Bayern erhoben (Abb. 34), wo alle drei Jahre basierend auf einer nach statistischen Gesichtspunkten erhobenen Datengrundlage forstliche Gutachten zur Situation der Waldverjüngung für alle Eigentumsarten angefertigt werden (Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 2009). Hier wurden allein im Jahre 2009 auf 21.540 Verjüngungsflächen rund 2 Millionen Pflanzen erfasst. Mit der seit 1986 durchgeführten Erhebung kommt man in Bayern einer gesetz-

lichen Verpflichtung nach. Vor dem Hintergrund der Bedeutung einer erfolgreichen Regeneration des Waldes hat der Gesetzgeber in Bayern an mehreren Stellen verankert, dass der Zustand der Waldverjüngung zu beurteilen ist. Zum einen geht dies aus Art. 28 Abs. 2 Ziffer 10 BayWaldG hervor. Demnach ist es Aufgabe der Forstbehörden, die Situation der Waldverjüngung in regelmäßigen Abständen zu erheben. Das Ergebnis dieser Beurteilung kann Einfluss auf die Bejagung haben. Denn Zweck des BayJG ist es unter anderem, „Beeinträchtigungen einer ordnungsgemäßen land-, forst- und fischereiwirtschaftlichen Nutzung durch das Wild möglichst zu vermeiden, insbesondere soll die Bejagung die natürliche Verjüngung der standortgemäßen Baumarten im Wesentlichen ohne Schutzmaßnahmen ermöglichen“ (Art. 1 Abs. 2 Ziffer 3 BayJG). Dieser Grundsatz fließt mit Art 32 Abs. 1 BayJG ganz konkret in die Regelung der Bejagung ein: „Bei der Abschussplanung ist ... vorrangig der Zustand der Vegetation, insbesondere der Waldverjüngung zu berücksichtigen. Den zuständigen Forstbehörden ist vorher Gelegenheit zu geben, sich auf der Grundlage eines Forstlichen Gutachtens über eingetretene Wildschäden an forstlich genutzten Grundstücken zu äußern und ihre Auffassung zur Situation der Waldverjüngung darzulegen.“

Durch das Inventurverfahren sollen objektive Zahlengrundlagen zur Beurteilung der Verbissituation bereitgestellt werden, die mit vertretbarem Aufwand zu gewinnen sind. Dazu werden je Hegegemeinschaft mindestens 30 Verjüngungsflächen ausgewählt, um dort die Anzahl verbissener (Leittriebverbiss) und unverbissener Pflanzen in fünf Probekreisen aufzunehmen, die einer Linie (mindestens 40, maximal 100 m) entlang aufgereiht werden. Je Probekreis werden 15 Pflanzen erfasst, also je Verjüngungsfläche 75. Die Größe der Probekreise richtet sich nach dem Abstand der 15. Pflanze zum Mittelpunkt des Probekreises. Die Auswahl der Verjüngungsflächen erfolgt mithilfe eines Gitternetzes und einer Karte (Maßstab 1:25000). Der Abstand der Kreuzungspunkte beträgt 1,25 km. Jeweils die einem Kreuzungspunkt am nächsten gelegene Verjüngungsfläche wird ausgewählt. Bei mehr als 40 zur Auswahl von Verjüngungsflächen in Frage kommenden Kreuzungspunkten werden lediglich 40 Verjüngungsflächen nach einem objektiven (systematischen) Verfahren ausgewählt.

In der Zeitreihe zeigt sich seit 1991 zunächst ein (schwacher) Trend zu tendenziell sinkendem Leittriebverbiss, der allerdings zum Jahre 2006 hin wieder deutlich anstieg (Abb. 34). Durch den Anstieg der Verbissprozentage im Jahre 2006 wird der ohnehin schwache Trend zu einem Rückgang der Verbissbelastung kompensiert, indem das relativ hohe Niveau des Jahres 1994 wieder erreicht bzw. noch übertroffen wird. Auch die aktuellen Ergebnisse aus dem Jahre 2009 zeigen keine wirkliche Trendwende hin zu deutlich niedrigeren Verbissbelastungen.



**Abb. 34.** Zeitreihe zur Entwicklung des Leittriebverbisses in Bayern (Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 2009). Die besonders stark fluktuierenden Kurven von Eiche und Tanne deuten auf größere statistische Unsicherheiten hin. Diese Unsicherheiten werden demnächst nach einem von Hothorn et al. (2008) veröffentlichten statistischen Verfahren zusammen mit den Ergebnissen ausgewiesen

### Rheinland-Pfalz

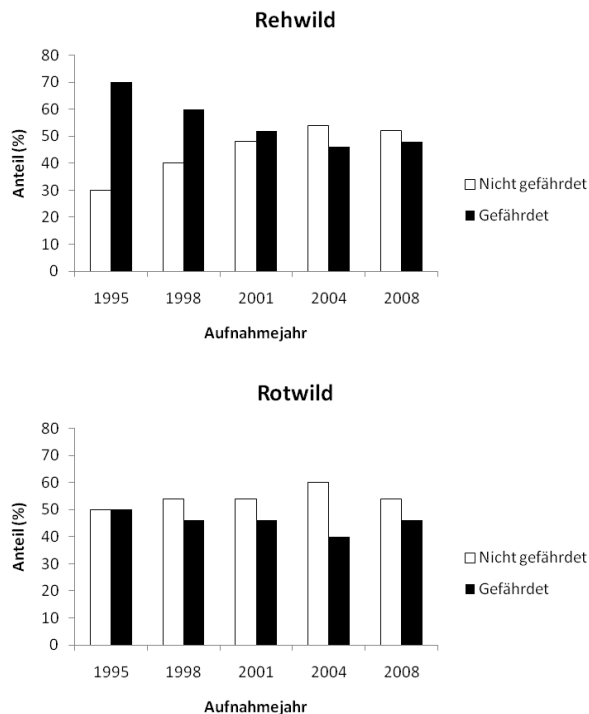
Ähnlich wie in Bayern werden auch in Rheinland-Pfalz im dreijährigen Turnus Erhebungen zur Verbiss- und Schälbelastung in staatlichen Eigenjagdbezirken und gemeinschaftlichen Jagdbezirken durchgeführt (Jochum und Asam 2009). Anders als in Bayern werden hier auch die Schälchäden mit erfasst. Erhebungen werden in Beständen durchgeführt, die zuvor als verbiss- oder schälgefährdet eingestuft wurden. Mithilfe eines Rasters (500 x 500 m) werden geeignete Verjüngungsflächen aufgesucht, in denen entlang einer Taxationslinie 40 (mindestens 32) Pflanzen zur Verbissansprache ausgewählt werden. Anhand von kritischen Schwellenwerten (Kriterium ist der Anteil verbissener Pflanzen, vgl. Tab. 5) wird beurteilt, ob das waldbauliche Ziel für eine konkrete Verjüngungsfläche gefährdet ist oder nicht. In durch Schälen gefährdeten Beständen werden an sieben Aufnahmepunkten entlang einer Taxationslinie insgesamt 70 Bäume beurteilt.

Im Jahre 2008 wurden in 2.029 Jagdbezirken Gutachten zur Verbiss- und Schälssituation erstellt. Während beim Rotwild kein Trend zur Verminderung der Gefährdungssituation zu erkennen ist – der Anteil gefährdeter Flächen stagniert auf einem extrem hohen Niveau – zeigt sich zumindest beim Rehwild seit 1995 eine tendenzielle Verminderung der Gefährdung.

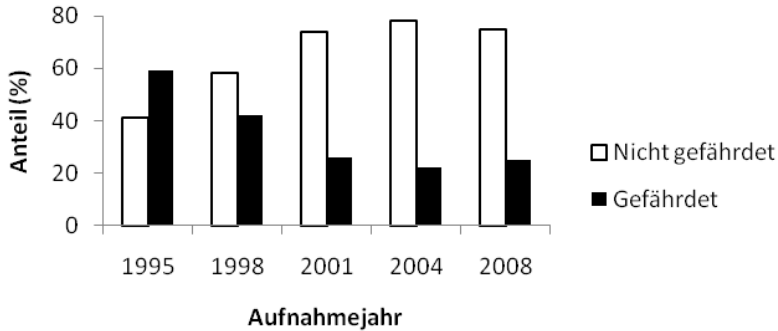
**Tab. 5.** Schwellenwerte zur Einwertung des Gefährdungsgrades der waldbaulichen Zielsetzung in Rheinland-Pfalz (Jochum und Asam 2009).

Gefährdungsgrad	Verbissprozente für		Schälprozente für Laub- und Nadel- baumarten
	Nadelbaumarten (außer Tanne)	Laubbaumarten und Tanne	
Nicht gefährdet	0-20 %	0-15 %	≤ 2 %
Gefährdet	>20-40 %	> 15-25 %	> 2-3 %
Erheblich gefährdet	> 40 %	> 25 %	> 3 %

Aber auch dieser positive Trend scheint gestoppt: Der Anteil der Flächen, auf denen das waldbauliche Ziel durch Verbiss gefährdet ist, hat sich auf einem Niveau von 50 % eingependelt (Abb. 35). Dies kann kaum als ein akzeptables Ergebnis gewertet werden.



**Abb. 35.** Entwicklung des Anteils der Verjüngungs- oder Waldflächen in Rheinland-Pfalz, auf denen das waldbauliche Ziel durch Rehwildverbiss oder Rotwildschäl gefährdet ist (Jochum und Asam 2009).



**Abb. 36.** Entwicklung des Anteils der Verjüngungsflächen in nicht verpachteten, staatlichen Eigenjagden in Rheinland-Pfalz, auf denen das waldbauliche Ziel durch Rehwildverbiss gefährdet ist (Jochum und Asam 2009).

Einen interessanten Einblick gewährt die gesonderte Betrachtung der nicht verpachteten staatlichen Eigenjagdreviere (Abb. 36). Hier lag der Anteil der gefährdeten Flächen im Jahre 1995 noch auf ähnlichem Niveau wie der Durchschnittswert für ganz Rheinland-Pfalz. Bis zum Jahre 2008 konnte der Anteil von Verjüngungsflächen, auf denen das waldbauliche Ziel gefährdet ist, jedoch drastisch auf einen Wert zwischen 20 und 25 % gesenkt werden. Dieser Wert erscheint immer noch hoch, er macht aber nur rund die Hälfte des Wertes aus, der sich im Durchschnitt für Rheinland-Pfalz ergibt. Dies zeigt, dass eine Verbesserung der Situation durch das Ergreifen geeigneter jagdlicher Maßnahmen durchaus möglich wäre. Anschauliche Beispiele dafür finden sich im Übrigen auch in seit langem unter den ökonomischen Zwängen der Erwerbsforstwirtschaft konsequent bewirtschafteten Privatwäldern, wie jenen der Freiherr von Rotenhan'schen oder der Gräflin Hatzfeldt'schen Forstverwaltungen.

## 5.4 Sonderinventuren

In Österreich berichtete das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2006) über Wildschäden. Sowohl im Wirtschafts- als auch im Schutzwald war lediglich in gut 30 % der Waldgebiete ein Gleichgewicht zwischen Wald und Wild (bzw. Weidevieh) gemeldet worden. Von einem Gleichgewicht wurde dann ausgegangen, wenn die Verjüngung aller waldbaulich erforderlichen Baumarten ohne Schutzmaßnahmen möglich ist. Im Wirtschafts-



wald war in fast der Hälfte der Waldgebiete der Verbissdruck so groß, dass ohne Schutzmaßnahmen die erforderliche Bestandesbeimischung durch selektiven Verbiss total verlorengehen wird. Auf 36 % der Verjüngungsfläche wurden Schutzmaßnahmen ergriffen.

Auch die Ergebnisse der Österreichischen Waldinventur 2000/2002 zeichnen ein klares Bild zum Wildverbiss. Der Anteil der Jungwaldfläche mit Wildeinfluss hat von der Inventur 1992/1996 bis zur Inventur 2000/2002 um 6 Prozentpunkte zugenommen (von 85 auf 91 %). Für die Beurteilung des Wildeinflusses ist in Österreich die vorhandene Stammzahl entscheidend. Von den Flächen mit ausreichender Stammzahl waren 36 % als durch Schalenwild geschädigt einzustufen. Bei dieser Betrachtung wurden allerdings die Zielbaumarten ignoriert. Werden alle Flächen (auch die mit nicht ausreichender Stammzahl) unter Berücksichtigung der angestrebten Zielbaumarten einbezogen, so sind 73 % des verjüngungsnotwendigen Waldes als geschädigt einzustufen, zeigen also einen untragbarem Wildeinfluss (für die Inventur 1992/1996 waren es sogar 78 %).

## 5.5 Einschätzungen aus Sicht des Naturschutzes

In einer im Abschnitt 5.2 erwähnten, vom Bundesamt für Naturschutz in Auftrag gegebenen Studie haben Reif et al. (2005) Erhebungsmethoden und Ergebnisse der BWI<sup>2</sup> kritisch beleuchtet. Im Hinblick auf das Erhebungsmerkmal Wildverbiss wird deutlich, dass die Ergebnisse der BWI<sup>2</sup> zum Wildverbiss großräumige Trends aufzeigen. Wir hatten schon festgestellt (Abschnitt 5.2), dass die Erhebungintensität zum Wildverbiss relativ gering ausfällt. Darüber hinaus leiten Reif et al. (2005) aus den Daten der BWI<sup>2</sup> ab, dass 25 % der zur Verjüngung anstehenden Fläche gezäunt werden müssen. Die Autoren sehen dringenden Handlungsbedarf, den gesetzlich fixierten Grundsatz „Wald vor Wild“ auch tatsächlich in die Praxis umzusetzen.



## 6 Vergleich der aktuellen Situation mit den gesetzlichen Vorgaben (Ist-Soll-Vergleich)

In der Rechtspraxis kommt es weiterhin zu einem Auseinanderklaffen des gesetzlichen und somit gesellschaftlich erwünschten und des tatsächlichen Zustands der Waldverjüngung. Zum Einen könnte dies in einer in ihren vollzugssteuernden Teilen inhomogenen Gesetzeslage begründet sein. Zum Anderen könnte es aber auch sein, dass der Gesetzesvollzug aus sich heraus fehlerhaft ist, weil die maßgeblichen Akteure die Gesetze – gewollt oder ungewollt – in ungenügender Weise vollziehen. Folgende Punkte widersprechen in Ansätzen oder gänzlich den gesellschaftlichen Zielen: Hegepflicht mit Wildtierfütterung statt angemessene Schalenwildlichten, ineffektive Bejagungsmethoden, Abschussplanung nicht an Schäden sowie den Vorgaben des Wald- und Naturschutzrechts orientiert, Abschussplanung ohne Kontrolle und ohne Sanktionierung bei Nichterfüllung, Wildschadenersatz im Wald zwar möglich, jedoch ohne konkrete Vorgaben zur Bewertung, volkswirtschaftliche Schäden bleiben unberücksichtigt. Ein wesentliches Ziel der Forstverwaltungen sollte es daher sein, Fallbeispiele zu schaffen und anzuwenden, aus denen für alle Beteiligten klar wird, was passiert, wenn Vorgaben nicht erfüllt werden. Ansätze dazu sind in einigen Bundesländern vorhanden, eine bundesweite Vereinheitlichung wäre wünschenswert.

Die Zahlen aus den Inventuren zur Verbissbelastung der Waldvegetation sprechen für sich. Die Situation hat sich kaum entspannt und von einer Umsetzung des Grundsatzes „Wald vor Wild“ ist man noch weit entfernt. Hieraus leitet sich der dringende Bedarf nach Ansätzen zur Konfliktlösung ab. Im Abschnitt 7 werden hierzu Anregungen gegeben. An dieser Stelle ist es wichtig, darauf hinzuweisen, dass es eine objektive Grenze einer tolerierbaren Verbissbelastung nicht geben kann, denn diese hängt zunächst einmal von den Zielen des Waldbesitzers ab. So ist für einen Waldeigentümer, der seine Bestände mit verbissgefährdeten Baumarten anreichert, eine andere Verbissbelastung kritisch als für den Besitzer eines Fichtenreinbestandes, der auf diese Baumart auch in der nächsten Generation setzt, oder für den, dem die forstliche Nutzung im Vergleich zur jagdlichen zweitrangig ist. Problematisch wird die Situation dann, wenn beide Waldbesitzer in einer Gemeinschaftsjagd zusammengeschlossen sind und ihr Jagdrecht gemeinsam verpachten müssen. Für die Regelungen in der Praxis ergibt sich daraus die Notwendigkeit, die Wildbewirtschaftung so zu regeln, dass für *jeden*

Waldbesitzer das Erreichen seiner waldbaulichen Ziele möglich ist. Dies ist im Konflikt, d. h., wenn die Jagdgenossen in einem Gemeinschaftsjagdbezirk keine einvernehmliche Lösung finden, derzeit allenfalls auf dem Klageweg möglich<sup>10</sup>.

Im Kapitel 3 wurde zudem gezeigt, dass die in den Wald- und Naturschutzgesetzen (einschließlich des Umweltschadensrechts) niedergelegten Allgemeinwohlbelange als gesellschaftliche Ziele anzusehen sind, die aufgrund ihrer Stellung und ihres Wortlauts einen grundsätzlichen Vorrang der dort genannten Ziele gegenüber weniger weitreichenden oder ggf. sogar konfligierenden Zielen der Jagdgesetze festlegen. Wenn in diesem Kontext von gesellschaftlichen Zielen gesprochen wird, ist es wichtig zu wissen, dass insoweit eine gesetzliche Festlegung besteht, sodass diese gesellschaftlichen Ziele normativen und nicht nur rechtspolitischen Charakter besitzen. Letzteres würde ihre Wertigkeit deutlich herabsetzen, da es sich dann lediglich um Ziele handeln würde, die ein bestimmter Kreis von Personen oder Interessengruppen für sich als bedeutsam oder vorrangig definieren würde, die aber keine Verankerung in gesetzlicher Form hätten. Derartige Ziele wären, wollte man ihnen den Status als gesellschaftliche Ziele zuerkennen, illegitim und hätten tatsächlich nur den Charakter des von Lobbygruppen Gewünschten.

Wenn es in der Rechtspraxis dennoch zu einem Auseinanderklaffen des gesetzlich und somit gesellschaftlich Erwünschten und des tatsächlichen Zustandes kommt, wie es die ökologischen und ökonomischen Ausführungen in den vorhergehenden Abschnitten nahe legen, dann kann dies in rechtlicher Hinsicht auf zwei Ursachen zurückzuführen sein: Zum einen könnte dies in einer in ihren vollzugssteuernden Teilen abweichenden oder zumindest auslegungsbedürftigen, jedenfalls aber inhomogenen Gesetzeslage begründet sein. Zum anderen könnte es aber auch sein, dass der Gesetzesvollzug aus sich heraus fehlerhaft ist, weil die maßgeblichen Akteure die Gesetze – gewollt oder ungewollt – in ungenügender Weise vollziehen. Beide Erklärungsansätze werden mit hoher Wahrscheinlichkeit nebeneinander gültig sein, da auslegungsbedürftige und/oder inhomogene Rechtslage sowie fehlerhafte Rechtsanwendung in der Praxis häufig Hand in Hand gehen oder so aufeinander aufbauen, dass in der Konsequenz Ergebnisse zu gewärtigen sind, die mit den gesetzlich vorgegebenen gesellschaftlichen Zielen nicht in Einklang zu bringen sind.

Für die im Kapitel 7 zu entwickelnden rechtlichen Lösungsvorschläge sollen die folgenden Konfliktpunkte als Bezugspunkte benannt werden:

- Angesichts der wald- und naturschutzrechtlichen Zielvorgaben besitzt die Begründung und Entwicklung (Waldumbau) eines naturnahen Waldes aus standortheimischen Baumarten höchste gesellschaftliche Priorität. Diese

---

<sup>10</sup> Das Bundesverwaltungsgericht hat im Urteil vom 30.03.1995 (Az. 3 C 8.94) zu § 21 Abs. 1

BJagdG festgestellt, dass in einem gemeinschaftlichen Jagdbezirk nicht nur die Jagdgenossenschaft, sondern jeder einzelne Jagdgenosse, d. h. jeder Waldeigentümer, auf Erhöhung der Abschusszahlen klagen kann (siehe dazu auch Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft 2009).

Priorität findet in den jagdgesetzlichen Zielen nur im Ansatz Unterstützung, da hier im Grundsatz nur eine Berücksichtigungspflicht bzgl. der berechtigten Ansprüche der Forstwirtschaft bzw. der landeskulturellen und naturschutzbezogenen Ziele vorgegeben wird. Im vollzugsorientierten Teil der Jagdgesetze kehrt sich diese Priorität häufig sogar in ihr Gegenteil um, indem dort widersprüchliche, jedenfalls aber die Umsetzung dieses prioritären Ziels hinderliche Regelungen enthalten sind, z. B. zur Wildfütterung, die in einigen Landesjagdgesetzen sogar als verpflichtend normiert wird, oder zu den Jagdtechniken, die eine effektive Bejagung des Schalenwildes nicht immer zulassen.

- Zur Gewährleistung einer gesellschaftlich gewünschten Schalenwildbewirtschaftung schreibt das Jagdrecht deren Steuerung durch eine Abschussplanung vor. Die Abschussplanung soll dabei den Zielvorgaben des Jagdrechts und der weiteren wald- und naturschutzgesetzlichen Ziele entsprechen und sieht hierfür ein bestimmtes Verfahren und – in diesem Rahmen – die Berücksichtigung materieller rechtlicher Anforderungen vor. Dabei gehen die Jagdgesetze zunächst von einem grundsätzlichen Interessengleichklang aus, während der Bedeutung des Waldzustandes bzw. des Zustandes der Waldverjüngung erst in einem zweiten Schritt eine besonders wichtige Bedeutung beigemessen wird. Die jagdgesetzlichen Vorgaben zur Abschussplanung greifen damit die im Wald- und Naturschutzrecht festgelegten Vorrangziele nur zögerlich auf und integrieren diese damit nicht in befriedigender Weise in das jagdrechtliche Prüfungsschema. Dies hat zur Folge, dass die Abschussplanung in der Vollzugspraxis häufig zuerst an jagdlichen Nutzungsinteressen ausgerichtet ist, was den sonstigen gesetzlichen Anforderungen in der Zusammenschau nicht gerecht wird.
- Obwohl die Wald- und Naturschutzgesetze ein hierarchisch gestaffeltes Instrumentarium zur Umsetzung ihrer Ziele bereithalten, werden diese Vorgaben von der Jagdgesetzgebung für die Abschussplanung nur teilweise oder gar nicht aufgegriffen, wie oben dargelegt. So gelten in den Schutzgebieten des Waldrechts (z. B. in Schutzwäldern) und des Naturschutzrechts (z. B. in Naturschutzgebieten oder in FFH-Gebieten) strikte fachgesetzliche Ziele und Bewirtschaftungsvorgaben, die einen Vorrang der zu ihrer Umsetzung erforderlichen Maßnahmen festlegen (z. B. Veränderungsverbot, Verschlechterungsverbot, Bewahrung des Gebietscharakters, Verbot erheblicher Beeinträchtigungen von Lebensräumen und Habitaten). Eine Verknüpfung mit diesen je nach Situation unterschiedlichen fachgesetzlichen Notwendigkeiten des Wald- und Naturschutzrechts sieht das Jagdrecht für die Abschussplanung dennoch nicht explizit vor, vielmehr gelten hier – unabhängig von der konkreten wald- und naturschutzgesetzlichen Wertigkeit der Flächen – stets dieselben

jagdlichen Kriterien zur Lösung der Schalenwildfrage. Der Jagdgesetzgeber hat es bislang versäumt, eine ausdrückliche Harmonisierung mit den Vorgaben des Wald- und Naturschutzrechts herbeizuführen, womit das Steuerungsinstrument der Abschussplanung von der gesetzlichen Ausgestaltung her tendenziell lückenhaft bleibt.

- Mit den beschriebenen materiellrechtlichen Mängeln der Abschussplanung geht deren objektiv unzureichende verfahrensrechtliche Ausgestaltung in den Jagdgesetzen der Länder bzw. deren untergesetzlichen und verwaltungsinternen Ausführungsvorschriften einher. So ist die Abschussplanung regelhaft von den Jagdausübungsberechtigten selbst auszuarbeiten, während die Jagdbehörden nur ein nachvollziehendes Informations- und Prüfungsrecht haben. Weiterhin zeigen Vergleiche der Planungen selbst direkt benachbarter Jagdbezirke mit identischen oder zumindest ähnlichen Vegetationsstrukturen (z. B. reine Waldreviere), dass die Abschusszahlen für Rehwild in unterschiedlicher Höhe festgesetzt werden. Daraus lässt sich ersehen, dass die Höhe des Abschusses in der Verwaltungspraxis überwiegend nach der Interessenlage des jeweiligen Jagdausübungsberechtigten, nicht aber nach den gesetzlich vorgegebenen gesellschaftlichen Zielen festgelegt wird. Die hier je nach Revierstandort unterschiedlichen jagdlichen, wald- und naturschutzrechtlichen Zielsetzungen bleiben im Verwaltungsvollzug der Abschussplanung damit weitgehend unberücksichtigt, womit dieser Vollzug häufig *contra legem* ist.
- Ein weiteres Praxisproblem stellt die unzureichende Kontrolle der Abschussplanung und Sanktionierung bei Nichterfüllung dar. Die Jagdausübungsberechtigten sind gehalten, ihre Schalenwildabschüsse anzuzeigen, wobei häufig offen bleibt, ob die angegebenen Abschüsse tatsächlich vorgenommen worden sind (sog. „Postkartenabschüsse“). Der körperliche Nachweis wird i.d.R. nachträglich im Rahmen von Trophäenschauen und dort nur für männliches Wild erbracht. Das Manko dieses unvollständigen Nachweises der Erfüllung der Abschussplanung liegt darin, dass hiermit keine sichere Evaluation durchgeführt werden kann. Unabhängig davon wird damit bestenfalls die behördliche Überprüfung der Frage, ob die Vorgaben des Abschussplans tatsächlich eingehalten worden sind, ermöglicht. Über den in diesem Rahmen vorrangig zu betrachtenden Zustand der Waldvegetation und seine Entwicklung finden sich demgegenüber keine Aussagen. Die derzeit übliche Kontrolle der Abschussplanung wird damit den gesetzlichen Anforderungen nicht vollständig gerecht.
- Die jagdgesetzlichen Regelungen zur Wildschadensverhütung und zum Wildschadensersatz sind in ihrer Gesamttendenz zu stark auf den Ersatz von Wildschäden ausgerichtet, womit die in den Wald- und Naturschutzgesetzen festgelegten gesellschaftlichen Ziele des Vorrangs waldbaulicher Interessen und der Sicherung von Biodiversität nicht erreicht werden

können. So gestattet es das Jagdrecht zwar den Grundeigentümern und Jagdäusübungsberechtigten, das Wild zum Schutz der Waldverjüngung durch geeignete Maßnahmen fernzuhalten, jedoch handelt es sich hierbei nur um eine in das Ermessen der Betroffenen gestellte Zuständigkeitsregelung, die nach dem Sinn und Zweck der Gesetze von den Behörden nicht oder nur im Ausnahmefall zwangsweise durchgesetzt werden kann. Da die Wildschadensverhütung zwangsläufig keinen Einfluss auf die Größe der Wildtierpopulation nehmen kann, setzt dieses Instrument zudem an falscher Stelle an.

- Die Regelungen zum Wildschadensersatz ermöglichen den Geschädigten zwar eine im Vergleich zum allgemeinen Schadensersatzrecht (§§ 823 ff. BGB) erleichterte Durchsetzbarkeit ihrer Ersatzansprüche, jedoch zeigt es sich in der Rechtspraxis immer wieder als bedeutender Nachteil, dass das Gesetz keine konkreten Vorgaben zur Bewertung von Vegetationsschäden und zur sachgerechten Bezifferung des daraus resultierenden Schadensersatzes enthält. Da die Jagdgesetze zudem auf die Person des Geschädigten und dessen wirtschaftliche Belange abstellen, bleiben Vegetationsschäden mit negativen Auswirkungen für die Biodiversität vollständig unberücksichtigt, was angesichts der Vorgaben des Naturschutzrechts unbefriedigend ist (vgl. hierzu auch die Ausführungen im Abschnitt 4.5).
- Bei der Ausrichtung der jagdlichen Gesetzgebung auf einen Interessengleichklang sind die volkswirtschaftlichen Implikationen einer überhöhten Wilddichte erkennbar außer Betracht geblieben. So legen sich die Waldgesetze im Hinblick auf die Schutzfunktionen bestimmter Wälder (insbesondere des Bergwaldes) auf eine prioritäre Bewirtschaftungsstrategie fest, ohne dass dies von der Jagdgesetzgebung oder den für den Vollzug der Gesetze zuständigen Akteuren konsequent aufgegriffen wird. Die volkswirtschaftlichen Kosten für die beständige Sanierung des Schutzwaldes im Gebirge oder für die ersatzweise Durchführung technischer Schutzmaßnahmen (z. B. Lawinverbauungen) sind außerordentlich hoch, obwohl sich diese Kosten durch eine den dortigen Erfordernissen angepasste Bejagung deutlich verringern ließen. Ein weiteres Beispiel für die volkswirtschaftlichen Implikationen zu hoher Wildbestände bilden die im Zusammenhang mit großen Infrastrukturplanungen (z. B. Errichtung und Ausbau von Fernstraßen) erforderlichen hohen Kosten für Wildschutzmaßnahmen, insbesondere von Wildschutzzäunen entlang der Infrastrukturwege.

Die vorgenannten rechtlich angelegten Konfliktbereiche zeigen, dass die Umsetzung der in der Zusammenschau der maßgeblichen Gesetze sich ergebenden Grundsätze „Wald vor Wild“ sowie „Biodiversität durch Gewährleistung eines

zwar artenreichen, aber der Höhe nach angepassten Wildbestandes“ nicht in ausreichendem Maße gelungen ist. Dies liegt an einer zum Teil lückenhaften bzw. nur unzureichend harmonisierten Gesetzgebung, aber auch an Unzulänglichkeiten des Gesetzesvollzugs. Hieraus leitet sich aus rechtlicher und rechtspolitischer Sicht der dringende Bedarf nach geeigneten Ansätzen zur teilweisen Revision der bisherigen Praxis ab. Hierzu sollen im Abschnitt 7.2 Vorschläge entwickelt und dargestellt werden.

Ein weiteres Indiz für die nur lückenhafte Umsetzung der gesetzlichen Vorgaben ist der Umstand, dass keineswegs in allen Ländern Kontrollen stattfinden, mit denen der Vorrang der Waldbewirtschaftung vor jagdlichen Interessen gewährleistet werden kann. So werden Verbissinventuren nicht in allen Bundesländern durchgeführt, oder deren Ergebnisse bleiben weitgehend unbeachtet. In der folgenden Tabelle 6 wurden, basierend auf Unterlagen der Bundesländer (BL) Baden-Württemberg (BW), Bayern (BY), Brandenburg (BB), Hessen (HS), Mecklenburg-Vorpommern (MV), Rheinland-Pfalz (RP), Sachsen (SN) und Thüringen (TH), Merkmale der jeweiligen Verfahren zur Verbissaufnahme (Verbiss-gutachten) zusammengestellt. In Niedersachsen wird, vom Nationalpark Harz abgesehen, derzeit nur eine visuelle Einschätzung der Verbissbelastung im Rahmen der Forsteinrichtung in Landeswäldern und betreuten Privatwäldern vorgenommen. Aus Nordrhein-Westfalen wurde der sehr allgemeine Runderlass zur Berücksichtigung von Belangen der Forstwirtschaft durch die Jagdbehörden als Grundlage für forstliche Stellungnahmen zugesandt. Die restlichen sechs Bundesländer haben bisher keine Unterlagen zu Verfügung gestellt. Es zeigt sich, dass es durchaus praktikable und gut durchdachte Verfahren zur Begutachtung von Verbisschäden gibt. Von einzelnen Bundesländern werden sogar Soll-Werte und Mindestpflanzanzahlen vorgegeben. Leider gibt es jedoch keine Angaben dazu, welche konkreten Konsequenzen sich aus der Abweichung von Soll-Werten oder von Mindestpflanzanzahlen ergeben, und welche Schlussfolgerungen daraus für die Jagdausübung gezogen werden sollen. Ein wesentliches Ziel der Forstverwaltungen sollte es daher sein, einheitliche Prüfverfahren sowie Fallbeispiele zu schaffen und anzuwenden, aus denen für alle Beteiligten klar wird, was passiert, wenn die gesetzten Vorgaben nicht erfüllt werden.



**Tab. 6.** Vergleich von Verbissgutachten der Bundesländer.

<b>BL*</b>	<b>Methode</b>	<b>Durchführung</b>	<b>Bemerkung</b>
BW	Forstliches Gutachten zum Abschussplan Kontrollzaunverfahren  Stichprobenverfahren zur monetären Bewertung von Wildverbiss in NVJ	alle drei Jahre, subjektive Einschätzung der Verbissbelastung je BA für gesamtes Revier mehrere Flächenpaare im Bestand, gezäunt und ungezäunt  Anteil unverbissener Bäume um waldbaul. Ziel zu erreichen; Probekreisgröße 10 m <sup>2</sup>	Monitoring der Verbissbelastung je Jagdrevier  Demonstrationsmittel, keine waldbauliche und/oder monetäre Bewertung möglich aktueller Schaden; in Verbindung mit dem Forstlichen Gutachten ist eine zukünftige Behandlung des Wildes zur Vermeidung von waldbaulichen und monetären Schäden möglich durch den Vergleich mit <b>SOLL-Werten</b> und <b>Mindestpflanzanzahlen</b> unverbissener Bäumchen in 3 Höhenstufen bis 130 cm
BY	Landesweites Stichprobenverfahren	regelmäßiges Raster mit 1,225 km Abstand; Auswahl der betroffenen oder nächstgelegenen Verjüngungsfläche ohne Rücksicht auf Besitzart; Aufnahme der Verjüngungssituation der jeweils fünfzehn nächstgelegenen mind. 20 cm hohen Pflanzen auf einer Geraden mit 5 Probepunkten (Länge min. 50 m, max. 100 m);	Einzugsbereich je Rasterpunkt ca. 150 ha; pro Hegegemeinschaft min. 30, max. 40 Rasterpunkte; Länge der längsten, die Aufnahmefläche durchquerenden Gerade muss mindestens 50 m betragen, kleinere Flächen werden nicht aufgenommen; mind. 1300 Pflanzen/ha; Spitze des Leittriebs dieser Jungpflanzen muss vom örtlich vorhandenen Schalenwild zu erreichen sein
BB	Stichprobenverfahren (Probestreifen für künstliche o. vorstrukturierte Verjüngung und Probekreise für unstrukturierte Verjüngung)	Jährlich auf „praxisrelevanten“ (durch Revierleiter definiert) Verjüngungsflächen; gleichmäßiges Raster von 10 Probeflächen in der Verjüngungsfläche, Mindestabstand zw. den Probepunkten 20 m, zwischen den Probestreifen 50 m; Verbissprozent	Nur Staatswald. Entscheidungshilfe für den örtlichen Bewirtschafter ob waldbauliche Ziele gefährdet sind durch Vergleich von <b>Mindestpflanzanzahlen</b> und Verbissprozenten; Pflanzhöhe: bis 200 cm; Flächengröße: $\geq 0,3$ ha
HS	Traktverfahren	Traktgröße 100 m <sup>2</sup> (2 x 50 m); Verbissprozent	für je ca. 200 ha Waldfläche eine Probefläche; max. 30 Trakte je Hegegemeinschaft; Verjüngungsflächengröße $\geq 0,5$ ha; Höhe in dm von 1 bis 13
MV	Verjüngungs- und Verbissgutachten auf Grundlage von Stichproben Kontrollzaunverfahren	in Zusammenhang mit Losungszählung; BA; Anzahl, Höhenstufe; Kronenschlussgrad; Leittriebverbiss gutachtliche Flächenauswahl	Anwendung nur in Nationalparks in MV; Traktgröße 50 x 2 m; alle Bäume bis 16 dm  Anwendung nur in Nationalparks in MV

## Fortsetzung Tab. 6.

RP	Taxationslinie	In Jagdbezirken auf verbissgefährdeten Flächen; Linie mit 75 m Länge und 4 Aufnahmequadraten (16 m <sup>2</sup> ) in 25 m Abstand; Leittriebverbiss; Rasterfläche 500 x 500 m	Unterscheidung von künstlichen Verjüngungsflächen und NVJ; Aufnahme dient als Grundlage eines Gutachtens zum Einfluss des Schalenwildes auf das waldbauliche Betriebsziel; die Summe aller auf der Erhebungsfläche erfassten Pflanzen/Bäume wird mit <b>SOLL-Werten</b> verglichen
SN	Stichprobenverfahren, unabhängig vom Jagdbezirk	Landesweites Raster (Rasterweite 1 x 1 km); Verjüngungsfläche a) < 1 ha, dann 7 Probeflächen, b) > 1 ha, dann 10 Probeflächen; auf zwei Parallelen zur Mittellinie in der Verjüngungsfläche, welche die Flächen rechts und links halbieren, werden die Probeflächen angelegt; 10 Pflanzen pro Probekreis; Leittriebverbiss; Haupt- und Nebenbaumarten; Deckungsgrad der Bodenvegetation; Schälschäden	80 % der Waldbäume zw. 0,2 bis 1,5 m groß; auf 100 ha durchschnittlich je eine Kontrollfläche; bei Forstkulturen bezieht sich die Schadensstufeneinteilung auf die Gesamtzahl der gepflanzten Waldbäume, in Naturverjüngungen wird bei der Schadensstufeneinteilung von einer <b>Mindestzahl unverbissener Pflanzen</b> ausgegangen; Einteilung in <b>Schadstufen</b>
	Gutachterliche Einschätzung des Jagdbezirkes	Vegetationszustand, insbesondere durch Vergleich der Vegetation innerhalb und außerhalb von Kulturzäunen; und weitere Kriterien	Zusammen mit dem Stichprobenverfahren wird ein forstliches Gutachten für eine Waldfläche von mindestens 10 ha im 3-jährigen Turnus erstellt; Schadstufe 1 = natürliches Gleichgewicht von Wald und Wild, Schadenstufe 2 = überhöhte Wilddichte, Schadenstufe 3 = stark überhöhte Wilddichte
TH	Traktverfahren (bei im Anwuchs gesicherten Verjüngungen), gutachterliche Einschätzung (bei nicht gesicherten Verjüngungen; Höhe der Pflanzen < 20 cm)	Landesweites Raster (Rasterfläche 150 ha); pro Quadrant eine relevante Verjüngungsfläche; dreijähriger Turnus; Traktgröße 50 x 1 m; Leittriebverbiss; 3 Höhenstufen bis 2 m	<b>Verjüngungsleitzahlen</b> dienen der Bewertung von Verbissintensität und Mischungsanteil

\* BL = Bundesland, BW = Baden-Württemberg, BY = Bayern, BB = Brandenburg, HS = Hessen, MV = Mecklenburg-Vorpommern, RP = Rheinland-Pfalz, SN = Sachsen, TH = Thüringen

## 7 Ansätze zur Konfliktlösung

Zur Verbesserung der Situation im Wald-Wild-Konflikt ergeben sich viele Ansatzpunkte. Einige seien hier kurz genannt:

### 1. Rechtliche und behördliche Schritte könnten sein

- die mittelfristige Abschaffung der Abschussplanung für Rehwild oder die Einführung eines Mindestabschussplans unter Berücksichtigung forstlicher Verjüngungsgutachten und Verwendung von Weisergattern, sowie die Einführung von Sanktionierungsmaßnahmen bei Verstößen gegen besondere Bestimmungen für geschützte Wälder (z. B. FFH-Gebiete, Naturschutzgebiete oder Bergwälder),
- gesetzliches Hervorheben des Vorrangs der Wildschadensvermeidung durch geringe Schalenwildichten gegenüber Wildschadensersatzmaßnahmen,
- die Vereinfachung und Vereinheitlichung der Bezifferung und Gewährung von Wildschadensersatz im Wald durch konkrete Beispiele (vergleichbar dem landwirtschaftlichen Schadensersatz),
- die Erarbeitung von Musterpachtverträgen mit Regelungen zum Abschuss und zur Kontrolle des Abschusses,
- die Überprüfung der Mindestgröße für Jagdbezirksflächen,
- die Revision der Jagdzeiten einzelner Schalenwildarten anhand von wildbiologischen Erkenntnissen,
- die Schaffung bundesweit einheitlicher Regelungen zum Schutz wandernder Tierarten mit Auswirkungen auf Hegegemeinschaften (z. B. Rotwildbejagung innerhalb und außerhalb von Rotwildgebieten),
- die Abschaffung der staatlichen Förderung von künstlichen Maßnahmen zum Schutz der Waldverjüngung (insbesondere Zaunkosten, evtl. mit Ausnahme von Weisergattern),
- ein Fütterungsverbot mit Ausnahme von öffentlich bekanntgegebenen Notzeiten, und
- die gesetzlich vorgeschriebene Aus- und Weiterbildung in jagdlicher Umweltbildung.

### 2. Waldbauliche Möglichkeiten der Einflussnahme sind beschränkt auf

- die Vermeidung großflächiger Kahlfächen,
- die Förderung heterogener Bestandesstrukturen unter Beachtung der jeweiligen Standortansprüche einzelner Baumarten.

3. **Wildbiologische, jagdtechnische und jagdpolitische Ansätze** betreffen
- eine Neubewertung der Bejagungsnotwendigkeit einzelner Arten,
  - die Förderung des Problembewusstseins bei der Jägerschaft,
  - artgerechtere und effektivere Jagdmethoden unter Verkürzung der Jagdzeiten und Schaffung von Anreizen für die Jägerinnen und Jäger,
  - stärkere Kontrolle der Kirrjagd,
  - die Förderung und Akzeptanz von Großraubwild sowie
  - den Verzicht auf Anrechnung von Unfallwild auf Abschusspläne.
4. **Kalkulation der betrieblichen und volkswirtschaftlichen Folgen** von Schäden durch Schalenwild im Wald und Kommunikation der Ergebnisse an die Politik.
5. Regulierung und möglichst einheitliche Durchführung von **Verjüngungs-, Schälschadens- und Verbissinventuren**. Für die statistische Absicherung der Ergebnisse ist die Einführung von Vertrauensgrenzen, für die praktische Beurteilung eine Ableitung kritischer Verbiss- oder Schälschadensintensitäten sinnvoll.
6. Der Wald-Wild-Konflikt und die damit verbundenen rechtlichen, volks- und betriebswirtschaftlichen Implikationen sollten auf **hoher politischer Ebene** behandelt werden.

Die folgende Darstellung befasst sich mit der Frage, wie die in den einschlägigen Gesetzesvorschriften (vgl. Kapitel 3) genannten Ziele unter besonderer Berücksichtigung der Defizite in der Umsetzung bestehender Gesetze (vgl. Kapitel 6) erreicht werden können. Die genannten Ziele spiegeln lediglich den derzeitigen Stand der gesellschaftlichen Diskussion wider. Da sich die Anforderungen künftiger Generationen an Wälder unter Umständen aber verschieben, diese jedoch nur über Jahrzehnte verändert werden können, sind vor allem solche Lösungsmöglichkeiten von Interesse, die die Entwicklung vielgestaltiger, d. h. in Richtung verschiedener Bedürfnisse hin entwickelbarer Wälder (vgl. Wagner 2007) gewährleisten. Da die Ziele der Waldentwicklung grundsätzlich durch den Waldeigentümer vorgegeben sind, ist hier die Diskussion um die Frage, welchem Verbiss Waldverjüngungen in Urwäldern ausgesetzt waren, nicht von Belang (außer der Waldbesitzer strebt diesen Zustand an). Aus diesem Grund spielt bei der hier erfolgten Darstellung des Sachstandes weder die Megaherbivorentheorie, nach der Mitteleuropa aufgrund des Einflusses großer Säuger (z. B. Wildpferde) eher einer offenen Parklandschaft als einem geschlossenen Wald gegliedert haben soll (vgl. Bengtsson et al. 2000, Vera 2000), noch die gelegentlich vertretene Meinung, ein hoher Anteil verbissener Bäumchen sei natürlich, eine Rolle. Abgesehen von dem Umstand, dass beides rückblickend nicht widerspruchsfrei belegbar ist, stehen hier die derzeit an den menschlichen Bedürfnissen orientierten Ziele und nicht ein wie immer definierter (und kaum objektiv herleitbarer potenzieller) Naturzustand im

Vordergrund. An dieser Stelle sei nochmals auf die betreffende Passage in der Einleitung hingewiesen, nach der das Grundanliegen von Lösungsansätzen zum Wald-Wild-Konflikt darin bestehen muss, *jedem* die Wahrung seiner waldbaulichen Ziele zu ermöglichen bzw. die bei einer Zertifizierung eingegangenen Verpflichtungen zu erfüllen.

## 7.1 Rechtliche Lösungsansätze

Wie in den rechtlichen Ausführungen der Kapitel 3 und 6 dargelegt, treffen relativ klare gesetzliche Zielvorgaben zugunsten von Waldbewirtschaftung und Biodiversität in der Praxis auf Umsetzungsprobleme, die sich aus Lücken im anwendungsbezogenen Teil der Jagdgesetze sowie durch einen mit den gesetzlichen Vorgaben nicht durchweg im Einklang stehenden Verwaltungsvollzug ergeben. Hierbei wird oftmals übersehen, dass die jagdliche Nutzung nur als Nebennutzung im Vergleich zu einer allein an waldbaulichen bzw. forstbetrieblichen Kriterien ausgerichteten Waldbewirtschaftung angesehen werden muss, die sich ihrerseits wiederum an häufig sehr weit reichenden naturschutzrechtlichen Vorgaben auszurichten hat. Die auf die Funktion einer Nebennutzung reduzierte Rolle der Jagd ergibt sich im eigentumsrechtlichen Kontext aus Art. 14 Abs. 1 GG, der den privaten Eigentümern in seinem Kernbereich grundsätzliche Verfügungsfreiheit einräumt, die auch durch die Abspaltung des Jagdausübungsrechts vom Eigentumsrecht in Gemeinschaftsjagdbezirken konzeptionell nicht geschmälert wird (siehe hierzu die Erläuterungen zum Urteil des Bundesverwaltungsgericht vom 30.03.1995 in Fußnote 10). Eine Modifikation ergibt sich lediglich aus Art. 14 Abs. 1 S. 2 GG, der das Eigentum nur im Rahmen der Gesetze gewährleistet. Diese Grundrechtsschranke gibt dem Gesetzgeber und der vollziehenden Verwaltung zwar die Möglichkeit, die Verfügungsfreiheit des Eigentums je nach situationsbedingter Erforderlichkeit einzuschränken, jedoch müssen derartige Beschränkungen stets aus Gründen des Allgemeinwohls notwendig sein, da sie nur dann die Sozialpflichtigkeit des Eigentums rechtmäßig konkretisieren.

Im Staats- und Körperschaftswald ist Art. 14 GG zwar nicht direkt anwendbar, jedoch gelten die vorgenannten Grundsätze hier über die in den Wald- und Naturschutzgesetzen enthaltenen Allgemeinwohlklauseln, die eine Überlagerung der Waldbewirtschaftung auf diesen Flächen durch nutzungsorientierte jagdliche Interessen ausschließen. Analysiert man das Jagdrecht vor diesem Hintergrund, dann ist erkennbar, dass Allgemeinwohlbelange dort vor allem im Zusammenhang mit der Sicherung und Erhaltung eines artenreichen und gesunden Wildbestandes und dessen Verträglichkeit mit den Belangen der Land- und Forstwirtschaft sowie der Landeskultur und des Naturschutzes geregelt sind, während etwa das mögliche Interesse des Jagdausübungsberechtigten an einem hohen Schalenwildbestand

oder an einer der Höhe nach nur geringen Schadensersatzleistung im Fall von Wildschäden dort nicht als Allgemeinwohlbelang enthalten ist. An diesen rechtlichen Grundsatzvorgaben haben sich die im Folgenden zu entwickelnden Lösungsvorschläge auszurichten.

### 7.1.1 Allgemeiner Schutz von Waldökosystemen

Im rechtlichen Analysekapitel 3 wurde gezeigt, dass die Wald- und Naturschutzgesetze (einschließlich des Umweltschadensgesetzes) in ihrem Allgemeinwohlbezug zwischen einem eher allgemeinen und einem für bestimmte Flächen spezifisch erhöhten Schutz (z. B. im Schutz- und Bergwald oder in europäischen FFH-Schutzgebieten) unterscheiden. Mit dieser Differenzierung tragen die Gesetze eigentumsrechtlichen und allgemeinen rechtsstaatlichen Prinzipien, insbesondere dem Verhältnismäßigkeitsgrundsatz, Rechnung, da hiernach Eingriffe in grundrechtlich und rechtsstaatlich geschützte Rechtsposition immer einer besonderen Rechtfertigung bedürfen – sie müssen stets zur Erreichung der mit ihr verfolgten Ziele geeignet, erforderlich und angemessen (verhältnismäßig im engeren Sinne) sein. Gesetzgeber und vollziehende Verwaltung haben sich also immer dann zurückzuhalten, wenn die betroffenen Flächen über keine besondere forstliche oder ökologische Bedeutung verfügen, da staatliche Eingriffe hier regelmäßig nicht verhältnismäßig wären.

Die genannten Anforderungen schlagen auch auf das Verhältnis von Waldbewirtschaftung, Biodiversität und jagdlicher Nutzung durch, da der Waldbewirtschaftung ein erhöhter Allgemeinwohlbezug immer dann nicht zuerkannt werden kann, wenn die Wald- oder Naturschutzgesetze insoweit keine erhöhten Schutzanordnungen treffen. Auf diesen nicht besonders geschützten Flächen ist die Waldbewirtschaftung abweichenden jagdlichen Nutzungsinteressen dennoch nicht schutzlos ausgeliefert, allerdings beschränkt sich das Interesse hier auf einen allgemeinen Grundschutz, der sich vor allem aus der eigentumsrechtlichen Position des Art. 14 Abs. 1 GG ableitet: Denn wenn kein erhöhtes Allgemeinwohlinteresse am Schutz von Waldflächen besteht, dann muss der Eigentümer grundsätzlich auch keine von seinen Bewirtschaftungszielen abweichenden Interessen des/der Jagdausübungsberechtigten dulden (es sei denn, diese wären ihrerseits im allgemeinen Interesse, was aber regelmäßig nicht der Fall ist). Etwaige Konflikte, die hier entstehen können, sind vielmehr nach allgemeinen Regeln zu lösen, d. h. im Vollzug der Jagdgesetze vor allem durch sachgerechte Anwendung der Instrumente Abschussplanung und Wildschadensersatz.

### 7.1.1.1 Verfahren der Abschussplanung

Da sowohl das Bundesjagdgesetz als auch die Landesjagdgesetze das Instrument der Abschussplanung für Schalenwild (mit Ausnahme von Schwarzwild) vorschreiben, stellt sich die Frage, ob eine Abschussplanung für das Rehwild, das keine besonderen Lebensraumansprüche hat und auch nicht in seinem Bestand gefährdet ist, überhaupt erforderlich ist, vorliegend nicht. Insoweit ließe sich allenfalls im Rahmen einer möglichen Gesetzesnovellierung darüber nachdenken, ob der Bund die Abschussplanung für Rehwild als fakultative Planungsaufgabe regeln sollte, um den Ländern die Fragen des *Ob* sowie – sofern die Notwendigkeit auf Landesebene gesehen wird – die Regelungen des *Wie* im Einzelnen zu überlassen. Angesichts des flächendeckenden Vorkommens von Rehwild, seiner Anspruchslosigkeit im Hinblick auf die Ausgestaltung und Qualität seiner Lebensräume und seiner „Unzählbarkeit“ ist, wie im Abschnitt 7.2.2 bereits erwähnt, eine Abschussplanung jedenfalls unter jagdlichen Gesichtspunkten nicht erforderlich. Als hauptsächliche Schutzzwecke der Abschussplanung für das Rehwild verbleiben daher die Berücksichtigung der im Kapitel 3 herausgearbeiteten gesellschaftlichen Ziele, wie sie sich in verschiedenen Zusammenhängen in den Wald- und Naturschutzgesetzen wiederfinden, sowie der berechtigten Interessen der Land- und Forstwirtschaft an der möglichst ungeschmälernten Verfolgung ihrer betriebswirtschaftlichen Ziele. Ob die Berücksichtigung dieser Belange eine flächendeckende Abschussplanung wirklich erforderlich machen, erscheint diskussionswürdig, zumal die Eigentümerinteressen in dem von jagdlicher Seite durchzuführenden und zu vollziehenden Planungsprozess leicht unter den Tisch fallen können. Hier wäre es u.U. zielführender, den Abschuss oder dessen informelle Planung in die Hände der betroffenen Eigentümer zu legen und ihn damit an deren spezifischen Eigentümerzielen statt an vorrangig jagdlichen Interessen auszurichten (vgl. hierzu auch Ammer 2009). Bei einem über einen Zeitraum von 7 Jahren durchgeführten Pilotprojekt in 41 Hegegemeinschaften in Bayern wurde versuchsweise auf eine Abschussplanung für Rehwild verzichtet (Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft 2009). Im Ergebnis sprach sich die Mehrheit der Beteiligten für eine Fortführung der nicht hoheitlichen Vereinbarungen zur Abschussplanung aus. Insgesamt zeigte sich, dass das Verfahren die Eigenverantwortung der Akteure stärkte und Probleme nur dann entstanden, wenn unüberbrückbare Differenzen zwischen Grundeigentümern und Jagdpächtern bestanden. Der Projektbericht weist jedoch auch deutlich nach, dass das jagdliche Wissen vieler Jagdvorstände sehr begrenzt ist. Für eine Verhandlung „auf Augenhöhe“ mit dem Jagdpächter ist dieses aber gerade bei der nicht-behördlichen Abschussplanung besonders wichtig.

Da die Abschussplanung auch für das Rehwild aber dem gesetzlichen *Status quo* entspricht, stellt sich diesbezüglich die Frage, wie den gesellschaftlichen und Eigentümerinteressen an der Waldbewirtschaftung in dem gesetzlich vorgesehenen Rahmen künftig besser Rechnung getragen werden kann als bisher.

Der rechtlich erforderliche Ansatzpunkt liegt darin, dass der in der Abschussregelung des § 21 BJagdG und der dazu ergangenen landesrechtlichen Vorschriften enthaltene grundsätzliche Gleichklang der jagdlichen mit den forstlichen Interessen zugunsten der in der Waldgesetzgebung enthaltenen Vorrangregelung „Wald vor Wild“ aufgelöst wird. Die Waldgesetze normieren diesen Vorrang als Grundsatz unabhängig vom Schutzstatus der Wälder oder ihrer spezifischen standörtlichen Ausprägung. In den Landesjagdgesetzen ist diese Grundsatzregelung aufgegriffen worden, indem die Ergebnisse von Vegetationsgutachten sowie die in das Verfahren der Abschussplanung einzubringende forstfachliche Expertise zum Zustand der Waldverjüngung und der Waldvegetation in angemessener Weise zu berücksichtigen sind. Damit lösen sich die Gesetze auf ganzer Fläche von einem auf jagdliche Interessen ausgerichteten Vorgehen, bei dem forstwirtschaftliche Interessen weitgehend unberücksichtigt bleiben. Um den Stellenwert der forstlichen Belange flächendeckend zu erhöhen, sollte auf eine Verbesserung der Inventuransätze, z. B. im Rahmen von Länderinventuren, hingewirkt werden, die sich am Kriterium der kritischen Verbissintensitäten orientieren (siehe hierzu Abschnitt 7.4). Auch wäre es hilfreich, bei den Forstbetrieben und Waldeigentümern ein größeres Problembewusstsein zu erzeugen, um ihnen das volle Ausmaß der finanziellen Nachteile durch zu hohe Wilddichten und dadurch bedingte überhöhte Wildschäden bewusst zu machen (vgl. Abschnitt 7.2.2). In diesen Informationsfluss sollten auch die Jagdbehörden mit eingebunden werden, um den ihnen gesetzlich zugewiesenen Monitoring- und Implementierungsfunktionen besser nachkommen zu können

Den daraus erwachsenden Verpflichtungen kommen die Jagdbehörden bislang in der Praxis häufig nicht in ausreichendem Maße nach. So erschiene es angesichts der gesetzlichen Vorgaben konsequent, die Festsetzung der Abschussplanung behördlicherseits strikt an den Ergebnissen der forstlichen Vegetationsgutachten auszurichten und hiervon nur im begründeten Ausnahmefall abzuweichen. Hierzu gehörte es auch, zu deutliche Abweichungen des Abschusses in benachbarten Jagdbezirken mit ähnlicher Vegetationsausstattung zu hinterfragen und die Planung ggf. anzupassen oder gänzlich, notfalls im Wege der Ersatzvornahme, neu zu justieren. Zu einem gesetzeskonformen Vollzug der Abschussplanung würde schließlich eine geänderte Kontroll- und Evaluationspraxis gehören. In diesem Zusammenhang müsste behördlicherseits stets auf eine Ergänzung des körperlichen Nachweises der Abschussplanerfüllung gedrängt werden, indem über geeignete Vegetationsweiser die Auswirkungen der bisherigen Abschusspraxis auf den Zustand der Waldverjüngung bzw. generell der Waldvegetation ermittelt werden (z. B. in sog. Weisergattern, Abb. 37). Auf dieser Grundlage wären kleinräumige Richtvorgaben für die künftige Abschussfestsetzung zu erstellen, die von den jeweiligen Jagdausübungsberechtigten zur Grundlage der Abschussplanung gemacht werden müssten. Nur so könnte das bisherige Auseinanderfallen einer





**Abb. 37.** Weisergatter können helfen, den lokalen Einfluss des Wildes auf die Vegetation zu offenbaren und bieten sich als Ziel gemeinsamer Waldbegänge von Waldbesitzern und Jagdpächtern an, wie sie z. B. in Baden-Württemberg im Rahmen des forstlichen Gutachtens zur Abschlussplanung durchgeführt werden (Foto: T. Vor).

oftmals vollständigen Abschlussplanerfüllung mit dem tatsächlich unbefriedigenden Zustand der Waldvegetation verhindert werden.

Um eine verbesserte und transparente Evaluationspraxis zu erreichen, wäre ferner darauf zu achten, dass die Jagdbehörden in regelmäßigen Abständen Berichte über die Schalenwildichte und den Zustand der Vegetation erstatten. Hierbei sollten die Ergebnisse weiterer fachlicher Bewertungen, z. B. von Aussagen und Festsetzungen der Forsteinrichtungsplanung oder von Managementplänen in FFH-Gebieten, integriert werden. In diesem Rahmen sollten regelmäßige Kontrollbegänge durchgeführt werden, die eine Überprüfung der Vegetationsentwicklung auf vorab festgelegten Kontrollflächen ermöglichen.

#### *7.1.1.2 Verfahren der Wildschadensbewertung*

Die jagdgesetzlichen Regelungen zur Wildschadensverhütung und zum Wildschadensersatz geben der Jagdpraxis keine ausreichenden Anreize zur Reduzierung der Wildichten. Die Regelungen zur Wildschadensverhütung sind im Wesentlichen fakultativ, zudem wenden sie sich in erster Linie an den Grundeigentümer als potenziell Geschädigten, nicht aber an den Jagdausübungsberechtigten als potenziellen Schädiger. Die Vorschriften zum Wildschadensersatz geben dem Geschädigten im Vergleich zum allgemeinen Deliktsrecht der §§ 823 ff. BGB zwar einen Ersatzanspruch unabhängig davon, ob der Schaden ver-

schuldet oder unverschuldet eingetreten ist. Allerdings enthalten die Jagdgesetze keine Vorgaben zur Bewertung des Wildschadens, wodurch sich in der Umsetzungspraxis verschiedene Verfahren etablieren konnten, die für den Geschädigten häufig nicht vorteilhaft sind. Tatsächlich machen sogar 90 % der Jagdgenossen nicht von den normativen Wildschadensersatzregelungen Gebrauch (Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft 2009). Dies ist nach Auffassung der Autoren des Projektberichts, in dem diese Ergebnisse berichtet werden, darauf zurückzuführen, dass „die finanzielle Problematik der Wildschäden unzureichend wahrgenommen wird“ (Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft 2009).

Weitgehend unstrittig dürfte dabei zunächst sein, dass die Ermittlung der Höhe des Schadensersatzes nach dem Grundsatz der sog. Naturalrestitution gemäß den §§ 249 ff. BGB zu erfolgen hat. Bei den Vorschriften der § 29 ff. BJagdG handelt es sich um bereichsspezifische Regelungen, die gegenüber den allgemeinen deliktsrechtlichen Vorschriften der §§ 823 ff. BGB vorrangig sind. Dabei kann dahinstehen, ob der Anwendungsbereich der §§ 823 ff. BGB damit in Gänze verschlossen ist oder ob diese Vorschriften ergänzend (z. B. bei Versäumnis der in § 34 BJagdG genannten Fristen) zur Anwendung gelangen können (siehe Wagner 1998a, b, Wagner und Balleis 1998). Letzteres dürfte rechtssystematisch zwar möglich sein, wegen des dann vom Geschädigten zu führenden Verschuldensnachweises aber dennoch zu keinen für diesen befriedigenden Ergebnissen führen. Versuche des forstlichen Schrifttums, den Wildschadensersatz der §§ 29 ff. BJagdG als speziellen öffentlichen-rechtlichen Ausgleichsanspruch zu charakterisieren, dessen Bemessung nicht anhand der §§ 249 ff. BGB, sondern nach den Grundsätzen über die Ermittlung öffentlich-rechtlicher Entschädigungen zu erfolgen habe (siehe Moog und Wittmann 2003), konnten sich aus naheliegenden Gründen nicht durchsetzen, da die Jagdgesetze nach ihrem Wortlaut und ihrer Systematik von Wildschäden, nicht aber von öffentlich-rechtlichen Eigentumsbeschränkungen ausgehen, die aus Gründen der Sozialpflichtigkeit des Eigentums hinzunehmen sind. Damit hat sich aber zugleich auch die Frage, ob zur Bemessung der Höhe des Schadensersatzes auf den Grundsatz der Naturalrestitution oder auf andere, dem Schädiger regelmäßig günstigere Bewertungsansätze abzustellen ist, erledigt.

Als Praxisproblem stellt es sich jedoch heraus, dass auch die auf den Grundsatz der Naturalrestitution in § 249 BGB ausgerichteten Bewertungsansätze oftmals zu deutlich voneinander abweichenden Ergebnissen bei der Bewertung der Schadenshöhe gelangen. So zeigen die im Abschnitt 7.3 dargestellten methodischen Ansätze zur Herleitung eines Kompensationsbeitrags für Wildverbiss, der nur auf den verbissbedingten Verlust eines Jahreszuwachses abstellt, deutliche Unterschiede. Die Spanne dieses Beitrags liegt für Buchenkulturen zwischen 27 und 380 Euro/ha. Solange die Schadensschätzungen in der Praxis auf Methoden zurückgreifen, die einen nur geringen Schadensersatz ermitteln,

erwächst aus den Wildschadensersatzregelungen der §§ 29 ff. BJagdG aber keine Anreizsituation für die Jagdgenossenschaften bzw. die Jagdpächter, auf einen höheren Abschuss des Rehwildes hinzuwirken, um Verbisschäden im Wald auf ein geringeres Niveau als bislang zu bringen. Einschränkend ist allerdings darauf hinzuweisen, dass es unüblich wäre, wenn der Gesetzgeber die Festlegung des Ermittlungsverfahrens vorgeben würde. Vielmehr sind hier die Fachwissenschaften im Verein mit Experten aus Verwaltung und Bewertungspraxis gefragt, Konventionen zur Festlegung einer den gesetzlichen Vorgaben entsprechenden Bewertungsmethodik zu entwickeln. Nur wenn dies geschieht, kann auch über den Wildschadensersatz ausreichender Vollzugsdruck auf die Jagd ausübungsberechtigten ausgeübt werden, um auf diesem Wege eine Verringerung der Wilddichte zu erreichen.

### *7.1.1.3 Pachtvertragliche Regelungen*

Ein geeignetes Instrument zur Etablierung eines die o. g. Aspekte angemessen berücksichtigenden Rechtsregimes bildet der Abschluss sachgerecht ausgestalteter Jagdpachtverträge. Trotz des öffentlichen-rechtlichen Bezuges ist das Jagdrecht im Verhältnis Grundeigentümer-Jagdpächter durchweg auf Vertragsfreiheit ausgerichtet, sodass die Waldbesitzer grundsätzlich selbst in der Hand haben, im Wege einer sachgerechten Vertragsgestaltung auf Regelungen hinzuwirken, die ihr durch überhöhten Wildverbiss ausgelöstes betriebswirtschaftliches Risiko in angemessener Weise berücksichtigen. In diesem vertraglichen Rahmen könnte der Abschuss für Rehwild ebenso mit privatrechtsgestaltender Wirkung festgesetzt werden wie die Methodik der Wildschadensermittlung, die sich z. B. auf ein einfaches Verfahren wie das sog. Rosenheimer Modell beziehen könnte, das es den Vertragsparteien ermöglicht, ihre Interessen in angemessener Weise einzubringen, ohne dass stets der zeit- und kostenaufwendige Weg des formellen Schadensschätzungsverfahrens beschritten werden müsste. Ebenso könnten die Vertragsparteien in diesem Rahmen Monitoring- und Risikomanagementmechanismen festlegen, mit denen die Auswirkungen des Wildbestandes auf die Waldvegetation gemessen und auf dieser Basis sachgerechte Anpassungen der zunächst getroffenen Vereinbarungen ermöglicht werden, sofern dies während der Laufzeit des Pachtvertrags erforderlich erscheint. Hiervon wird nach hiesiger Kenntnis bislang aber noch in viel zu geringem Maße Gebrauch gemacht, obwohl Musterpachtverträge, die dies berücksichtigen, vielerorts erhältlich sind (z. B. Gemeinde- und Städtebund Rheinland-Pfalz). Der PEFC schlägt in neu abzuschließenden Jagdpachtverträgen z. B. folgende Maßnahmen zur Erfüllung der PEFC-Vorgaben vor: a) jährlicher Waldbegang, b) Festlegung der Hauptbaumarten, c) Wildschadensersatz im gesetzlichen Umfang, d) Durchsetzung angemessener Abschussplanung, e) Vertragsstrafe bei Nichterfüllung des Abschusses unterhalb

einer bestimmten Schwelle (z. B. 80 %) in Abhängigkeit vom Gefährdungsgrad des vegetationskundlichen Gutachtens, f) vorzeitiges Kündigungsrecht bei mangelhafter Abschusserfüllung. Als Alternative zur Verpachtung werden auch jährlich kündbare Pirschbezirke vorgeschlagen (PEFC 2009).

## 7.1.2 Erhöhter Schutz bestimmter Waldökosysteme

Andere als die vorgenannten rechtlichen Prinzipien gelten für diejenigen Waldflächen, die einer besonderen wald- oder naturschutzrechtlichen Widmung unterliegen. Hier tritt zu den in allen Wäldern vorhandenen forstwirtschaftlichen Eigentümerinteressen eine besondere Allgemeinwohlbedeutung hinzu, die auf den von diesen Wäldern erbrachten besonderen Funktionen basieren. Auf diesen Flächen gelten daher für den Vollzug des Jagdrechts besondere Leitvorgaben, die das Interesse an der jagdlichen Nutzung gegenüber anderen Gemeinwohlbelangen deutlich in den Hintergrund rücken lassen. Zu unterscheiden sind hier der besondere Gemeinwohlbezug von Wäldern nach den Waldgesetzen auf der einen Seite sowie die einer besonderen naturschutzrechtlichen Widmung unterliegenden Waldflächen auf der anderen Seite.

### 7.1.2.1 Erhöhter Schutz des Schutz- und Bergwaldes

Die Waldgesetze legen einen erhöhten Schutzstatus insbesondere für den Schutzwald fest, daneben auch für Erholungswälder sowie für Wälder mit besonderer Funktion für die Biodiversität (z. B. Naturwaldreservate<sup>11</sup>). Hierzu gehören auch Wälder mit besonderer Bedeutung für Klima, Luftreinhaltung und Wasserhaushalt. In den Ländern des Alpenraums (Baden-Württemberg, Bayern) sowie in Ländern mit Mittelgebirgen (z. B. Hessen, Niedersachsen, Sachsen-Anhalt) wird zudem regelhaft der besondere Wert des Bergwaldes betont, der deshalb zumeist über die Vorschriften zum Erhalt und zur Sicherung von Schutzwäldern geschützt ist. Den genannten Wäldern kommt nicht nur in tatsächlicher Hinsicht eine besondere Funktion zu, überdies unterliegen sie auch einem strikten rechtlichen Schutz, der sie vor Rodungen und sonstigen nachteiligen Eingriffen, insbesondere vor Kahlhieben, schützen soll. In allen Fällen umfassen die waldgesetzlichen Regelungen konkrete Bewirtschaftungsvorgaben bis hin zur Anordnungsbefugnis aktiver Maßnahmen durch die Behörden. Gesetzliches Ziel ist hier nicht nur der Erhalt dieser Wälder, sondern auch ihre funktionsgerechte Bewirtschaftung,

---

<sup>11</sup> Die Nomenklatur ist in den einzelnen Bundesländern unterschiedlich. So werden Naturwaldreservate in Baden-Württemberg als Bannwälder bezeichnet, während dieser Begriff in einigen anderen Ländern für siedlungsnah unter besonderem Rodungsschutz stehende Wälder verwendet wird.

womit die Entwicklung dieser Wälder zu standortgemäßen und naturnahen Wäldern erreicht werden soll. Der Umbau bislang nicht ausreichend beschaffener Flächen in funktional hochwertige Wälder ist von dem gesetzlichen Auftrag mitumfasst.

In jagdrechtlicher Hinsicht ergeben sich damit für die Abschussplanung erhöhte Anforderungen, die sich sowohl auf die Festlegung eines hohen Abschusses entsprechend dem Grundsatz „Wald vor Wild“ als auch auf die strikte Kontrolle der Erfüllung der Vorgaben des Abschussplans beziehen. Hierzu gehört die Ausrichtung der Abschussfestsetzung an den Ergebnissen methodisch geeigneter Bewertungsverfahren zur Erhebung und dauerhaften Kontrolle des Wildverbisses sowie allgemein ihre Ausrichtung an den Folgen bestimmter Wilddichten auf die Schutzleistung der Wälder. In abgeschwächter Form gelten diese Anforderungen auch in den weiteren genannten Schutzgebieten des Waldrechts (Naturwaldreservate, Erholungswälder etc.), hier allerdings mit der aus Verhältnismäßigkeitsgründen gebotenen Einschränkung, dass eine strikte Vorrangausrichtung der Abschussfestsetzung an geeigneten Vegetationsweisen ohne Abwägung mit weiteren, ggf. abweichenden jagdlichen Zielen auf der Fläche nur dann gerechtfertigt ist, wenn dies zur nachhaltigen Gewährleistung der dort zu erbringenden spezifischen Waldfunktionen erforderlich ist. Dies wird in natürlichen oder naturnahen Waldbeständen, die aufgrund ihrer hohen ökologischen Wertigkeit einen besonderen Schutz auch gegenüber dem Wild benötigen, regelmäßig der Fall sein, während in Erholungswäldern, für die in bestimmten Fällen auch andere als rein waldzustandsbezogene Aspekte wesentlich sein können, einzelfallbezogene Bewertungen erforderlich sein werden, um ausreichende Kenntnis über die Auswirkungen ggf. zu hoher Wilddichten auf die Funktionsleistung dieser Wälder zu erlangen.

### *7.1.2.2 Erhöhter Schutz von Wäldern mit Bedeutung für die Biodiversität*

Entsprechend verhält sich die rechtliche Situation in denjenigen Schutzgebieten des Naturschutzrechts, die über einen hohen Schutzstandard verfügen. Hier sind im Untersuchungszusammenhang einmal die flächenmäßig allerdings kaum ins Gewicht fallenden Nationalparke und Naturschutzgebiete, ferner auch Naturparke und Biosphärenreservate (jedenfalls in ihren Kernzonen) zu nennen, bei denen es im Wesentlichen um die Erhaltung des bestehenden, überragend bedeutsamen ökologischen Zustandes geht. In diesen Gebieten gilt eine absolute, jedenfalls aber relative Veränderungssperre, sodass alle Handlungen, die zu einer Beeinträchtigung des vorhandenen Bestandes führen, verboten sind oder zumindest einer vorherigen sorgfältigen Prüfung ihrer Auswirkungen bedürfen. In diesen Rahmen muss die Jagd sich einpassen, indem, z. B. durch intensive Bejagung außerhalb der Kernzonen, wie dies in vielen Nationalparks gängige Praxis ist,

eine Wilddichtegarantiert werden soll, mit der Entmischungseffekte in naturnahen Waldgesellschaften vermieden werden. Diese Aufgabe ist auch hier maßgeblich von der Abschussplanung und den hierfür maßgeblichen Bezugs- und Kontrollinstrumenten zu leisten.

Von größerer Praxisbedeutung sind die auf der Grundlage europäischer Naturschutzrichtlinien abzugrenzenden FFH-Gebiete einschließlich der zu ihrer Vernetzung erforderlichen Biotopverbundelemente (siehe §§ 20, 21 BNatSchG). In diesen Gebieten, die sich derzeit über eine Fläche von ca. 15 % des Bundesgebiets erstrecken, und die zahlreiche Waldgesellschaften in ihr Schutzkonzept einbeziehen, gilt ein Verbot der Verschlechterung bereits vorhandener Lebensraum- und Habitatflächen, sowie ein Entwicklungsgebot für solche Flächen, die noch keinen Lebensraum bilden oder die qualitativ weiterentwickelt werden müssen. Vor diesem Hintergrund sind Waldbestände in FFH-Gebieten so zu bejagen, dass die Wilddichte den Erhalt bzw. die Entwicklung der für den Gebietsschutz maßgeblichen Flächen zulässt. Die Bejagung ist daher strikt am Zustand der Waldvegetation auszurichten. Als zentrales Instrumentarium der Planung tritt hier die gebietsbezogene Managementplanung neben die Abschussplanung, indem sie hierfür die geeigneten naturschutzfachlichen Vorrangkriterien bereitstellt.

### 7.1.3 Vorschläge für Gesetzesänderungen

Im bisherigen Untersuchungsverlauf wurde gezeigt, dass die vorhandene Gesetzeslage ausreichen sollte, um den insbesondere im Wald- und Naturschutzrecht verankerten gesetzlichen und somit gesellschaftlichen Zielen zum Vorrang „Wald vor Wild“ zur Umsetzung zu verhelfen. Wenn es dennoch in der Praxis zu Vollzugsproblemen kommt, liegt dies somit weniger an einer unklaren rechtlichen Situation als vielmehr an einem den gesetzlichen Anforderungen in wesentlichen Punkten nicht gerecht werdenden Verwaltungshandeln (siehe auch Kapitel 6). Andererseits ist aber auch die Jagdgesetzgebung nicht frei von Schwächen und Widersprüchen, wie es im Kapitel 6 bereits angedeutet worden ist. Vorschläge für die Weiterentwicklung des Jagdrechts beziehen sich daher auf die Jagdgesetzgebung im engeren Sinn. Insoweit werden die folgenden Vorschläge zur sachgerechten Weiterentwicklung des Jagdrechts sowie für Gesetzesänderungen unterbreitet:

- Um eine lückenlose Erfüllung der allgemeinwohlbezogenen jagd-, wald- und naturschutzgesetzlichen Ziele zu erreichen, ist eine flächendeckende Bejagung der jagdlich nutzbaren Waldfläche erforderlich. Dies bedeutet, dass die Bindung des Jagdrechts an das Grundeigentum mit den bestehenden Mindestanforderungen an die Größe von Jagdbezirken aufrechterhalten bleiben muss. Hierbei ist die Abkoppelung des Jagdaus-

übungsrechts vom Grundeigentum in den Fällen, in denen mangels ausreichender Fläche Gemeinschaftsjagdbezirke gebildet werden müssen, aus übergeordneten Gründen der flächendeckenden Bejagung hinzunehmen. Insbesondere in Gemeinschaftsjagdbezirken ist zum Schutz des Eigentums der Jagdgenossen jedoch unbedingt zu beachten, dass die Jagd nur eine Nebennutzung des Eigentums darstellt, die im Rahmen der Sozialbindung von den Jagdgenossen nur dann hingenommen werden muss, wenn mit ihr Allgemeinwohlziele verfolgt werden. Demgegenüber kann ein Vorrang rein privater jagdlicher Nutzungsinteressen, der sich z. B. in der Pflege überhöhter Wildbestände niederschlägt, gegenüber den forstwirtschaftlichen Interessen der Eigentümer bzw. Jagdgenossen und den auf diesen Flächen ggf. geltenden gemeinwohlbezogenen wald- oder naturschutzrechtlichen Zielen aus rechtlicher Sicht nicht akzeptiert werden.

- Aufgrund der Lebensraumansprüche des Wildes und zur Gewährleistung einer den allgemeinwohlbezogenen jagd-, wald- und naturschutzrechtlichen Zielen gerecht werdenden Bejagung ist an dem im deutschen Jagdrecht verankerten Reviersystem festzuhalten. Den bislang im Bundesrecht verankerten Mindestgrößen für Eigen- und gemeinschaftliche Jagdbezirke (75 ha bzw. 150 ha) begegnen, soweit bekannt, keine fachlichen Bedenken. Es stellt sich mit Blick auf Regelungen in anderen Ländern (z. B. Dänemark) aber die Frage, ob nicht auch wesentlich kleinere Jagden gebildet werden können.
- Die Abschussplanung ist strikt an dem Grundsatz „Wald vor Wild“ und damit an den Auswirkungen des Wildbestandes auf den Zustand der Waldverjüngung und allgemein der Waldvegetation auszurichten. An denjenigen Orten, an denen Wäldern eine waldgesetzliche (insbesondere in Schutz- und Bergwäldern) oder naturschutzrechtliche Vorrangfunktion (insbesondere in Naturschutzgebieten, FFH-Gebieten und/oder Natura 2000-Verbundelementen) zukommt, hat sich die Abschussplanung auf allen Ebenen (Planung, Abschussfestsetzung, Kontrolle, ggf. Ersatzvornahme, Neufestsetzung) strikt an den daraus erwachsenden spezialgesetzlichen und fachlichen Vorgaben auszurichten. Um dies auch für den Verwaltungsvollzug klarzustellen, sollten die Jagdgesetze eine Bindungsklausel an allgemeinwohlbezogene wald- und naturschutzrechtliche Vorgaben in den Regelungszusammenhang der Abschussplanung aufnehmen.
- Im Hinblick auf das Rehwild könnten die jagdgesetzlichen Vorschriften zur Abschussplanung ggf. als fakultative Regelung ausgestaltet werden. Die bislang obligatorische Verpflichtung zur Abschussplanung für Rehwild könnte dabei in der ohnehin üblichen Anzeigepflicht für pachtvertragliche Regelungen zwischen Jagdrechtsinhabern (Grundstückseigentümer, Jagdgenossenschaften) und Jagdausübungsberechtigten (Jagd-

pächter) aufgehen, wenn und soweit in diesem Rahmen Regelungen zum Abschuss und zur Kontrolle der Auswirkungen des vereinbarten Abschusses auf die Waldverjüngung und Waldvegetation aufgenommen werden. Dass dies möglich ist, zeigen die Ergebnisse des Projektberichts zur versuchsweisen Befreiung von den Vorschriften der Abschussplanung auf Rehwild (Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft 2009). Allerdings wird aus diesem Bericht auch deutlich, dass auf eine behördliche Beteiligung nicht vollkommen verzichtet werden sollte, um einerseits „die Eigentumsposition der einzelnen Jagdgenossen zu sichern“ und andererseits „einen gesunden Wildbestand aller heimischen Tierarten in angemessener Zahl zu erhalten (Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft 2009). Sofern die Jagdbehörden nach Anzeige der Pachtverträge innerhalb einer bestimmten Frist Anlass zur abweichenden Festsetzung des Abschusses oder zur Änderung weiterer vertraglicher Regelungen sehen, müsste ihnen daher ein Eingriffsrecht zuerkannt werden, mit dem eine Modifizierung der pachtvertraglichen Vereinbarungen ermöglicht würde.

- Die Jagdgesetze sollten den Vorrang „Wald vor Wild“ bzw. den Grundsatz der Vermeidung von Wildschäden gegenüber ihrer finanziellen Kompensation ebenso ausdrücklich formulieren wie die Wald- und Naturschutzgesetze. In diesem Rahmen sollten die Gesetze auf die forstwirtschaftlichen Interessen sowie auf das öffentliche Interesse an der Anpassung der Wildbestände an die jeweils ökologisch tragbaren Lebensraumkapazitäten hinweisen, um den Normanwendern den Hintergrund dieser Regelung zu verdeutlichen.
- Die Jagdgesetze sind daraufhin zu überprüfen, ob die dort geregelten Sachverhalte und Instrumente den vorgenannten Grundsätzen entsprechen. Dieser Prüfungsvorbehalt sollte sich vor allem auf die folgenden Aspekte beziehen (siehe auch Abschnitt 7.2.2):
  - Entsprechen die jagdgesetzlich vorgesehenen Jagdmethoden und Bejagungstechniken den aktuellen wissenschaftlichen Erkenntnissen.
  - Sind die Regelungen zur Zulässigkeit und Erforderlichkeit von Wildfütterungen, die zum Teil sogar bindenden Rechtscharakter haben, zielführend, um den allgemeinwohlbezogenen Zielen der Jagdnutzung gerecht zu werden? In diesem Rahmen wäre ein gesetzlich festgelegtes grundsätzliches Verbot von Wildfütterungen sinnvoll, das nur behördlicherseits in atypischen Notsituationen aufgehoben werden dürfte.
  - Ist der o. g. Grundsatz der Vermeidung von Wildschäden gegenüber ihrer nachträglichen finanziellen Kompensation zu verwirklichen, wenn, wie bislang üblich, auf jagd- bzw. waldgesetzlicher Grundlage finanzielle Anreize zur Vermeidung von Wildschäden (z. B. für den



Zaunbau oder den Einzelschutz junger Bäume) geschaffen werden? Derartige Regelungen tragen zwar vordergründig zur Vermeidung von Wildschäden bei, jedoch wird dadurch – wie bei jeder Objekt-schutzmaßnahme – die Lösung des Problems im Ansatzbereich vernachlässigt. Insoweit sollte über eine Rückführung der finanziellen Anreize für Wildschutzmaßnahmen bei gleichzeitiger Stärkung der zur Reduktion des Wildbestandes beitragenden Maßnahmen nachgedacht werden.

- Die rechtlichen Instrumente zur Umsetzung, Kontrolle und Sanktionierung der jagd-, wald- und naturschutzrechtlichen Vorgaben einer allgemeinwohlorientierten Jagdausübung sind zu verbessern. Dabei sollte den Behörden die Möglichkeit der Ersatzvor-nahme im Fall unzureichender Abschussfestsetzung und -erfüllung (z. B. durch das kostenpflichtige Beauftragen von Berufsjägern) an die Hand gegeben werden. Unter Umständen sollte erwogen werden, die Zuständigkeit für die Abschussfestsetzung im Wald an die Forst-behörden zu übertragen.
- Die Möglichkeiten der jagdlichen Fortbildung und jagdlichen Umweltbildung sind zu verbessern, indem diese Maßnahmen zur gesetzlichen Pflichtaufgabe erklärt werden.

## 7.2 Waldbauliche, wildbiologische und jagdtechnische Lösungsansätze

### 7.2.1 Waldbauliche Lösungsansätze

Mit Blick auf die im Abschnitt 4.2.5 dargestellten Befunde dürfen die waldbaulichen Möglichkeiten, Verbissschäden zu vermeiden, insbesondere bei hohen Wilddichten nicht überschätzt werden. Die in den vergangenen Jahrzehnten in Gang gebrachten Waldbauprogramme bei der Staatswaldbewirtschaftung und auch die Veränderungen in der Bewirtschaftung von Privatwäldern haben vielerorts zu einer Verbesserung der Lebensgrundlagen für das Schalenwild geführt. Ein vielfältiges Nahrungsangebot kann aber nur dann helfen, Schäden zu vermeiden, wenn die Schalenwilddichten niedrig sind (vgl. Abschnitt 4.2.5). Ist dies der Fall, kann die aus ökologischen und ökonomischen Gründen gewollte Diversität der Waldbestände hinsichtlich ihrer Struktur und ihrer Baumartenzusammensetzung erhalten bzw. gesteigert werden. Aus der zumeist geplanten vorwiegend einzelstammweisen Nutzung von Bäumen können sich allerdings Probleme für lichtbedürftige Baumarten ergeben. Diese liegen in der im Vergleich zu schatten-

toleranteren Arten geringeren Konkurrenzkraft und in der längeren Gefährdung durch Schalenwild im Verjüngungsstadium durch ein unter ungünstigen Lichtverhältnissen langsames Wachstum. Ein wichtiger waldbaulicher Lösungsansatz, diese Baumarten ebenfalls angemessen zu beteiligen, besteht daher in der konkreten Förderung einzelner (insbesondere seltener) Baumarten durch Beachtung ihrer Ansprüche an den Boden und an die Strahlungsbedingungen. Dies bedeutet, dass auch Verjüngungs- und Ernteverfahren in Frage kommen, die das Überleben und ein rasches Jugendwachstum der lichtbedürftigen Baumarten gewährleisten.

Zu vermeiden sind allerdings großflächige Schläge und die entsprechenden Aufforstungen (> 1 ha). In jungen Jahren bieten solche Flächen dem Schalenwild Schutz und Äsung, was besonders beim Rehwild zu höheren Dichten und erschwerter Bejagung führt. In jedem Fall sind bei hohen Schalenwildichten Aufforstungen größerer Flächen mit verbissempfindlichen Baumarten ohne Schutzmaßnahmen nahezu unmöglich. Unter „angepassten“ Schalenwildichten sind die waldbaulichen Möglichkeiten wesentlich größer. So kann sich, sofern Mutterbäume vorhanden sind, in noch vorhandenen älteren und damit i. d. R. lichterem Reinbeständen (z. B. Fichtenreinbeständen) vielerorts eine artenreiche natürliche Vorverjüngung etablieren, die bei einem Schadereignis übernommen werden und die nächste Waldgeneration (im optimalen Fall ohne zusätzliche Pflanzung) einleiten kann.

## 7.2.2 Wildbiologische und jagdtechnische Lösungsansätze

Die Ausführungen im Kapitel 4 haben gezeigt, dass die Dichten der einzelnen Schalenwildarten den größten Einfluss auf Wildschäden und Biodiversität haben. Die naheliegendste Lösung des Wald-Wild-Konflikts besteht daher in einer flächendeckenden Anpassung der Schalenwildbestände an die waldbaulichen Erfordernisse im Rahmen der Jagd (siehe auch Kapitel 6). Hothorn und Müller (2010) konnten zeigen, dass sich eine in den forstlichen Gutachten zum Zustand der Vegetation ausgesprochene Empfehlung zur Abschusserhöhung positiv auf die Verbissituation in der Folgeperiode auswirkte. Tatsächlich lässt sich, auch wenn es sich nach Oheimb et al. (1999) nicht um eine monokausale Beziehung handelt, die enge Beziehung zwischen Jagdstrecke und Verbissituation in der Verjüngung zumindest für die Hauptbaumarten (Kamler et al. 2010) sowohl in wissenschaftlichen Untersuchungen (Martin und Baltzinger 2002) als auch in der forstlichen Praxis (Obermayer 2009) belegen. So haben nach Oheimb et al. (1999) verstärkte jagdliche Eingriffe in die Wildpopulation positive Wirkung auf die Verjüngung der Gehölze (Abb. 38). Für die von den genannten Autoren untersuchten Gebiete führen sie zudem aus, dass „diese Eingriffe unter Umständen noch weiter erheblich gesteigert werden müssen, bis die Wildpopulationen wesentlich beein-

flusst werden und es damit zu einer nachhaltigen Reduzierung des Winterverbisses kommen kann“. Mäßig erhöhte Eingriffe führen stattdessen zu einer verstärkten Reproduktion und einer gesteigerten Überlebensrate der Jungtiere, da den einzelnen Individuen mehr Nahrung zur Verfügung steht (Oheimb et al. 1999).

Sehr selten vorkommende Baumarten können natürlich auch bei niedrigen Wilddichten geschädigt werden (Kamler et al. 2010). Somit könnte die Jagd die von Jägern häufig geforderte und teilweise mit hohem persönlichem Einsatz versuchte Verbesserung der Lebensbedingungen des Wildes quasi selbst schaffen. Damit ist gemeint, dass geringere Wilddichten zu einer Erhöhung der Arten- und Strukturdiversität in Wäldern führen, was im Ergebnis wiederum dem Schalenwild (und vielen anderen Tier- und Pflanzenarten) zugutekommt. Die größte Herausforderung für die Zukunft dürfte darin bestehen, das damit zusammenhängende Verantwortungsbewusstsein für den Wald bei *allen* Jägern zu wecken. Ein wirkungsvolles Instrument hierfür ist der gemeinsame Waldbegang von Waldeigentümern, Jagdpächtern und forstlichen Beratern. Bei dem in den vorangegangenen Abschnitten bereits mehrfach erwähnten Projekt zur Bejagung von Rehwild ohne Abschussplan stellte sich der gemeinsame Waldbegang für die gegenseitige Information als besonders wichtig heraus. In Baden-Württemberg ist das Angebot zu einem gemeinsamen Waldbegang in Jagdrevieren, in denen waldbauliche Verjüngungsziele gefährdet sind, Teil des regulären Verfahrens bei der Erstellung des forstlichen Gutachtens zur Abschussplanung (Calabrò und Suchant 2009). Da viele Jäger fälschlicherweise davon ausgehen, dass die Fütterung des Rehwildes der Verhütung von Wildschäden dient (Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft 2009) muss widerrechtlichem Füttern nicht nur gesetzlich, sondern auch durch eine verstärkte Öffentlichkeitsarbeit begegnet werden.



**Abb. 38.** 10-jährige Eichen-Buchen-Dickung mit Pioniergehölzen auf 6 ha. Die Fläche wurde dank scharfer Bejagung ohne Zaunschutz in Bestockung gebracht (Foto: T. Vor).

Grundsätzlich wäre es auch wünschenswert, dass Forschungsgelder im Bereich „Wildtiermanagement“ in Deutschland, anders als in den meisten anderen europäischen Ländern, nicht vorrangig durch jagdliche Organisationen vergeben werden. Dies würde auch Projekte möglich machen, die die gängige Jagdpraxis kritisch beleuchten, was bislang nur bedingt der Fall ist.

Für viele Jäger spielt bei der Wildbewirtschaftung nach wie vor der Wunsch nach möglichst großen Trophäen eine wichtige Rolle. Um die Auswahl zu erleichtern, soll dafür der Grundbestand einer Wildart möglichst hoch sein. Dass diese beiden Anliegen besonders beim Rehwild einander widersprechen, ist offenbar nicht ausreichend bekannt oder wird verdrängt. Dabei schrieb H. Selle, seinerzeit Geschäftsführer des DJV, bereits im Jahresrückblick 1954/55 des DJV: „Die Internationale Jagdausstellung in Düsseldorf hat in ihren Hegeschauen die alte Erfahrung bestätigt, daß die stärksten Böcke in zahlenmäßig nicht überbesetzten Revieren wachsen. Je nach der Güte der Umweltverhältnisse sind größere Rehbestände als von 6 bis höchstens 10 Stücken auf 100 ha keineswegs zu dulden. Dies nicht allein aus biologischen Gründen, sondern aus Rücksicht auf die Landeskultur!“ Durch die Medien, besonders die Jagdpresse, findet eine enorme Polarisierung zwischen Befürwortern niedriger Schalenwildichten (in der Regel Vertreter forstlicher Organisationen oder Waldbesitzer) und Anhängern der gegenteiligen Sichtweise (in der Regel private Jäger) statt. Immer wieder werden dem „gegnerischen Lager“ dieselben „Untaten“ vorgeworfen. Ein wesentliches Ziel in der Diskussion mit den Jägern muss es daher sein, zu verdeutlichen, dass von dieser Seite für wichtig erachtete Aspekte wie der „Spaß an der Jagd“, „Weidgerechtigkeit“ und „Hege“ durch eine Absenkung der Wildichten keinesfalls in Frage gestellt werden. Ein erster Lösungsansatz sollte daher darauf zielen, diese Polarisierung aufzuheben und den Sinn zeitgemäßer Jagd zu überdenken. Rösener (2004) schreibt dazu: „Gemeinsames Ziel von Förstern, Jägern und Waldbesitzern sollte es daher sein, der Öffentlichkeit überzeugend zu vermitteln, dass die Jagd die wichtige Aufgabe hat, für die Schaffung eines ausgewogenen Gleichgewichts zwischen den Wildbeständen und der Waldverjüngung zu sorgen.“ Diese Aufgabe hat sie auch nach den Vorgaben der PEFC- bzw. FSC-Standards (siehe Abschnitt 2.2). In Wäldern, die nach diesen Standards bewirtschaftet werden, sollten das Zertifikat entzogen werden, wenn nachweislich dauerhaft gegen die vereinbarten Standards verstoßen wird. Der drohende Verlust des Zertifikats würde manchen Waldbesitzer sicherlich dazu bewegen, seine Situation zu überdenken.

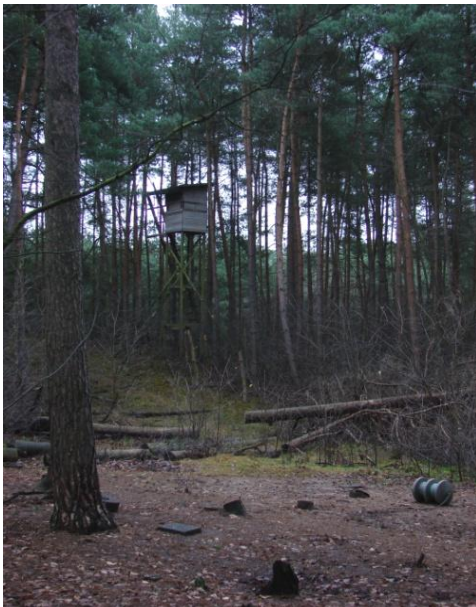
Einige der im Folgenden aufgelisteten **Lösungsvorschläge** zur Entschärfung des Wald-Wild-Konflikts hat vor bereits 26 Jahren der damalige Waldbaureferent Baden-Württembergs Peter Weidenbach veröffentlicht (Weidenbach 1984). Dies zeigt, dass es bei der Lösung dieses Konflikts vielfach weniger an den Möglichkeiten, als vielmehr am Willen zur Umsetzung fehlt.

**Auswirkungen zu hoher Wildbestände der Jägerschaft näherbringen**, dabei Prioritätensetzung bei der Bejagung der dem Jagdrecht unterstellten Tierarten hinterfragen. Aus wildbiologischer Sicht spricht nichts dafür, Wildtiere derart unterschiedlich zu bewerten, wie dies von vielen Jägern praktiziert wird. Welche Tiere z. B. welchen „Schaden“ anrichten, hängt vom jeweils Befragten ab (z. B. spielen Schäden durch Rehwild und Kormorane für die Berufsgruppen „Förster“ und „Teichwirte“ eine unterschiedliche Rolle). Viele Jäger lassen sich gern und stolz mit vier erlegten Füchsen in Jagdzeitschriften abbilden. Mit vier erlegten Rehen würde sich dort niemand präsentieren. Es ist daher notwendig, die Jagd auf bestimmte Tierarten anhand von objektiv bewertbaren Kriterien (z. B. Wildschäden) auszurichten. Diese Art der Jagdausübung könnte von einer selbstkritischen Jagdpresse transparent und ohne das zwanghafte Suchen nach Rechtfertigungsgründen vertreten werden. Zu einem verantwortungsvollen Umgang mit Wildtieren gehört aber auch (selbst bei Arten, die Schäden verursachen oder andere „beliebtere“ Arten dezimieren), dass die Jagd unterbleibt, wenn diese Tiere in ihrem Bestand bedroht sind. Ein entsprechendes Verbot kann lokal, regional und überregional ausgesprochen werden und sollte auf die Reproduktionsstrategien und Wandlungsmöglichkeiten der jeweiligen Arten abgestimmt sein. Ein gutes Beispiel hierfür bietet das Rotwild, das örtlich, anthropogen bedingt, in hohen Dichten vorkommt und andererseits in Regionen abwesend ist, die durchaus für kleine Populationen geeignet wären. Nicht förderlich sind Statements, die als Aufruf zur Ausrottung von Schalenwildarten missgedeutet werden können. Der Wald-Wild-Konflikt lässt sich damit nicht lösen, da sich so wieder Gegenpositionen aufbauen, die nicht zu einer Verbesserung der Gesamtsituation beitragen. Zur Bewusstseinsförderung von negativen Auswirkungen zu hoher Schalenwildbestände sollten Vertreter von Forstbetrieben an der Ausbildung und Weiterbildung von Jägern beteiligt werden.



**Abb. 39.** Auch in stark bejagten Revieren ist Verbiss unvermeidlich. Entscheidend ist, dass sich eine ausreichende Zahl qualitativ hochwertiger und vitaler Individuen im anschließenden Dickungsstadium wiederfindet (Foto: T. Vor).

**Wildbiologische Erfordernisse der vorkommenden Wildarten stärker beachten.** Populationsdichten nicht „künstlich“ anheben. Schwarzwildkarrungen stark einschränken. Fütterungen ohne konkreten Nachweis für ihre Notwendigkeit verbieten. Wirkliche Notzeiten (z. B. durch sehr hohe Schneelagen oder stark verharschten Dauerschnee im Winter) sind selten, bei ausreichend Ruhe und Wandermöglichkeiten ist das Wild auf normale Winter und die damit verbundene Schneelage eingestellt. Eine Abwendung von Wildschäden durch Winterfütterung konnte nicht wissenschaftlich nachgewiesen werden (Wölfel 1999). Dies trifft nicht nur für Rotwild, sondern auch für Rehwild zu (Zeiler 2009). Gleiches gilt für künstlich geschaffene Äsungsflächen, die, zumindest was das Rehwild angeht, vollkommen zwecklos sind (Hespeler 2010). In der Umgebung von nicht sachgemäß angelegten Rotwildfütterungen (z. B. nur ein Trog für viele Tiere, falsches Futter) kommt es sogar zu erhöhten Schälschäden, z. B. durch rangniedere Tiere, deren Zugang zu den Fütterungen durch ranghöhere Tiere unterbunden wird (Wölfel 1999). Zur Schaffung von Winterruhezeiten und Wandermöglichkeiten sollte in den entsprechenden Gebieten die Ausübung von Wintersport etc. untersagt werden. Karrungen von Schwarzwild sind den gesetzlichen Bestimmungen entsprechend zu kontrollieren, Verstöße (siehe Abb. 40) sind streng zu ahnden. Eine kartografische Anzeigepflicht für Karrungen vor Inbetriebnahme wäre denkbar. In Revieren, in denen Schwarzwild nur als seltenes Wechselwild vorkommt und somit kaum Schäden verursacht, wäre es zugunsten der Bejagung anderer Schalenwildarten sogar besser, Schwarzwildkarrungen ganz zu unterlassen.



**Abb. 40.** Attribute der vielerorts üblichen Jagd auf den alten „Bassen“ (Erläuterungen siehe Text, Foto: T. Vor).

Viel zu oft wird die Jagd nur auf den starken Keiler ausgelegt. Durch die häufigen Waldbegänge zur Ausbringung des Kirmaterials und besonders zum Nachtansitz wird das Wild (alle Schalenwildarten!) gestört, es wird heimlich und dadurch für den Jäger „unsichtbar“<sup>12</sup>. Die von Jägern für den Nachtansitz aufgrund von besseren Lichtbedingungen bevorzugten offeneren Stellen (z. B. Lichtungen, Waldwiesen) werden dadurch als Äsungsflächen von anderen Schalenwildarten gemieden, was wiederum zu höheren Wildschäden in geschlossenen Waldbeständen führen kann. Beim Ansitz an der Kirmung werden häufig kleineres Schwarzwild (besonders Frischlinge) bzw. andere Schalenwildarten geschont, weil man auf den sogenannten „Lebenskeiler“ wartet. Diese Art der Jagd trägt noch nicht einmal zur notwendigen Reduktion des Schwarzwilds bei. Sachgemäß in Maßen angelegt und konsequent bejagt können Kirmungen örtlich jedoch sehr wohl zu einer Reduktion der Schwarzwildbestände beitragen, weshalb ein generelles Verbot zurzeit nicht zielführend ist.

**Förderung von Großraubwild.** In Gebieten, in denen natürliche Prädatoren wie Luchs und Wolf regelmäßig vorkommen, ist eine natürliche Verjüngung der wichtigsten Wirtschaftsbaumarten zumeist problemlos möglich. Dies zeigt, dass diese Tierarten anders und offenbar effektiver jagen *müssen* als der Mensch. Die Jagd, wie sie in Deutschland momentan vielerorts ausgeübt wird, ist nachweislich kein Ersatz für Großraubwild. Die Rückkehr dieser Arten muss gestattet und gefördert werden. Auch dazu ist mehr Öffentlichkeitsarbeit notwendig. Illegale Abschüsse müssen hart bestraft werden. Obwohl die Spitze des Deutschen Jagdschutzverbandes die Rückkehr des Wolfes offiziell begrüßt und Abschüsse verurteilt, teilt die Mehrzahl der Jäger diese Position bis heute keineswegs. Das kann man aus den von Jägern abgegebenen Stellungnahmen in Rundfunk, Fernsehen und der (Jagd-)Presse erkennen, die häufig negativ sind und den Wolf als Konkurrenten und Gefahr für Wildbestände bzw. den Menschen darstellen (z. B. Pirsch 8/2004, Unsere Jagd 11/2009, 12/2009 und 6/2010, <http://jagdwaffennetzwerk.blogspot.com/2010/01/forderungen-zur-wolfsproblematik.html>, ges. am 01.11.2010, <http://www.lr-online.de/regionen/weisswasser/Sind-Woelfe-mehr-wert-als-Menschen-;art13826,2187811,0>, ges. am 01.11.2010).

**Effektivere Jagdmethoden, weniger Dauerstress für das Wild, bessere Anreize für höheren Abschuss.** Die einzelnen Schalenwildarten haben unterschiedliche Ansprüche an ihren Lebensraum und unterschiedliche Verhaltensweisen. Dies erfordert Bejagungsstrategien, die an die vorkommenden Wildarten angepasst sind. Sie sollten möglichst effektiv sein und Jagdruhezeiten, auch während

---

<sup>12</sup> Interessanterweise gehen viele Jäger im Gegensatz zur Meinung von Wildbiologen davon aus, dass der Jagddruck keinen maßgeblichen Einfluss auf das Verhalten des Wildes hat (Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft 2009).

der gesetzlichen Jagdzeiten, beinhalten. Dadurch wird der jagdliche Aufwand für jedes erlegte Stück Schalenwild und der Stress für das Wild deutlich reduziert. Während das territoriale Rehwild durchaus auch durch Ansitzjagd (in den angesprochenen Intervallen mit Ruhephasen, in unübersichtlichen Revieren auch ggfs. durch maßvolles Kirren) effektiv bejagt werden kann, sind für alle anderen Wildarten großflächige, revierübergreifende Bewegungsjagden erforderlich. Obwohl sie vielerorts unüblich sind, eignen sich diese auch ausgezeichnet für die Rehwildbejagung. Tatsächlich ergab sich bei einer Befragung von Jagdpächtern und Eigenjagdinhabern aber, dass nur 3 % der Rehe auf Bewegungsjagden erlegt werden (Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft 2009). Für solche Jagden sind geeignete Hunde (insbesondere spurlaute Hunde) in angemessener Zahl sinnvoll (Abb. 41). Dadurch wird gewährleistet, dass das Wild „mit Bedacht“ ausweichen kann und den Schützen in aller Regel vertraut kommt. Geübte Schützen (und das sollten *alle* Jäger sein!) schießen in diesen Situationen ebenso sauber wie auf der Ansitzjagd. Hochflüchtiges Wild ist unabhängig von der Wildart niemals zu beschießen! Zuwiderhandelnde Jäger, die entsprechend beliebter Werbevideos diverser Jagdreiseveranstalter auf alles schießen, was sich im Wald bewegt, sind konsequent von weiteren Bewegungsjagden auszuschließen.

Die Schützenstände müssen so ausgewählt und eingerichtet sein, dass eine sichere Schussabgabe in möglichst viele Richtungen gewährleistet ist. Bewährt haben sich z. B. stabile, nach allen Seiten offene Stände mit einer Höhe von mindestens 4 m (Abb. 42). Die Verteilung der Schützen und Hunde erfolgt unter Berücksichtigung ihrer jagdlichen Fähigkeiten (manche Schützen fühlen sich z. B. in offenem Gelände „wohler“, manche Hunde jagen weit, andere kurz).

Die Freigabe des Wildes sollte großzügig erfolgen, damit die Jagd effektiv sein kann. Einschränkungen (z. B. Schwarzwild nur bis 40 kg, keine Bockkitze) verunsichern die Jagdteilnehmer und schmälern den Erfolg zu Lasten des Wildes, da noch mehr Bewegungsjagden oder Einzeljagden erforderlich sind, um den Abschuss erfüllen zu können. Vielfach steht die Angst vor Wildbretverschwendung einem effektiven und frühestmöglichen Abschuss von Kitzen entgegen, obwohl der Zuwachs und damit der mögliche Verlust an Wildbret bis zum Herbst durchschnittlich nur 1 kg beträgt (Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft 2009). Auch werden Bockkitze oft geschont, um sie später als Jährling zu erlegen (Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft 2009). In diesem Zusammenhang wird für eine Synchronisierung der Jagdzeiten für Rehwild beiderlei Geschlechts (Jagdzeit für Rehböcke auch im Winter) plädiert. Damit entfällt die auf Bewegungsjagden bislang notwendige schnelle Ansprache des Geschlechts oder des Alters (Bock oder Bockkitz?) beim Rehwild, was eine bessere Konzentration auf die Schussabgabe und eine höhere Gesamtstrecke ermöglicht. Testversuche haben gezeigt, dass dadurch der Bockabschuss insgesamt nicht wesentlich steigt (es wird niemand gezwungen, Rehböcke im Winter zu schießen, aber auch nicht dafür bestraft, Wölfel 1999).





**Abb. 41.** Bewegungsjagden auf Hochwild erfordern geeignete Jagdhunde (Foto: M. Scholz).

**Abb. 42.** Konstruktion und Höhe der Jagdeinrichtungen müssen den örtlichen Bedingungen angepasst werden; in jedem Fall müssen sie stabil sein und schnelle sichere Schüsse erlauben (Foto: T. Vor).



Die deutschen Jagdzeiten auf Wiederkäufer gehören im europäischen Vergleich zu den längsten und sollten insgesamt verkürzt werden. Das Land Mecklenburg-Vorpommern hat die Jagdzeiten für Rot- Reh-, Muffel- und Damwild im Winter vom 31.01. auf den 10.01. gekürzt. Aufgrund wildbiologischer Erkenntnisse über die Absenkung und Verlangsamung des winterlichen Stoffwechsels bei Wiederkäuern sollte generell über eine Verkürzung der Jagdzeiten nachgedacht werden. Allerdings sind regionale Unterschiede zu beachten, die einheitliche Schonzeiten nicht praktikabel machen. So sind die winterlichen Bedingungen in tieferen Lagen meist nicht so gravierend, dass sie für das Schalenwild lebensbedrohlich wären. Dort ist die Nutzung der guten Sichtverhältnisse im Winter für die Schalenwildbejagung wichtig. Jagdruhephasen sollten hier in den Sommermonaten (Juni, Juli, August) verlängert werden. In Regionen mit strengen Wintern sollte dagegen die Jagdzeit besonders in den Wintermonaten gekürzt werden. Die Verkürzung der Jagdzeit brächte nicht nur eine gewisse Entlastung des Wildes vom Jagddruck, der durch die in Deutschland ganzjährig übliche Ansitzjagd erzeugt wird, sondern würde die Jäger zwingen, ihre Jagdaktivitäten effizienter zu gestalten und die verkürzte Jagdzeit auch wirklich zur Jagd zu nutzen. Da durch falsche Bejagung Wildschäden insbesondere im Wald stark begünstigt werden können, sollte über die generelle Einführung der Intervalljagd nachgedacht werden. Durch die bereits erwähnten langen Jagdzeiten in Deutschland findet oftmals eine Dauerbeunruhigung statt, die das Wild daran hindert, gemäß den benötigten Fressintervallen ihre Futterplätze aufzusuchen (vgl. Hespeler 2010). Ferner ist es in

Deutschland oftmals üblich, das Wild genau an diesen Futterplätzen wie z. B. an Waldrändern, Wiesen oder krautreichen bzw. grasreichen Waldbeständen (s. o.) zu bejagen. Regional sollten die Jagdzeiten für alle Schalenwildarten möglichst angeglichen werden, damit die Jagdausübung auf eine Schalenwildart nicht zur Beunruhigung anderer, zu dieser Zeit geschonten Arten, führt. Ein von der Technischen Universität Dresden vorgestelltes Konzept zur Jagdausübung in einem Großprivatwald in Brandenburg (Müller 2007, unveröff.) sieht z. B. für alle Schalenwildarten Jagdzeiten vom 01. April bis 30. Juni und vom 01. September bis 31. Januar vor, unter Beachtung der Setz- und Aufzuchtzeiten und des Mutter-schutzes. Rehböcke sollen nach diesem Konzept ebenfalls bis 31. Januar bejagt werden können. Unter besonders ungünstigen Witterungsbedingungen im Januar soll auf Bewegungsjagden mit massiver Beunruhigung verzichtet werden. Dieses Beispiel sollte, wie oben erwähnt, nicht in Regionen Anwendung finden, deren winterliche Bedingungen eine artgerechte Bejagung bis Ende Januar nicht erlauben. Auch kann in reinen „Rehwildrevieren“ die in vielen Ländern verpönte und in dem vorgestellten Bejagungsplan ebenfalls nicht mögliche Blattjagd zur Fortpflanzungszeit im Sommer durchaus effektiv sein. Dennoch zeigt dieses Beispiel, wie die Jagdausübung angepasst an die örtlichen Gegebenheiten effektiv und mit Rücksicht auf wildbiologische Belange ausgeübt werden kann.

Unter dem Gesichtspunkt sich verbessernder Lebensgrundlagen (Waldumbau zu mehr Laubholz, milde Winter, wachsender Getreideanbau) sollte die Jagd auf Schalenwild generell schon am 01. April unter Beachtung des Mutterschutzes beginnen. Dies trägt auch der immer länger werdenden Vegetationsperiode aufgrund des Klimawandels und damit des früher eintretenden Laubausbruchs Rechnung. In verschiedenen Regionen Brandenburgs z. B. verlängerte sich die Vegetationsperiode in dem Zeitraum von 1951 bis 2008 um durchschnittlich 20 Tage ([www.dwd.de](http://www.dwd.de)). Durchschnittlich beginnt das Frühjahr in Europa und Nordamerika pro Jahrzehnt um 1,2 bis 3,8 Tage früher als im Jahrzehnt zuvor (Schleip et al. 2009). Im Spätwinter und im zeitigen Frühjahr sollte allerdings im Interesse aller Tiere eine allgemeine Schonzeit (01.02 bis 31.03., auch für alles Schwarzwild) eingeführt werden, um Beunruhigungen durch Jagd in dieser sensiblen Zeit zu minimieren. Danach (ab 01.04.) sollten Flächen gemieden werden, die als Brutgebiete oder „Kinderstuben“ für Jungtiere (z. B. ungemähte Wiesen und Waldränder) bekannt sind (Abb. 43).

Jäger, die einen höheren Abschuss leisten wollen und können, sollten nicht durch behördliche Einschränkungen daran gehindert werden. So sollte ein Abschussplan für Rehwild ganz entfallen, da niemand die dafür notwendigen Zahlen zur Dichte der Population bestimmen kann. Der Abschuss sollte stattdessen am Zustand der Waldvegetation bewertet (und adaptiert) werden. Im Falle fehlender forstlicher Gutachten kann auch ein Mindestabschussplan mit körperlichem Nachweis (z. B. durch Vorlage des „grünen Haupts“, d. h. frisch und mit Quittierung durch Abschärfe z. B. eines Lauschers) unter Beachtung der stand-

örtlichen Verhältnisse und Anpassung an benachbarte Jagdreviere zu einer Verbesserung der Situation beitragen. In beiden Fällen müssen mögliche Sanktionen (z. B. Abschusserhöhung, Kündigung des Jagdausübungsrechts etc.) klar benannt und evtl. durchgesetzt werden.



**Abb. 43.** Brut- und Setzzeiten müssen beachtet werden (Fotos: M. Scholz, H. Reinecke).

Viele staatliche Forstämter bzw. Forstbetriebe schränken höhere Abschusszahlen durch Gebühren und Entgelte, z. B. für Trophäenträger, ein. Dabei würden die Einnahmen aus dem Wildbret und der verminderte Verbiss- und Schäldruck bei weitem den Entgang dieser Entgelte aufwiegen. Ähnliches gilt für den immer größer werdenden Trend zur Verpachtung von staatlichen Waldflächen an private Jäger. Die Pachteinahmen können den häufig entstehenden Schaden durch überhöhte Wildbestände oder Kultursicherung vermutlich in den seltensten Fällen decken. Hinzu kommt, dass die so aus der Eigenregie genommenen Flächen häufig viel zu groß sind, um von einem oder wenigen Jägern effektiv bejagt werden zu können. Pachtverträge sollten generell nur über kürzere Zeiträume (maximal 3 Jahre) mit der Option zur Verlängerung um weitere Dreijahresintervalle vergeben werden. Nur so kann eine „Wohnzimmermentalität“ in den Jagdbezirken (erst einmal einrichten, dann die Füße hochlegen) vermieden und eine Kontrolle inklusive der erforderlichen und im Pachtvertrag zu regelnden Sanktionen ermöglicht werden. Auch über Anreizsysteme sollte verstärkt nachgedacht werden. Manche Forstämter vergeben aus Angst vor untätigen Jagdpächtern vornehmlich Erlaubnisscheine, teilweise gekoppelt mit Prämien für erlegtes weibliches Wild (z. B. einen kostenfreien mehrjährigen Rehbock für zwei

weibliche Stücke Rehwild) oder mit pauschaliert höheren Gebühren bei Wildbretübernahme. Andere Anreize für eine größere Strecke durch Erlaubnisscheininhaber wären reduzierte Wildbretpreise bei Eigenbedarf (die immer noch die i. d. R. hohen Verwaltungs- und Personalkosten durch z. B. den Transport des Wildbrets zum Käufer bzw. noch niedrigeren Preise beim Verkauf an den Wildhändler bei Weitem kompensieren), entgeltfreie Erlaubnisscheine bei vorher festgelegten Mindestabschusszahlen und/oder ein an den tatsächlichen betriebswirtschaftlichen Schäden (vgl. Abschnitt 4.5) orientierter Schadensersatz (Weidenbach 1984). Insgesamt könnte gerade auch in gemeinschaftlichen Jagdbezirken und kommunalen Eigenjagdbezirken die Eigenjagdbewirtschaftung künftig überall dort eine Alternative sein, wo es trotz großer Bemühungen und Kompromissbereitschaft seitens der Grundeigentümer nicht zu einer Verbesserung der Verbisssituation gekommen ist (Schaefer 2010).

**Fallwild durch Verkehrsunfälle nicht auf Abschussplan anrechnen.** Obwohl seit langem bekannt ist, dass erhöhte Wilddichten (neben dem erhöhten Verkehrsaufkommen) auch für erhöhte Wildunfallzahlen verantwortlich sind, sinkt die Zahl der Wildunfälle insbesondere mit Rehwild nicht, sondern stagniert bzw. steigt sogar. So machten im Jagdjahr 2008/2009 Unfälle in Schleswig-Holstein gut ein Drittel der Gesamtstrecke an Rehen in diesem Bundesland aus. Auf Deutschland bezogen fielen von den im selben Jahr zur Strecke gekommenen 1,1 Mio. Rehen ca. 200.000 der Straße zum Opfer. Nach einer Wildunfallstatistik des Bayerischen Innenministeriums gab es zwischen 2002 und 2007 in Bayern insgesamt 286.442 Wildunfälle. In 72 % war vor allem Rehwild beteiligt. Dabei wurden 3.550 Personen - zum Teil schwer - verletzt. 16 Personen wurden getötet. Der Sachschaden betrug rund 49 Mio. Euro. Das Land Sachsen-Anhalt hat erst kürzlich auf die Problematik reagiert. Um einen vermehrten Abschuss von Rehen zu erreichen, wurde neben einem Mindestabschuss für Rehe pro 100 ha Jagdfläche insbesondere festgelegt, dass Unfälle nicht mehr, wie bisher üblich, auf den Abschussplan angerechnet werden dürfen. Häufig wird von der Jägerschaft argumentiert, man dürfe die Abschusszahlen nicht erhöhen, da der Abschussplan schon durch die Unfälle erfüllt sei.

### 7.3 Betriebswirtschaftliche Bewertung und Problembewusstsein

Finanzielle Auswirkungen des Wald-Wild-Konflikts werden in der aktuellen Diskussion bisher im Gegensatz zu Schäden durch Wildtiere in der Landwirtschaft kaum thematisiert (vgl. Ammer 2009). Oft fehlt eine finanzielle Größenordnung der Konsequenzen von Wildverbiss. Durch eine Verharmlosung der finanziellen

Konsequenzen wird der Eindruck insbesondere bei Waldbesitzern mit nur kleinen Flächen genährt, die ökonomischen Auswirkungen des Wildverbisses seien durch Jagdpacht und Ereignisse wie das Wildessen, zu dem die Grundeigentümer von den Jagdpächtern in manchen Gegenden regelmäßig eingeladen werden, mehr als kompensiert. Die im Kapitel 4 dargelegten Ausführungen haben jedoch deutlich gemacht, dass sich hinter den Auswirkungen von Wildverbiss massive finanzielle Konsequenzen für die Waldbesitzer/innen verbergen können. Der Jagdpächter zahlt für die Möglichkeit, seine Jagdpassion ausleben und das Wildbret verwerten zu können. Keineswegs enthält die Jagdpacht allerdings Kompensationen möglicher Konsequenzen eines zu hohen Wildverbisses. Dies macht schon die Größenordnung der Beträge in Tabelle 7 klar.

Eine Erweiterung der Betrachtung von Wildverbiss um die langfristigen Konsequenzen eines Verlustes von Mischbaumarten ist zwingend erforderlich. Während sich ein Verbiss sofort in Zuwachsverlusten niederschlägt, die - je nach Baumart - bei unterschiedlichen Verbissintensitäten zwischen 7 und 93 Euro/ha (einmaliger Verbiss) liegen können, hat der Verlust einer die Finanzflüsse stabilisierenden Mischbaumart gravierende und langfristige Konsequenzen. Die Praxis lehrt, dass es schon nach nur sieben Jahren mit intensivem Verbiss zum Zurückfallen oder Verlust von Mischbaumarten kommen kann. In Österreich war dies nach dem Wildschadensbericht 2004 auf zwei Drittel der durch Wildschaden betroffenen Flächen der Fall (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft 2006). Ist die Mischbaumart einmal verloren, müsste dem Waldbesitzer (der Waldbesitzerin) jährlich rund 50 Euro/ha gezahlt werden, um dasselbe Ertrags-Risiko-Verhältnis zu erreichen, welches der vorherige Mischbestand in Aussicht stellte.

Tabelle 7 macht ferner Folgendes klar: Ob man versucht, durch intensivierte Pflanzungen und Schutzmaßnahmen das Problem zu beheben, oder ob der Wildverbiss akzeptiert wird, ohne Schutzmaßnahmen zu treffen: Die Größenordnung der finanziellen Konsequenzen ist ähnlich und mit einem Betrag von rund 50 Euro/ha/J durchaus erheblich. Und hierbei ist anzunehmen, dass nicht einmal alle Nachteile vollständig abgebildet sind (z. B. Verlust von Anpassungsmöglichkeiten bei sich änderndem Klima durch eine einseitige Baumartenstruktur).

Im Übrigen kommt hinzu, dass sich aus Daten der Bundeswaldinventur ein durchaus hoher Verbiss auch in geschützten Verjüngungsflächen ergibt (vgl. Abschnitt 5.2), was den Sinn von Schutzmaßnahmen schon mit Blick auf deren Effektivität in Frage stellt.

Für Schäl Schäden sind die finanziellen Auswirkungen noch drastischer. Hier rechnet man bei dauerhafter Belastung der Forstbetriebe durch Schälen (vgl. Abb. 44) mit Mehraufwendungen und Vermögensverlusten zwischen 100 und 200 Euro/ha/J. Eine Verdeutlichung dieser enormen finanziellen Dimensionen des Wildeinflusses könnte sicherlich bei vielen Waldbesitzern (vielen Waldbesitzerinnen) ein verbessertes Problembewusstsein hervorrufen.

**Tab. 7.** Mögliche durch Wildverbiss verursachte Kompensationsbeträge (Achtung: Die Beträge sind nicht notwendigerweise additiv).

	<b>Kompensationsbetrag (Größenordnung)</b>	<b>Referenz</b>
Verteuerte Kulturbegründung, Schutzmaßnahmen	60 Euro/ha/J	Stang und Knoke (2009)
Verlust eines Jahreszuwachses durch Verbiss (bezogen auf einen Hektar Reinbestand)	Fichte (8 % Verbiss): 19 Euro/ha Kiefer (5 % Verbiss): 7 Euro/ha Buche (18 % Verbiss): 27 Euro/ha Eiche (35 % Verbiss): 93 Euro/ha	Kroth et al. (1985) angepasst durch Bartelheimer und Kollert (1990)*; für alle Baumarten wurde die I. Ertragsklasse und eine 5-jährige Kultur unterstellt, die Verbissprozentage entsprechen in etwa dem durchschnittlichen Leittriebverbiss in Bayern von 2006 (Bay. Staatsmin. f. Landw. u. Forsten)
Kompensationsbetrag für erhöhtes Risiko nach Verlust der Buchenbeimischung	50 Euro/ha/J	Methode nach Clasen et al. (2008), Daten aus Knoke und Seifert (2008), Ausgangsbestand: 70 % Fichte, 30 % Buche

\*Im Vergleich zu den von Schmitz et al. (2006) vorgeschlagenen Kompensationen sind die nach Kroth et al. (1985) angegebenen Beträge als äußerst gering zu werten. Nach Schmitz et al. (2006) würde ein Jahr Zuwachsverlust einer Buchenkultur bei 18 % Leittriebverbiss nicht 27 Euro/ha (wie nach Kroth et al. (1985, angepasst durch Bartelheimer und Kollert 1990), sondern eine Kompensation von über 380 Euro/ha erfordern.



**Abb 44.** Mit der Schale einzelner junger Bäume beginnt häufig die Destabilisierung der zukünftigen Waldbestände (Foto: T. Vor).

## **7.4 Verbesserung der Inventuransätze, z. B. im Rahmen von Länderinventuren**

### **7.4.1 Räumliche Auflösung**

Ein Nachteil großräumig angelegter Landesinventuren, wie z. B. der seit über 20 Jahren durchgeführten in Bayern, ist die nur grobe räumliche Auflösung. Dringend notwendige Aussagen zur Verbissbelastung auf der Ebene von Jagdrevieren sind nicht möglich. Dies hat in der Vergangenheit dazu geführt, dass viele Jagdpächter die Relevanz der Ergebnisse für die von ihnen bejagten Flächen vehement bestritten haben. So bleibt es dabei, dass sich trotz aussagekräftiger Monitoringverfahren (z. B. in Bayern und in Rheinland-Pfalz) die Verbissituation in den Wäldern nicht verbessert hat. Eine Reihe von Vorschlägen zur Einführung von Vegetationsgutachten, die revierweise Aussagen zulassen, haben Müller und Knoke (2008) unterbreitet.

### **7.4.2 Verbesserung der statistischen Aussagekraft und Transparenz der Beurteilung**

Verbissprozente sind die gängigen Indikatoren zur Beurteilung der Verbissbelastung. Bislang wird jedoch der Prozentanteil der verbissenen Pflanzen (Verbissprozent) häufig ohne Gewichtung bzw. Berücksichtigung etwaiger Korrelationen der Verbissprozente zwischen den Pflanzen in einem Aufnahmekreis bzw. zwischen den Aufnahmekreisen in einer Verjüngungsfläche kalkuliert. Fehlerwerte bzw. Vertrauensgrenzen werden bislang nicht angegeben. Statistisch sind die innerhalb der Aufnahmekreise erfassten Pflanzen und die in den Verjüngungsflächen angelegten Aufnahmekreise als Klumpen zu betrachten. Klumpenstichproben führen i. d. R. zu einer Aufblähung der Varianzen der erhobenen Mittelwerte, so dass eine Kalkulation der Standardfehler nach dem Verfahren, welches für Zufallsstichproben gilt, zu Verzerrungen (Unterschätzungen) führen kann. Die Varianzaufblähung nennt man Designeffekt. Dieser Effekt ergibt sich aus dem Quotienten der Varianz des geschätzten Mittelwertes einer korrekten Fehlerkalkulation für eine Klumpenstichprobe und der Varianz, die sich aus einer Zufallsstichprobe ergeben würde. In Zukunft sollten die Vertrauensgrenzen der statistisch geschätzten Verbissprozente der Baumarten, unter Berücksichtigung dieser statistischen Gegebenheiten, nach einem angemessenen Verfahren (z. B. durch ein gemischtes logistisches Modell) kalkuliert und mit kritischen Verbissintensitäten verglichen werden. Vorschläge hierzu haben Hothorn et al. (2008) bereits gemacht.

Eine objektivierte Beurteilung setzt aber neben der Kenntnis der Vertrauensgrenzen kritische Werte für die Verbissbelastung der einzelnen Baumarten voraus, die nach verschiedenen Waldgesellschaften, Wuchsräumen und Wuchsbedingungen getrennt herzuleiten wären. Das Bundesland Rheinland-Pfalz verwendet beispielsweise bereits seit Langem kritische Verbissintensitäten zur Beantwortung der Frage, ob das waldbauliche Ziel auf konkreten Verjüngungsflächen gefährdet ist oder nicht (vgl. Jochum und Asam 2009). Auf einer wissenschaftlich fundierten Basis wurden kritische Werte der Verbissbelastung z. B. von Eiberle (1989) sowie von Rüegg und Nigg (2003) publiziert (Tab. 8). Mit Blick auf die in Deutschland variablen Wuchsverhältnisse sind dies allerdings nur Beispielwerte, die hier lediglich zur Illustration angeführt werden.

Werden die in der Schweiz verwendeten kritischen Verbissintensitäten erreicht, setzt nennenswerte durch Verbiss bedingte Mortalität ein. Steigt die Verbissintensität über diese kritischen Werte hinaus weiter an, so nimmt auch die Mortalität schnell zu und erreicht bei manchen Baumarten rasch 100 % (Totverbiss). Laut Rüegg und Nigg (2003) können Verluste einzelner Baumarten oder starke Verschiebungen in der Baumartenzusammensetzung nur vermieden werden, wenn die Verbissprozentage längerfristig kleiner als die kritischen Verbissintensitäten sind.

**Tab. 8.** Beispiele für kritische Verbissintensitäten (Leittriebverbiss) in Prozent nach Rüegg und Nigg (2003), die für montane Lagen in der Schweiz hergeleitet wurden. Die Werte sind daher nicht ohne weiteres auf andere Verhältnisse übertragbar und werden hier nur beispielhaft genannt.

Baumart	Tanne	Fichte	Kiefer	Lärche	Bergahorn	Esche
Kritische Verbissintensität (%)	9	12	12	22	30	35

Die genannten, für jede Baumart spezifischen kritischen Verbissprozentage sind, wie schon erwähnt, nur Beispielwerte und gelten für montane Lagen in der Schweiz. Sie müssten durch eine Abschätzung der Zeit, welche die Baumarten auf anderen Standorten benötigen, um die durch Verbiss gefährdete Höhenzone zu verlassen, für jede Baumart und verschiedene Wuchsgebiete, Waldgesellschaften und Wuchskonstellationen an die jeweiligen Verhältnisse angepasst werden. Hierzu könnte man auf Kurven zur Höhenentwicklung junger Pflanzen zurückgreifen, die von Kennel (2000) aufgestellt und anhand von Versuchsflächendaten überprüft wurden.

Besonders vorteilhaft an der Verwendung kritischer Verbissintensitäten ist, dass diese baumartenspezifisch den Verbissgrad angeben, ab dem mit einem nennenswerten Ausfall der Mischbaumarten gerechnet werden muss. Eine Bewertung des Verbisses durch Vergleich der Verbissprozentage mit kritischen Werten



würde damit auch den Entmischungseffekten Rechnung tragen, da der Entmischungseffekt implizit in die Ableitung der kritischen Verbissintensitäten einfließt.

Die Interpretation der Vertrauensgrenzen und ihrer Lage mit Blick auf die kritischen Verbissintensitäten erfordert ein gewisses Maß an statistischen Grundkenntnissen. Vertrauensgrenzen umschließen mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit den wahren aber unbekanntem Wert (hier das Verbissprozent). Üblich sind Vertrauensgrenzen, die den wahren (unbekannten) Wert mit einer Wahrscheinlichkeit von 95 % umschließen. Würde man also theoretisch die Aufnahme 100 Mal wiederholen und jedes Mal Vertrauensgrenzen kalkulieren, so würden diese Grenzen in etwa 95 Fällen oberhalb und unterhalb des wahren Wertes zu liegen kommen und damit den wahren Wert umschließen. In rund fünf Fällen läge jedoch entweder die untere Grenze über oder die obere Grenze unter dem wahren Wert (Fehlerwahrscheinlichkeit 5 %), d. h., die Vertrauensgrenzen würden den wahren Wert in diesen wenigen Fällen nicht umfassen.

Vertrauensgrenzen könnten in Verbindung mit kritischen Verbissintensitäten für die vorkommenden Baumarten zu einer weiteren Objektivierung der Beurteilung beitragen.

In Abbildung 45 werden vier grundsätzlich mögliche Situationen beispielhaft dargestellt. Im ersten Fall (Überschreitung der kritischen Verbissintensität annähernd sicher) liegt selbst die untere Vertrauensgrenze (11 % Leittriebverbiss) der Verbisschätzung noch über dem kritischen Wert (hier beispielhaft 9 %). Dies bedeutet, dass lediglich mit einer Wahrscheinlichkeit von kleiner als 0,025 damit zu rechnen ist, dass das geschätzte Verbissprozent (20 %) auch aus einer Verteilung möglicher Verbissprozente mit einem wahren Mittelwert von 9 % (kritischer Wert) oder kleiner stammen könnte. Damit ist es annähernd als sicher anzusehen, dass tatsächlich eine Überschreitung der kritischen Verbissintensität vorliegt. Im zweiten Fall (Überschreitung der kritischen Verbissintensität wahrscheinlich) liegt die untere Vertrauensgrenze (6 %) unter dem kritischen Wert, der geschätzte Mittelwert des Verbissprozents (12 %) jedoch über dem kritischen Wert. Hiernach ist zwar zu erwarten, dass die kritische Verbissintensität tatsächlich überschritten ist, man kann aber auch nicht ausschließen, dass der Unterschied zwischen geschätztem Mittelwert und kritischer Verbissgrenze lediglich durch Zufall bedingt ist. In einem solchen Fall könnten ergänzende Informationen zu den Verhältnissen auf den Verjüngungsflächen hilfreich sein, um zu einem sicheren Urteil zu kommen. Im dritten Fall (Überschreitung der kritischen Verbissintensität unwahrscheinlich) liegt lediglich die obere Vertrauensgrenze (11 %) über dem kritischen Wert, nicht jedoch die untere Grenze und der geschätzte Mittelwert. Hier kann zwar nicht ausgeschlossen werden, dass der kritische Wert überschritten ist, es ist jedoch eher unwahrscheinlich. Lediglich wenn hier die Zahlen an unverbissenen Pflanzen sehr gering sind, wäre eine solche Situation eventuell als kritisch zu werten. Im vierten Fall (Überschreitung

der kritischen Verbissintensität nahezu ausgeschlossen) liegt selbst die obere Vertrauensgrenze unter dem kritischen Wert für die Verbissintensität. Diese Situation kann als unkritisch betrachtet werden.

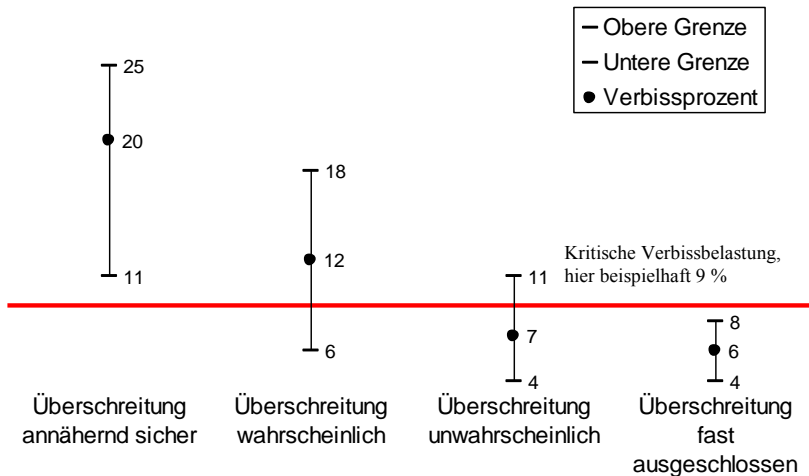


Abb. 45. Mögliche Lage von Vertrauensgrenzen und kritische Verbissintensitäten.

## 7.5 Fazit

Die Ausführungen zur möglichen Konfliktlösung in den Abschnitten 7.1 und 7.4 haben gezeigt, dass eine Verbesserung der Situation oder gar eine Lösung des Wald-Wild-Konflikts nicht mit einer einfachen Maßnahme umsetzbar ist. Vielmehr ist ein Bündel von rechtlichen, behördlichen, waldbaulichen, jagdtechnischen, informellen und politischen Vorgaben notwendig, um allen Beteiligten die Dringlichkeit von Änderungen näherzubringen und Wege dafür aufzuzeigen. Die obigen Beispiele zeigen auch, dass es bereits viele Ansätze zur Umsetzung von alten und neuen Ideen gibt. So wurde bereits 1994 eine Enquete-Kommission zum „Schutz der Erdatmosphäre“ des Deutschen Bundestages gegründet, die in der Studie „D“ des 2. Bandes zentrale Aspekte der Gefährdung der Wälder veröffentlichte. Schon damals wurde die Wald-Wild-Problematik mit allen Belangen analysiert und wurden konkrete Änderungsvorschläge in der Jagdgesetzgebung erarbeitet (Knabe et al. 1994). Doch selbst diese, auf hoher politischer Ebene beauftragte Studie fand ebensowenig Eingang in die Praxis, wie der im Anhang abgedruckte Appell von über 100 Forstwissenschaftlern aus dem Jahre 1974.

In der Vergangenheit wurden die sofort wirksamen Maßnahmen häufig nicht abgestimmt, und/oder es fehlte der unbedingte Wille dazu. So ist auch jetzt nicht davon auszugehen, dass alle Leser dieser Arbeit die mehr als offensichtliche Schieflage der Situation erkennen und zu einer Verbesserung beitragen wollen. Zu einer ähnlichen Einschätzung kommt auch der Bayerische Oberste Rechnungshof in seinem Bericht 2009 und führt weiter dazu aus: „Eine wesentliche Ursache für die seit Jahren unbefriedigende Situation liegt auch in der Aufteilung der Zuständigkeiten: Die Forstverwaltung bemängelt regelmäßig den hohen Verbiss, die Jagdverwaltung hilft dem nicht ab. Anschließend verweist die Forstverwaltung erneut auf die nicht tragbare Verbissbelastung. Das wenig effektive Zuständigkeitsgeflecht zwischen den unteren Jagd- und Forstbehörden ist kein Zukunftsmodell und sollte aufgegeben werden“. Schraml (1998) fasst in seiner empirischen Sozialstudie über „Die Normen der Jäger“ zusammen: „Die Einwirkung des Wildes auf die Waldverjüngung wird als Risiko aufgefasst, d. h. Menschen, nicht natürliche Prozesse werden als die auslösende Ursache angenommen. Wildverbiß ist demnach entscheidungsabhängig. Er kann vermieden oder gefördert werden. Wird er nicht vermieden, so ist die Suche nach den Ursachen bzw. den Verursachern unabdingbar.“

Die hier vorgeschlagenen Ansatzpunkte zur Konfliktlösung stellen lediglich Ideen dar, die nicht überall eins zu eins übernommen werden können und müssen. Zu unterschiedlich sind die regionalen und oft auch lokalen Voraussetzungen. Überall gleich sollte jedoch der Anspruch sein, Schäden durch Schalenwild auf ein akzeptables Maß zu verringern, ohne den Bestand einzelner Wildarten zu gefährden. Dass dies möglich ist, haben viele Beispiele gezeigt.

Wie die Betrachtungen der rechtlichen, ökologischen und ökonomischen Aspekte des Wald-Wild-Konflikts gezeigt haben, sind viele wichtige und öffentliche Bereiche betroffen. Die politische Diskussion ist daher auf breiter Basis, d. h. konkret in den Ministerien (z. B. Finanz-, Umwelt- und Forstministerien der Länder bzw. des Bundes), Medien und unter Einbindung von Verbraucherschutzverbänden zu führen. Dabei wird es sich nicht vermeiden lassen, dass die gegenwärtige Jagdpraxis kritisch hinterfragt wird. Dies muss jedoch auf sachlicher Basis und ohne diffamierende Angriffe, aber öffentlich erfolgen, da sich sonst vermutlich wenig ändern wird. In diesem Sinn ist auch die vorliegende Schrift als Beitrag zur längst überfälligen Auseinandersetzung der Politik mit dem Wald-Wild-Konflikt zu sehen. In diesem Zusammenhang wäre zu wünschen, dass diese Diskussion auch in Kreisen geführt wird, die weder Eigen- noch Lobbyinteressen vertreten und sich nur von sachlichen Erwägungen und dem grundgesetzlichen Schutz des Eigentums leiten lassen.



## 8 Zusammenfassung

In der vorliegenden Expertise wurden ökologische und ökonomische Risiken analysiert, die sich aus der gegenwärtig im weit überwiegenden Teil Deutschlands üblichen Schalenwildbewirtschaftung für Waldökosysteme ergeben. Es wurde deutlich, dass diese Risiken sowohl von der Gesellschaft im Allgemeinen, als auch besonders von der Jägerschaft unterschätzt bzw. nicht beachtet werden. Die gesetzlichen Grundlagen für eine Verbesserung der Situation sind größtenteils bereits vorhanden und nur in wenigen, aber entscheidenden Punkten ergänzungsbedürftig. Mindestens ebenso bedeutsam ist aber die mangelhafte Umsetzung, die sowohl an behördlichen Defiziten, vor allem aber auch am Widerstand der Jägerschaft scheitert. Es werden daher Möglichkeiten vorgeschlagen, wie die Probleme gelöst oder zumindest entschärft werden können. Das dabei diskutierte Instrumentarium reicht von der Stärkung des Verantwortungsbewusstseins aller Akteure bis hin zu denkbaren Sanktionen.

Am Beginn der Betrachtungen steht ein kurzer Abriss der Geschichte und der öffentlichen Wahrnehmung des Wald-Wild-Konflikts. Die Geschichte des Einflusses des Schalenwilds auf den Wald ist wechselhaft und in hohem Maß durch die politischen Verhältnisse geprägt. Während in Notzeiten und nach der Revolution 1848 niedrige Wilddichten herrschten, die der Waldverjüngung zu Gute kamen, wurden in feudalherrschaftlichen Zeiten und in der Zeit des Nationalsozialismus Schalenwilddichten erreicht, die eine natürliche Waldregeneration praktisch ausschloss. Heute erlauben die Schalenwilddichten vielerorts nicht, den aus verschiedenen Gründen angestrebten Waldumbau und die ökonomisch und ökologisch erwünschte natürliche Verjüngung der Hauptbaumarten zur Begründung gemischter Bestände voranzubringen. Dem steht das Votum eines großen Teils der Jägerschaft entgegen, der den Gedanken der Wildhege in den Vordergrund stellt und eine im Hinblick auf die Waldverjüngung spürbare Verringerung der Schalenwilddichte ablehnt.

Im folgenden Kapitel werden rechtliche Vorgaben und gesellschaftliche Ziele zum Thema Schalenwild und Biodiversität analysiert. Die Darstellung des Rechtsbestandes auf der Basis jagd-, wald- und naturschutzgesetzlicher Vorgaben des Bundes und Bayerns zeigt die Vorrangstellung des Waldes bzw. der Waldbewirtschaftung gegenüber der Jagd. Dies gilt insbesondere für den Schutz und die Erhöhung der Biodiversität auf der Grundlage der Wald- und Naturschutzgesetze. Selbst die Jagdgesetzgebung lässt nur wenige Zweifel daran, dass es sich bei der jagdlichen Nutzung im Verhältnis zur forstwirtschaftlichen Hauptnutzung um eine Nebennutzung im Wald handelt. Daher muss die Jagd so ausgeübt werden,

dass Beeinträchtigungen der forstwirtschaftlichen Nutzung vermieden und die berechtigten Ansprüche der Forstwirtschaft auf Schutz gegen Wildschäden voll gewahrt bleiben. Insbesondere die Waldverjüngung der Hauptbaumarten muss ohne Schutzeinrichtungen möglich sein. Da die Gesetze die gesellschaftlichen Ziele in dieser Hinsicht hinreichend klar formuliert haben, hängen Konflikte zwischen forstwirtschaftlichen und jagdlichen Interessen weniger mit dem Fehlen gesetzlicher Leitvorgaben als vielmehr mit einem davon oftmals abweichenden und deshalb unzureichenden Gesetzesvollzug durch die maßgeblichen Akteure (Jagdbehörden, Waldbesitzer, Jäger) mit allen rechtlichen Konsequenzen für die Beteiligten zusammen.

Kapitel 4 befasst sich mit ökologischen und ökonomischen Auswirkungen von Schalenwildverbiss. Dieser führt bei hohen Wilddichten zu bedeutsamen Schäden. Darunter sind erstens Wachstumseinbußen durch Biomasseentzug zu verstehen, von dem besonders die zunächst bevorzugten vitalen und wuchskräftigen Individuen der Baumverjüngung betroffen sind. Zweitens führt einmaliger Verbiss bei Keimlingen bzw. mehrmaliger Verbiss bei älteren Pflanzen in Abhängigkeit der Baumart zu Mortalität. Drittens kommt es durch den selektiven Verbiss insbesondere des Rehwilds zur Entmischung der künftigen Bestände zulasten der selteneren und/oder stark verbissgefährdeten Baumarten. Mit anderen Worten: Die Baumartendiversität sinkt. Verluste an Diversität von Baumarten können kaskadenförmige Einflüsse auf die gesamte Biodiversität in Waldbeständen haben.

Die genannten Befunde sind angesichts des Ausmaßes der Schäden (vgl. Kapitel 5), im Hinblick auf die Schutzwirkung von Wäldern und den durch den Klimawandel besonders dringlichen Waldbau bedenklich. Negative Auswirkungen hoher Schalenwilddichten auf die Schutzfunktion von Bergwäldern wurden schon vor über 100 Jahren thematisiert. Waldbauliche Maßnahmen zur Habitatverbesserung und Erhöhung des Nahrungsangebots führen nur bei geringen Wilddichten zu einer Entlastung der Waldverjüngung von Verbiss. Bei hohen Wilddichten werden viele Baumarten unabhängig von den Waldstrukturen gleichermaßen verbissen, sodass alle anderen für das Wachstum der Bäume relevanten Umweltfaktoren überlagert werden. Eine langfristig naturnahe Bewirtschaftung stabiler Wälder kann daher nur bei niedrigen Schalenwilddichten erreicht werden.

Die tatsächlichen Konsequenzen für die Waldbesitzer und insbesondere für die kommenden Generationen von Waldbesitzern scheinen bei konventionellen Schadensbewertungen nicht auf, weil die ökologischen, insbesondere aber die ökonomischen Nachteile einer Entmischung nicht berücksichtigt werden. Mit dem Verlust von Mischbaumarten durch Wildverbiss müssen Waldbesitzer mit ihrem an Baumarten ärmeren Wald höhere Risiken in Kauf nehmen. Wie bei gemischten Vermögensanlagen, für die man eine möglichst breite Diversifikation empfiehlt (hier gilt die Devise: „Wer streut, rutscht nicht“), profitieren gemischte Wälder von beträchtlichen Risikokompensationen. Dieser Vorteil geht durch

homogenisierenden Wildverbiss verloren, wodurch das Risiko des an Baumarten verarmten Waldes erheblich steigt. Beim auf den überhöhten Wildverbiss folgenden Risiko handelt es sich aber nicht um ein bewusst in Kauf genommenes, sondern um ein aufgezwungenes Risiko; ein unerwünschter Effekt, für den Waldbesitzer eine angemessene Kompensation verlangen müssten!

Die Ausführungen im Kapitel 5 betreffen Inventurergebnisse zum Ausmaß von Wildverbiss. Die anhand von Verbiss- und Verjüngungsinventuren unterschiedlicher Intensität festgestellten Schäden durch Wildverbiss befinden sich seit Jahren auf unverändert hohem Niveau. Selbst auf gezäunten Flächen wurden zum Teil massive Schäden festgestellt. Die Bundeswaldinventur dokumentierte zudem erhebliche Unterschiede in der Verbisshäufigkeit zwischen den Bundesländern. In einzelnen Bundesländern deutet sich lediglich in den Regiejagden eine Verbesserung der Verbissituation an.

Anhand eines Soll-Ist-Vergleichs wurde die aktuelle Situation mit den gesetzlichen Vorgaben verglichen (Kapitel 6). Es stellte sich heraus, dass es in der Rechtspraxis weiterhin zu einem Auseinanderklaffen des gesetzlich und somit gesellschaftlich erwünschten und des tatsächlichen Zustands der Waldverjüngung kommt. Zum Einen könnte dies in einer in ihren vollzugssteuernden Teilen inhomogenen Gesetzeslage begründet sein. Zum Anderen könnte es aber auch sein, dass der Gesetzesvollzug aus sich heraus fehlerhaft ist, weil die maßgeblichen Akteure die Gesetze – gewollt oder ungewollt – in ungenügender Weise vollziehen. Folgende Punkte widersprechen in Ansätzen oder gänzlich den gesellschaftlichen Zielen: Hegepflicht mit Wildtierfütterung statt angemessene Schalenwildlichten, uneffektive Bejagungsmethoden, Abschussplanung nicht an Schäden sowie den Vorgaben des Wald- und Naturschutzrechts orientiert, zudem teilweise willkürlich, ohne Kontrolle und Sanktionierung bei Nichterfüllung, Wildschadensersatz im Wald zwar möglich, jedoch ohne konkrete Vorgaben zur Bewertung, volkswirtschaftliche Schäden bleiben unberücksichtigt. Ein wesentliches Ziel der Forstverwaltungen sollte es sein, Fallbeispiele zu schaffen und anzuwenden, aus denen für alle Beteiligten klar wird, was passiert, wenn Vorgaben nicht erfüllt werden. Ansätze dazu sind in einigen Bundesländern vorhanden, eine bundesweite Vereinheitlichung wäre wünschenswert.

Im Kapitel 7 werden Ansätze zur Lösung des Wald-Wild-Konflikts vorgestellt. Die wichtigsten Anregungen werden durch folgende Punkte zusammengefasst:

### **1. Rechtliche und behördliche Schritte könnten sein**

- die Abschaffung der Abschussplanung für Rehwild oder die Einführung eines Mindestabschussplans unter Berücksichtigung forstlicher Verjüngungsgutachten und Verwendung von Weisergattern sowie die Einführung von Sanktionen bei Verstößen gegen besondere Bestimmungen für geschützte Wälder (z. B. FFH-Gebiete, Naturschutzgebiete, Bergwälder),

- gesetzliches Hervorheben des Vorrangs der Wildschadensvermeidung durch geringe Schalenwildichten gegenüber Wildschadensersatzmaßnahmen,
- die Vereinfachung und Vereinheitlichung der Bezifferung und Gewährung von Wildschadensersatz im Wald durch Benennung konkreter Beispiele (vergleichbar dem landwirtschaftlichen Schadensersatz),
- die Erarbeitung von Musterpachtverträgen mit Regelungen zum Abschuss und zur Kontrolle des Abschusses,
- die Überprüfung der Mindestgröße für Jagdbezirksflächen,
- die Revision der Jagdzeiten für einzelne Schalenwildarten anhand von wildbiologischen Erkenntnissen,
- die Schaffung bundesweit einheitlicher Regelungen zum Schutz wandernder Tierarten mit Auswirkungen auf Hegegemeinschaften (z. B. Rotwildbejagung innerhalb und außerhalb von Rotwildgebieten),
- die Abschaffung der staatlichen Förderung von künstlichen Maßnahmen zum Schutz der Waldverjüngung (insbesondere Zaunkosten, evtl. mit Ausnahme von Weisergatten),
- die einheitliche Einschränkung von Fütterungen auf Notzeiten und
- die gesetzlich vorgeschriebene Aus- und Weiterbildung in jagdlicher Umweltbildung.

## **2. Waldbauliche Möglichkeiten der Einflussnahme sind beschränkt auf**

- die Vermeidung großflächiger Kahlfelder,
- die Förderung heterogener Bestandesstrukturen unter Beachtung der jeweiligen Standortansprüche einzelner Baumarten.

## **3. Wildbiologische, jagdtechnische und jagdpolitische Ansätze betreffen**

- eine Neubewertung der Bejagungsnotwendigkeit einzelner Arten,
- die Förderung des Problembewusstseins bei der Jägerschaft,
- artgerechtere und effektivere Jagdmethoden unter Verkürzung der Jagdzeiten und Schaffung von Anreizen für die Jägerinnen und Jäger,
- ein Fütterungsverbot mit Ausnahme von öffentlich bekanntgegebenen Notzeiten,
- stärkere Kontrolle der Kirrjagd,
- die Förderung und Akzeptanz von Großraubwild sowie
- den Verzicht auf Anrechnung von Unfallwild auf Abschusspläne.

## **4. Kalkulation der betrieblichen und volkswirtschaftlichen Folgen** von Schäden durch Schalenwild im Wald und Kommunikation der Ergebnisse an die Politik.



**5. Regulierung und möglichst einheitliche Durchführung von Verjüngungs-, Schälschadens- und Verbissinventuren.** Für die statistische Absicherung der Ergebnisse ist die Einführung von Vertrauensgrenzen für die praktische Beurteilung eine Ableitung kritischer Verbiss- oder Schälschadensintensitäten sinnvoll.

**6. Der Wald-Wild-Konflikt** und die damit verbundenen rechtlichen, volks- und betriebswirtschaftlichen Implikationen sollten **auf hoher politischer Ebene behandelt werden.**



## 9 Summary

### **The forest-game conflict - Analysis and recommendations under legal, ecological and economic aspects**

In this report, the ecological and economic risks to forest ecosystems arising from current game management generally practised throughout most of Germany are analysed. It becomes clear that these risks are either underestimated or ignored by both the society in general and especially by hunters. The legislation needed to improve the situation is largely already in place, and requires amendment of merely a few important aspects. However, the lack of implementation of this legislation, due to short-staffing of the relevant authorities but primarily to resistance from hunters, is also an equally, if not more, important factor. Therefore recommendations on how these problems can be solved or at least defused, are presented here. The instruments proposed range from increasing the sense of responsibility of all concerned through to feasible sanctions.

The influence of ungulates on the forest has been changeable throughout history, linked largely to the political circumstances of the time. Whereas at times of famine, and after the 1848 revolution low deer densities were prevalent, which favoured forest regeneration, under feudalism and during national socialist era deer densities reached levels which virtually excluded natural regeneration. Today, deer densities impede forest conversion, promoted for a range of reasons, at many sites and the natural regeneration of main economic and ecologically desirable tree species for the establishment of mixed forest stands. These management goals are blocked by the vote of the vast majority of the hunters, who prioritise game keeping and reject calls for an appreciable reduction especially in deer densities to encourage forest regeneration.

The national and Bavarian hunting, forest and nature conservation regulations prioritise forests and forestry over hunting. The forest and nature conservation laws especially serve to conserve and enhance forest biodiversity. Even the hunting legislation leaves little room for doubt that hunting is a secondary forest use compared to the primary forestry operations. Consequently hunting must be conducted such that forestry operations are not adversely affected and, furthermore, the demands from forest management that forests must be protected against game browsing damage are complied with. The regeneration of the main forest tree species, in particular, must be promoted without need for protective measures. Because society's goals in this respect are clearly formulated in the legislation, the

conflict between forestry and hunting interests is not so much due to the absence of legal regulations, but rather a consequence of the softening, and hence inadequate enforcement of the law by those responsible (hunting authorities, forest owners, hunters). Thus offenders are not faced with the full legal consequences.

The ecological and economic impact of browsing is significant at high deer densities. Firstly, a loss of increment through biomass removal occurs, of which especially the vital tree seedlings, which are preferentially browsed, are affected. Secondly, for some tree species mortality results after the seedlings have been browsed only once, or in the case of saplings, more than once. Thirdly, selective browsing, particularly by roe deer, causes a reduction in the species mixture in stands over time, resulting especially in the loss of rarer species or those preferentially browsed. This loss of tree species diversity leads to an inherent decrease in the total biodiversity in forest stands.

The findings stated are disturbing given the extent of the damage, and in view of the protective effects of forests and the urgent need for forest conversion in the face of climate change. The negative effects of the high deer densities on the protective function of mountain forests were being discussed over 100 years ago. Silvicultural measures to improve habitat and increase the available nutrition only relieve natural regeneration from browsing when the deer density is low. At high deer densities, however, many tree species are browsed equally irrespective of forest structure. This overrides all other environmental factors relevant for tree growth. Consequently, a long-term, near-natural management to achieve stable forest ecosystems can only be realised at low deer densities.

The real consequences for forest owners, and in particular for the next generation of forest owners, are not apparent from conventional damage assessments because they do not account for the ecological, and especially the economic costs of poorer species mixtures. The poorer forests arising from a reduction in tree species mixture caused by deer browsing means forest owners carry higher investment risks. As with a mixed capital investment, where as wide a diversification as possible is recommended, the benefits of mixed species forest lie in the spread of risk. This advantage is lost as forests browsed by deer become more homogeneous, and the risk associated with species-poor forests increases considerably. The increased risk brought about by excessive deer browsing is not consciously accepted, but an imposed risk; an undesirable effect for which forest owners must demand adequate compensation.

For many years, the high level of damage identified by browsing and regeneration inventories of different intensities has remained unchanged. Sometimes excessive damage has even been found in fenced areas. The national forest inventory also documented major differences in the browsing frequency between the states. In some states the browsing situation has been improved in those forests where hunting is managed by the state foresters.

In a comparison of the actual to desired state, the actual situation was compared to the legal regulations. In legal terms, it became evident that the actual state of forest regeneration diverges from the legally, and hence socially desirable state. On the one hand this may be due to inconsistent legislation of the enforcement rules. On the other hand, it may be that the enforcement of the law itself is defective because the primary law enforcers – like it or not – do not adequately enforce it. The following points contradict, in part or entirely, society's goals: gamekeeping obligation including excessive feeding practice instead of appropriate deer densities; ineffective hunting methods; hunting plans not based on damage or on forest and nature conservation legislation, and sometimes autocratic with no control or sanctions if not met; game damage compensation in forests is possible yet without specific assessment criteria; financial damage is ignored. The forest department should develop and use case studies which make it clear for all concerned what happens when regulations are not followed. This approach is being adopted in some states, and a national standard is desirable.

The main recommendations to resolve the forest-game conflict are summarised below:

### **1. The legal and departmental authorities could undertake**

- abolition of hunting plans for roe deer, or the introduction of a minimum cull based on forest regeneration assessments and the use of indicator fences in addition to the introduction of sanctions for violations against specific rules for protected forests (e.g., nature conservation areas or mountain forests);
- legal prioritisation of avoidance of deer browsing damage by lower deer densities over deer damage compensation measures;
- simplification and standardisation of the amount and granting of game damage compensation in forests by stating specific examples;
- elaboration of standard lease contracts with regulations for culling and controlling culls;
- reassessment of the minimum areas for hunting districts;
- revision of shooting seasons for individual game species based on game biology knowledge;
- creation of national standard regulations for the protection of migratory fauna with consequences for gamekeeping organisations (e.g., red deer shooting in- and outside red deer territories);
- abolition of the state support for artificial protection measures for forest regeneration (especially fencing costs, possibly excepting indicator fencing);
- uniform restriction of feeding to periods of severe fodder shortage;
- legal stipulations for education and further education in environmental science for hunting.

2. **Potential silvicultural influence is confined to**
  - reduction of large-scale clearances;
  - promotion of heterogeneous stand structures appropriate for species-specific site requirements.
3. **Approaches in game biology, hunting techniques and hunting policies include e.g.**
  - reassessment of the need to shoot certain species;
  - promotion of hunters' awareness of the problems;
  - more species appropriate and effective hunting methods by shortening the hunting season and creation of incentives for hunters;
  - feeding prohibition with the exception of publicly declared harsh periods;
  - more tightly controlled bait hunting;
  - promotion and acceptance of large predators; and
  - abandonment of including game mortality through car accidents in hunting plans.
4. **Calculation of the economic and financial consequences** of damage from ungulates in the forest and communication of the results to politicians.
5. **The regulation and uniform implementation of** regeneration, ungulate damage and browsing **inventories to the extent possible**. For the statistical reliability of the results, the introduction of confidence limits should be introduced, or for practical assessments, the critical browsing or deer damage intensities should be assessed.
6. **The forest-game conflict** and the associated legal, financial and economic implications **should be dealt with at a higher political level**.

## 10 Literatur

- Allombert, S., Gaston, A.J., Martin, J.-L. 2005a. A natural experiment on the impact of overabundant deer on songbird populations. *Biological Conservation* 126, 1-13
- Allombert, S., Stockton, S., Martin, J.-L. 2005b. A natural experiment on the impact of overabundant deer on forest invertebrates. *Conservation Biology* 19, 1917-1929
- Ammer, C. 1996a. Impact of ungulates on structure and dynamics of natural regeneration of mixed mountain forests in the Bavarian Alps. *Forest Ecology and Management* 88, 43-53
- Ammer, C. 1996b. Konkurrenz um Licht - zur Entwicklung der Naturverjüngung im Bergmischwald. *Forstliche Forschungsberichte München* 158
- Ammer, C. 2009. Plädoyer für eine Neuorientierung des Jagens. *Allgemeine Forst Zeitschrift/Der Wald* 64, 146-149
- Ammer, C., Bickel, E., Kölling, C. 2008. Converting Norway spruce stands with beech – a review on arguments and techniques. *Austrian Journal of Forest Science* 125, 3-26
- Ammer, U., Mössmer, E.-M., Schirmer, R. 1985. Vitalität und Schutzbefähigung von Bergwaldbeständen im Hinblick auf das Waldsterben. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 104, 122-137
- Andersen, R., Duncan, P., Linnell, J.D.C. (Hrsg.) 1998. *The European roe deer: the biology of success*. Scandinavian University Press, Oslo
- Anonymus 2009. Projekt Waldökosystemmanagement Wintersemester 2008/2009: Betriebsplanung für den Realgemeindewald Rosdorf (Großer Leinebusch). Projektarbeit Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie, Universität Göttingen (unveröff.)
- Anonymus 2010. Projekt Waldökosystemmanagement Wintersemester 2009/2010: Betriebsplanung für den Genossenschaftsforst Wibbecke. Projektarbeit Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie, Universität Göttingen (unveröff.)
- Baier, R., Göttlein, A. 2006a. Verjüngung der Fichte im naturnahen Bergmischwald und auf Schutzwald-Sanierungsflächen. *Allgemeine Forstzeitschrift/Der Wald* 61, 820-823
- Baier, R., Göttlein, A. 2006b. Empfehlungen zur Verjüngung labiler Schutzwälder. *Allgemeine Forstzeitschrift/Der Wald* 61, 824-826

- Bartelheimer, P., Kollert, W. 1990. Hilfsmittel zur Bewertung von Verbiß- und Fegeschäden. Allgemeine Forstzeitschrift 45, 369-371
- Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) 2009. Abschlussbericht Pilotprojekt zur „Befreiung von den Vorschriften der Abschussplanung für Rehwild nach Art. 32 Abs. 6 BayJG“ in Hegegemeinschaften mit mindestens tragbarer Verbissbelastung. <http://www.lwf.bayern.de/wald-und-gesellschaft/forstpolitik-wildtiermanagement-jagd/projekte/laufend/37318/abschlussbericht-rehwild-abschussplanung.pdf>, Zugriff 13.9.2010
- Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 2009. Forstliches Gutachten zur Situation der Waldverjüngung 2009. München: Bayerisches Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten. [http://www.forst.bayern.de/jagd/verbissgutachten/34336/linkurl\\_8.pdf](http://www.forst.bayern.de/jagd/verbissgutachten/34336/linkurl_8.pdf), Zugriff 11.1.2010
- Beguin, J., Pothier, D., Prévost, M. 2009a. Can the impact of deer browsing on tree regeneration be mitigated by shelterwood cutting and strip clearcutting? Forest Ecology and Management 257, 38-45
- Beguin, J., Prévost, M., Pothier, D., Côté, S.D. 2009b. Establishment of natural regeneration under severe browsing pressure from white-tailed deer after group seed-tree cutting with scarification on Anticosti Island. Canadian Journal of Forest Research 39, 596-605
- Beimgraben, T. 2002. Auftreten von Wachstumsspannungen im Stammholz der Buche (*Fagus sylvatica* L.) und Möglichkeiten zu deren Verminderung. Dissertation, Albert-Ludwigs-Universität, Freiburg i. B.
- Beinhofer, B. 2008. Berücksichtigung von Risiko in der Waldbewertung. Allgemeine Forstzeitschrift/Der Wald 63, 918-920
- Beinhofer, B. 2009. Zur Anwendung der Portfoliotheorie in der Forstwissenschaft; Finanzielle Optimierungsansätze zur Bewertung von Diversifikationseffekten. Dissertation, Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt, TU München
- Beinhofer, B., Knoke, T. 2010. Finanziell vorteilhafte Douglasienanteile im Baumartenportfolio. Forstarchiv 81, 255-265
- Bengtsson, J., Nilsson, S.G., Franc, A., Menozzi, P. 2000. Biodiversity, disturbance, ecosystem function and management of European forests. Forest Ecology and Management 132, 39-50
- Bergquist, J., Bergström, R., Zakharenka, A. 2003. Responses of young Norway spruce (*Picea abies*) to winter browsing by roe deer (*Capreolus capreolus*): effects on height growth and stem morphology. Scandinavian Journal of Forest Research 18, 368-376
- Bergquist, J., Kullberg, Y., Örlander, G. 2001. Effects of shelterwood and soil-scarification on deer browsing on planted Norway spruce (*Picea abies* L. (Karst)) seedlings. Forestry 74, 359-367



- Bergquist, J., Löf, M., Örlander, G. 2009. Effects of roe deer browsing and site preparation on performance of planted broadleaved and conifer seedlings when using temporary fences. *Scandinavian Journal of Forest Research* 24, 308-317
- Bernhart, A. 1987. Waldentwicklung und Wildverbiss im oberbayerischen Bergwald. *Allgemeine Forstzeitschrift* 42, 244-246
- Bernhart, A. 1988. Waldentwicklung, Verjüngung und Wildverbiss im oberbayerischen Bergwald. *Schweizer Zeitschrift für Forstwesen* 139, 463-483
- Bernhart, A. 1990. Entwicklung der Bestockung im Bergwald Oberbayerns seit 1860. In: Kommission für Ökologie der Bayerischen Akademie der Wissenschaften (Hrsg.) *Zustand und Gefährdung des Bergwaldes. Ergebnisse eines Rundgesprächs. Forstwissenschaftliche Forschungen* 40, 19-29
- Berrens, K., Bezzel, E., Braunschweig, A. von, Dietzen, W., Eggeling, F.K. von, Glänzer, U., Helemann, W., Leonhardt, P., Reb, W., Schneider, E., Sperber, G., Stief, R., Urban, J., Walz, K.-L., Anderluh, G., Seilmeier, G. 1985. *Jagdlexikon*. BLV, München
- Binkley, D., Singer, F., Kaye, M., Rochelle, R. 2003. Influence of elk grazing on soil properties in Rocky Mountain National Park. *Forest Ecology and Management* 185, 239-247
- Bleile, K. 2006. Vorkommen und Analyse von Zugholz bei Buche (*Fagus sylvatica* L.) als Ursache von Spannungen im Rundholz und Verwerfungen des Schnittholzes. Dissertation, Albert-Ludwigs-Universität, Freiburg i. B.
- BMVEL (Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft) 2004. *Die zweite Bundeswaldinventur: Das Wichtigste in Kürze*. Gekko, Sankt Augustin
- BMVEL (Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft) 2005. *Bundeswaldinventur2 - Wildverbiß und Schäle im Wald*. <http://www.bundeswaldinventur.de/media/archive/286.pdf>; Zugriff 10.11.2009
- Bobek, B., Perzanowski, K., Siwanowicz, J., Zielinski, J. 1979. Deer pressure on forage in a deciduous forest. *Oikos* 32, 373-380
- Bockstahler, T. 2006. Ein Verfahren zur Klassifikation von Schutzwäldern auf Hauptdolomitstandorten der Bayerischen Alpen. Unveröff. Diplomarbeit Studienfakultät für Forstwissenschaft und Ressourcenmanagement der TU München
- Bole, A., Ammer, C., Löf, M., Madsen, P., Nabuurs, G.-J., Schall, P., Spathelf, P., Rock, J. 2009. Adaptive forest management in central Europe: climate change impacts, strategies and integrative concept. *Scandinavian Journal of Forest Research* 24, 473-482

- Brang, P., Schönenberger, W., Schwitter, R., Wasser, B., Frehner, M. 2006. Management of protection forests in the European Alps: an overview. *Forest Snow and Landscape Research* 80, 23-44
- Bristow, M., Nichols, J.D., Vanclay, J.K. 2006. Improving productivity in mixed-species plantations. *Forest Ecology and Management* 233, 193-194
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft 2006. Wildschadensbericht 2004 gemäß § 16 Abs. 6 Forstgesetz 1975. Download: <http://www.lebensministerium.at> (Bereich Publikationen/Forst)
- Burghardt, F., Suchant, R. (ohne Jahr) Monetäre Bewertung von Rehwildverbiss in Naturverjüngungen. Freiburg: Forstliche Versuchsanstalt Baden-Württemberg.  
[http://www.waldwissen.net/themen/wald\\_wild/wildschaeden/fva\\_verbiss\\_bewertung\\_DE](http://www.waldwissen.net/themen/wald_wild/wildschaeden/fva_verbiss_bewertung_DE), Zugriff 11.1.2010
- Burschel, P. 1975. Schalenwildbestände und Leistungsfähigkeit des Waldes als Problem der Forst- und Holzwirtschaft aus der Sicht des Waldbaus. *Allgemeine Forstzeitschrift* 30, 214-221
- Burschel, P. 1988. Jagd ist Teil des Waldbaus. *Forst und Holz* 43, 431-433
- Burschel, P., El Kateb, H., Ammer, C. 1993. Die Verjüngung im Bergmischwald. *Der Wald* 43, 264-269
- Burschel, P., El Kateb, H., Huss, J., Mosandl, R. 1985. Die Verjüngung im Bergmischwald. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 104, 65-100
- Burschel, P., El Kateb, H., Mosandl, R. 1992. Experiments in mixed mountain forests in Bavaria. In: Kelty, M.J., Larson, B.C., Oliver, C.D. (Hrsg.) *The ecology and silviculture of mixed-species forests*, 183-215
- Carlowitz, H.C. von 1713. *Sylvicultura oeconomica: Anweisung zur wilden Baumzucht*. Braun Verlag, Leipzig
- Cederlund, G., Bergqvist, J., Kjellander, P., Gill, R.M.A., Gaillard, J.M., Boisaubert, B., Ballon, P., Duncan, P. 1998. Managing roe deer and their impact on the environment: maximising the net benefits to society. In: Andersen, R., Duncan, P., Linnell, J.D.C. (Hrsg.) *The European roe deer: the biology of success*. Scandinavian University Press, Oslo, 337-372
- Calabrò, S., Suchant, R. 2009. Das weiterentwickelte Forstliche Gutachten in Baden-Württemberg. *Allgemeine Forstzeitschrift/Der Wald* 64, 430-431
- Carline, K.A., Bardgett, R.D. 2005. Changes in tree growth resulting from simulated browsing have limited effects on soil biological properties. *Soil Biology and Biochemistry* 37, 2306-2314
- Casabon, C., Pothier, D. 2007. Browsing of tree regeneration by white-tailed deer in large clearcuts on Anticosti Island, Quebec. *Forest Ecology and Management* 253, 112-119

- Čermák, P. 2007. Browsing and peeling damage on woody plants in the Czech Republic. Lesnická práce, s.r.o., Kostelec nad Černými lesy
- Clasen, C., Knoke, T. 2009. Entmischung von Baumarten durch Wildverbiss und mögliche finanzielle Konsequenzen. Allgemeine Forstzeitschrift/DerWald 64, 1145-1147
- Clasen, C., Hahn, A., Knoke, T. 2008. Ein neuer Ansatz zur finanziellen Bewertung von Baumartenverschiebungen. Allgemeine Forstzeitschrift/DerWald 63, 908-909
- Clements, F.E. 1936. Nature and structure of the climax. Journal of Ecology 24, 253-284
- Collard, A., Lapointe, L., Ouellet, J.P., Crête, M., Lussier, A., Daigle, C., Côte, S.D. 2010. Slow responses of understory plants of maple-dominated forests to white-tailed deer experimental exclusion. Forest Ecology and Management 260, 649-662
- Connell, J.H. 1990. Apparent versus 'real' competition in plants. In: Grace, J., Tilman, D. (Hrsg.) Perspectives on plant competition. Academic Press, San Diego, 9-25
- Cotta, H. 1828. Anweisung zum Waldbau. 4. Auflage. Arnoldische Buchhandlung, Leipzig
- Coulon, A., Morellet, N., Goulard, M., Cargnelutti, B., Angibault, J.-M., Hewison, A.J.M. 2008. Inferring the effect of landscape structure on roe deer (*Capreolus capreolus*) movements using a step selection function. Landscape Ecology 23, 603-614
- Cunningham, C., Zimmermann, N.E., Stoeckli, V., Bugmann, H. 2006. Growth response of Norway spruce saplings in two forest gaps in the Swiss Alps to artificial browsing, infection with black snow mold, and competition by ground vegetation. Canadian Journal of Forest Research 36, 2782-2793
- Danell, K., Bergström, R., Edenius, L. 1994. Effects of large mammalian browses architecture, biomass and nutrients of woody plants. Journal of Mammalogy 75, 833-844
- Deegen, P., Hung, B.C., Mixdorf, U. 1997. Ökonomische Modellierung der Baumartenwahl bei Unsicherheit der zukünftigen Temperaturentwicklung. Forstarchiv 68, 194-205
- Didion, M., Kupferschmid, A.D., Bugmann, H. 2009. Long-term effects of ungulate browsing on forest composition and structure. Forest Ecology and Management 258 (Supplement 1), S44-S55
- Dieter, M. 1997. Berücksichtigung von Risiko bei forstbetrieblichen Entscheidungen. Schriften zur Forstökonomie 16. J.D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt a. M.
- Dieter, M. 2001. Land expectation values for spruce and beech calculated with Monte Carlo modelling techniques. Forest Policy and Economics 2, 157-166

- Dinser, K. 1996. Schutzwaldsanierung im Bayerischen Hochgebirge Fallbeispiel Hinterstein im Oberallgäu. Forstwissenschaftliches Centralblatt 115, 231-245
- Döbel, H.W. 1746. Heinrich Wilhelm Döbels Eröffnete Jäger-Practica, Oder Der wohlgeübte und Erfahrene Jäger: Darinnen Eine vollständige Anweisung zur ganzen Hohen und Niedern Jagd-Wissenschaft in III. Theilen enthalten ... ; Nebst einem Doppelten Anhang ... ; Alles aus vieljähriger eigener Praxis gründlich und deutlich gezeigt, mit vielen Kupffern und Grund-Rissen, und einer Vorrede Des Königlich-Preußischen Geheimen Raths und Cantzlers der Universität Halle, Reichs-Freyherm von Wolff. Heinsius Verlag, Leipzig. 240 S.
- Drößler, L., Lüpke, B. von 2007. Bestandesstruktur, Verjüngung und Standortfaktoren in zwei Buchenurwald-Reservaten der Slowakei. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 178, 121-135
- Edenius, L. 1993. Browsing by moose on Scots pine in relation to plant resource availability. Ecology 74, 2261-2269
- Edenius, L., Danell, K., Nyquist, H. 1995. Effects of simulated moose browsing on growth, mortality and fecundity in Scots pine: relations to plant productivity. Canadian Journal of Forest Research 25, 529-535
- Edwards, S.F., Link, J.S., Rountree, B.P. 2004. Portfolio management of wild fish stocks. Ecological Economics 49, 317-329
- Eiberle, K. 1967. Über die Auswirkungen des Verbisses in Jungwüchsen von Bergahorn und Esche. Schweizer Zeitschrift für Forstwesen 118, 321-325
- Eiberle, K. 1975. Ergebnisse einer Simulation des Wildverbisses durch den Triebschnitt. Schweizer Zeitschrift für Forstwesen 126, 821-839
- Eiberle, K. 1978. Folgewirkungen eines simulierten Wildverbisses auf die Entwicklung junger Waldbäume. Schweizer Zeitschrift für Forstwesen 129, 757-768
- Eiberle, K. 1989. Über den Einfluss des Wildverbisses auf die Mortalität von jungen Waldbäumen in der oberen Montanstufe. Schweizer Zeitschrift für Forstwesen 140, 1031-1042
- Eiberle, K., Nigg, H. 1983. Über die Folgen des Wildverbisses an Fichte und Weißtanne in montaner Lage. Schweizer Zeitschrift für Forstwesen 134, 361-372
- Ellenberg, H. 1979. Frühjahrs- und Sommernahrung bestimmen die Dynamik von Rehpopulationen (*Capreolus capreolus*). Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 7, 439-452
- Ellenberg, H. 1988. Eutrophierung - Veränderungen der Waldvegetation. Schweiz. Zeitschrift für Forstwesen 139, 261-282
- Ellenberg, H. 1996. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart

- Elton, E.J., Gruber, M.J. 1995. Modern portfolio theory and investment analysis. Fifth edition. Wiley and Sons, New York, Chichester
- Feber, R.E., Brereton, T.M., Warren, M.S. und Oates, M. 2001. The impacts of deer on woodland butterflies: the good, the bad and the complex. *Forestry* 74, 271-276
- Flemming, H.F. von 1719. *Der Vollkommene Teutsche Jäger*. Martini Verlag, Leipzig
- Figge, F. 2004. Bio-folio: applying portfolio theory to biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 13, 827-849
- Forest Stewardship Council, Arbeitsgruppe Deutschland (FSC) 2010. Deutscher FSC-Standard. Deutsche übersetzte Fassung, Version 2.1 vom 30.8.2010
- Franklin, J.F., Norris, L.A., Berg, D.R., Smith, G.A. 1999. The history of DEMO: an experiment in regeneration harvest of Northwestern forest ecosystems. *Northwest Science* 73, 3-11
- Fritz, P. (Hrsg.) 2006. *Ökologischer Waldumbau in Deutschland - Fragen, Antworten, Perspektiven*. Oekom, München
- Gayer, K. 1886. *Der gemischte Wald*. Parey, Berlin
- Gill, R.M.A. 1992a. A review of damage by mammals in North temperate forests. 1. Deer. *Forestry* 65, 145-169
- Gill, R.M.A. 1992b. A review of damage by mammals in north temperate forests: 3. Impact on trees and forests. *Forestry* 65, 363-388
- Gill, R.M.A. 2006. The influence of large herbivores on tree recruitment and forest dynamics. In: Danell, K., Duncan, P., Bergström, R., Pastor, J. (Hrsg.) *Large herbivore ecology, ecosystem dynamics and conservation*. Conservation ecology 11. Cambridge University Press, Cambridge, 170-202
- Gill, R.M.A., Beardall, V. 2001. The impact of deer on woodlands: the effects of browsing and seed dispersal on vegetation structure and composition. *Forestry* 74, 209-218
- Gill, R.M.A., Johnson, A.L., Francis, A.J., Hiscocks, K., Peace, A.J. 1996. Changes in roe deer (*Capreolus capreolus* L.) population density in response to forest habitat succession. *Forest Ecology and Management* 88, 31-41
- Gill, R.M.A., Fuller, R.J. 2007. The effects of deer browsing on woodland structure and songbirds in lowland Britain. *Ibis* 149 (Supplement 2), 119-127
- González Hernández, M.P., Silva-Pando, F.J. 1996. Grazing effects of ungulates in a Galician oak forest (northwest Spain). *Forest Ecology and Management* 88, 65-70
- Grimm, V., Wissel, C. 1997. Babel, or the ecological stability discussions: an inventory and analysis of terminology and a guide for avoiding confusion. *Oecologia* 109, 323-334

- Häsler, H., Senn, J., Edwards, P.J. 2008. Light-dependent growth responses of young *Abies alba* to simulated ungulate browsing. *Functional Ecology* 22, 48-57
- Halpern, C.B., Evans, S.A., Nelson, C.R., Mckenzie, D., Liguori, D.A. 1999. Response of forest vegetation to varying levels and patterns of green-tree retention: an overview of a long-term experiment. *Northwest Science* 73, 27-44
- Harmer, R. 2001. The effect of plant competition and simulated summer browsing by deer on tree regeneration. *Journal of Applied Ecology* 38, 1094-1103
- Harrison, K.A., Bardgett, R.D. 2004. Browsing by red deer negatively impacts on soil nitrogen availability in regenerating native forest. *Soil Biology and Biochemistry* 36, 115-126
- Hasel, K. 2006. Forstgeschichte: ein Grundriß für Studium und Praxis. 3. Aufl. Kessel Verlag, Remagen
- Heikkilä, R., Härkönen, S. 1996. Moose browsing in young Scots pine stands in relation to forest management. *Forest Ecology and Management* 88, 179-186
- Herzog, S. 2010. Der Jäger, der Förster und das Wild: Gedanken zu einer Konfliktsituation. *Forst und Holz* 65 (9), 16-19
- Hespeler, B. 2010. Äsungsflächen im Wald? *Forst und Holz* 65 (3), 28-31
- Hester, A.J., Bergmann, M., Iason, G.R., Moen, J. 2006. Impact of large herbivores on plant community structure and dynamics. In: Danell, K., Duncan, P., Bergström, R., Pastor, J. (Hrsg.) Large herbivore ecology, ecosystem dynamics and conservation. *Conservation ecology* 11. Cambridge University Press, Cambridge, 97-141
- Hester, A.J., Millard, P., Baillie, G.J., Wendler, R. 2004. How does timing of browsing affect above- and below-ground growth of *Betula pendula*, *Pinus sylvestris* and *Sorbus aucuparia*. *Oikos* 105, 536-550
- Heuze, P., Schnitzler, A., Klein, F. 2005. Consequences of increased deer browsing winter on silver fir and spruce regeneration in the Southern Vosges mountains: Implications for forest management. *Annals of Forest Science* 62, 175-181
- Hewison, A. J. M., Morellet, N., Verheyden, H., Daufresne, T., Angibault, J. M., Cargnelutti, B., Merlet, J., Picot, D., Rames, J. L., Joachim, J., Lourtet, B., Serano, E., Bideau, E., Cebe, N. 2009. Landscape fragmentation influences winter body mass of roe deer. *Journal of Ecology* 32, 1062-1070
- Hildebrandt P., Knoke T. 2009. Optimizing the shares of native tree species in forest plantations with biased financial parameters. *Ecological Economics* 68, 2825-2833
- Hildebrandt, P., Kirchlechner, P., Hahn, A., Knoke, T., Mujica H. R. 2010. Mixed species plantations in Southern Chile and the risk of timber price fluctuation. *European Journal of Forest Research* 125, 935-946

- Hilton, G.M., Packham, J.R. 2003. Variation in the masting of common beech (*Fagus sylvatica* L.) in northern Europe over two centuries (1800-2001). *Forestry* 76, 319-328
- Hódar, J.A., Zamora, R., Castro, J., Gómez, J.M., García, D. 2008. Biomass allocation and growth responses of Scots pine saplings to simulated herbivory depend on plant age and light availability. *Plant Ecology* 197, 229-238
- Horsley, S.B., Stout, S.L., de Calesta, D.S. 2003. White-tailed deer Impact on the vegetation dynamics of a northern hardwood forest. *Ecological Applications* 13, 98-118
- Hothorn, T., Müller, J. 2010. Large-scale reduction of ungulate browsing by managed sport hunting. *Forest Ecology and Management* 260, 1416-1423
- Hothorn, T., Bretz, F., Westfall, P. 2008. Simultaneous inference in general parametric models. *Biometrical Journal* 50, 346-363
- Hufthammer, A.K., Aaris-Sørensen, K. 1998. Late- and postglacial European roe deer. In: Andersen, R., Duncan, P., Linnell, J.D.C. (Hrsg.) *The European roe deer: the biology of success*. Scandinavian University Press, Oslo, 47-69
- Huntly, N. 1991. Herbivores and the dynamics of communities and ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 22, 477-503
- Jactel, H., Brockerhoff, E., Duelli, P. 2005. A Test of the biodiversity-stability theory: meta-analysis of tree species diversity effects on insect pest infestation, and re-examination of responsible factors. In: Scherer-Lorenzen, M., Körner, C., Schulze, E.-D. (Hrsg.) *Forest diversity and function: temperate and boreal systems*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 235-262
- Jochum, M., Asam, S. 2009. Zur landesweiten Verbiss- und Schälsituation in Rheinland-Pfalz: Ergebnisse der waldbaulichen Gutachten des Erhebungsjahres 2008. <http://www.wald-rlp.de/fileadmin/website/downloads/jagd/verbiss2008.pdf>, Zugriff 16.11.2009
- Johansson, A. 2000. Effect of roe buck removal on marking intensity. *Acta Theologica* 45, 123-128
- Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113, 363-375
- Joys, A.C., Fuller, R.J., Doleman, P.M. 2004. Influences of deer browsing, coppice history, and standard trees on the growth and development of vegetation structure in coppiced woods in lowland England. *Forest Ecology and Management* 202, 23-37
- Kahle, M. 2005. Untersuchungen zum Wachstum der Elsbeere (*Sorbus torminalis* [L.] Crantz) am Beispiel einiger Mischbestände in Nordrhein-Westfalen. Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten Nordrhein-Westfalen 21
- Kamler, J., Homolka, M., Barančová, M., Krojeroá-Prokešová, J. 2010. reduction of herbivore density as a tool for reduction of herbivore browsing on palatable tree species. *European Journal of Forest Research* 129, 155-162

- Kammerlander, H. 1978. Aufbau, Verjüngung und Verbissgefährdung der Plenterwälder im Raum Kufstein/Tirol. Schweizer Zeitschrift für Forstwesen 129, 711-726
- Kech, G., Lieser, M. 2006. Einfluss von Terminaltriebverbiss durch Rehe auf die Höhenentwicklung junger Laubbäume. Forstarchiv 77, 162-168
- Kennel, E. 2000. Die Überlebensprognose - Ein Verfahren zur Wertung von Verbissbefunden im Rahmen von Vegetationsgutachten. Unveröff. Manuskript, Freising
- Kennel, E. 2003. Die Überlebensprognose. Allgemeine Forst Zeitschrift/Der Wald 58, 1302-1306
- Kennel, R. 1965. Untersuchungen über die Leistung von Fichte und Buche im Rein- und Mischbestand. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 136, 149-161 und 173-189
- Kirby, K.J. 2001. The impact of deer on the ground flora of British broadleaved woodland. Forestry 74, 219-229
- Klopčič, M., Jerina, K., Boncina, A. 2010 Long-term changes of structure and tree species composition in Dinaric uneven-aged forests: are red deer an important factor? European Journal of Forest Research 129, 277-288
- Knabe, W., Reinecke, H., Hölling, D. 1994. Jagdgesetze und Klimaänderung. In: Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre“ des Deutschen Bundestages (Hrsg.) Band 2, Wälder. Economica Verlag, Bonn, 116-142
- Knoke T. 2008. Mixed forests and finance - methodological approaches. Ecological Economics 65, 590-601
- Knoke T., Hahn A. 2007. Baumartenvielfalt und Produktionsrisiken: ein Forschungsein- und ausblick. Schweizerische Zeitschrift für das Forstwesen 158, 312-322
- Knoke T., Seifert T. 2008. Integrating selected ecological effects of mixed European beech - Norway spruce stands in bioeconomic modelling. Ecological Modelling 210, 487-498
- Knoke T., Wurm J. 2006. Mixed forests and a flexible harvest policy: a problem for conventional risk analysis? European Journal of Forest Research 125, 303-315
- Knoke, T., Ammer, C., Stimm, B., Mosandl, R. 2008. Admixing broadleaved to coniferous tree species: a review on yield, ecological stability and economics. European Journal of Forest Research 127, 89-101
- Knoke, T., Hothorn, T., Mosandl, R., Kennel, E. 2007. Wissenschaftliche Expertise zum Forstlichen Gutachten zur Situation der Waldverjüngung in Bayern. Freising



- Knoke T., Stimm B., Ammer C., Moog M. 2005. Mixed forests reconsidered: a forest economics contribution on an ecological concept. *Forest Ecology and Management* 213, 102-116
- Köckritz, L. von, Ammer, C. 2009. Zur Eignung von Wuchshüllen bei der Wiederaufforstung. *Allgemeine Forstzeitschrift/Der Wald* 64, 524-525
- Koellner, T., Schmitz, O.J. 2006. Biodiversity, ecosystem function, and investment risk. *BioScience* 56, 977-985
- Kölling, C., Dietz, E., Falk, W., Mellert, K.-H. 2009a. Provisorische Klimarisikokarten als Planungshilfe für den klimagerechten Waldumbau in Bayern. *Forst und Holz* 64, 40-47
- Kölling, C., Knoke, T., Schall, P., Ammer, C. 2009b. Überlegungen zum Risiko des Fichtenanbaus in Deutschland vor dem Hintergrund des Klimawandels. *Forstarchiv* 80, 42-54
- König, E., Baumann, B. 1990. Der Einfluß des Verbisses durch Rehwild auf die Naturverjüngung von Nadelmischbeständen. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 161, 170-176
- Kollascheck, M. 2009. Entwicklung eines Verbissaufnahmeverfahrens im Rahmen des Projektes "Rehwildbejagung ohne behördlichen Abschussplan" in Thüringen. Unveröff. Bachelorarbeit, Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Georg-August-Universität Göttingen
- Korpel, S. 1995. Die Urwälder der Westkarpaten. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart
- Kramer, K., Groot Bruinderink, G.W.T.A., Prins, H.H.T. 2006. Spatial interactions between ungulate herbivory and forest management. *Forest Ecology and Management* 226, 238-247
- Kroth W., Sinner H.-U., Bartelheimer P. 1985. Hilfsmittel zur Bewertung von Verbiß- und Fegeschäden. *Allgemeine Forstzeitschrift* 40, 549-552
- Krueger, L.M., Peterson, C.J., Royo, A., Carson, W.P. 2009. Evaluating relationships among tree growth rate, shade tolerance, and browse tolerance following disturbance in an eastern deciduous forest. *Canadian Journal of Forest Research* 39, 2460-2469
- Kruschwitz, L. 2005. *Investitionsrechnung*. 10. Auflage. Oldenbourg, München, Wien
- Kuijper, D.P.J., Cromsigt, J.P.G.M., Churski, M., Adam, B., Jedrzejewska, B., Jedrzejewski, W. 2009. Do ungulates preferentially feed in forest gaps in European temperate forest? *Forest Ecology and Management* 258, 1528-1535
- Kupferschmid, A.D., Bugmann, H. 2005. Effect of microsite, logs and ungulate browsing on *Picea abies* regeneration in a mountain forest. *Forest Ecology and Management* 205, 251-265

- Laatsch, W. 1974. Hangabtrag durch Schnee in den oberbayerischen Alpen und seine Begünstigung durch unpfleghche Almwirtschaft und Wildverbiß. Forstwissenschaftliches Centralblatt 93, 23-34
- Lieckfeld, C.-P. 2006. Tatort Wald - von einem der auszog den Forst zu retten. Westend, Frankfurt a. M. 248 S.
- Lödige, M. 2010. Vergleich der Verfahren zur Beurteilung von Verbiss-, Schäl- und Fegeschäden durch Schalenwild in Deutschland. Unveröff. Bachelorarbeit, Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Georg-August-Universität Göttingen
- Löw, H., Mettin, C. 1977. Der Hochlagenwald im Werdenfeler Land. Forstwissenschaftliches Centralblatt 96, 108-120
- Long, Z.T., Pendergast, T.H., Carson, W.P. 2007. The impact of deer on relationships between tree growth and mortality in an old-growth beech-maple forest. *Forest Ecology and Management* 252, 230-238
- Lück, M. 2009. Analyse der Verjüngung von Edellaubholzbeständen in zwei thüringischen Bauernwäldern unter besonderer Berücksichtigung der Verbiss-situation. Unveröff. Unveröff. Bachelorarbeit, Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Georg-August-Universität Göttingen
- Lüpke, B. von 2004. Risikominderung durch Mischwälder und naturnaher Waldbau - ein Spannungsfeld. *Forstarchiv* 75, 43-50
- Lüpke, B. von, Spellmann, H. 1999. Aspects of stability, growth and natural regeneration in mixed Norway spruce-European beech stands as a basis of silvicultural decisions. In: Olsthoorn, A.F.M. et al. (Hrsg.) *Management of mixed-species forest: silviculture and economics*. IBN-DLO Scientific Contributions, Wageningen, 245-267
- Mandelbrot B.B., Hudson R.L. 2005. *Fraktale und Finanzen: Märkte zwischen Risiko, Rendite und Ruin*. Piper, München
- Mann, T.E. 2009. Vegetationsökologisches Monitoring im Nationalpark Harz unter besonderer Berücksichtigung des Schalenwildeinflusses und der Waldstruktur. Cuvillier Verlag, Göttingen
- Markowitz, H. 1952. Portfolio Selection. *The Journal of Finance* 7, 77-91
- Martin, J.-L., Baltzinger, C. 2002. Interaction among deer browsing, hunting, and tree regeneration. *Canadian Journal of Forest Research* 32, 1254-1264
- 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. *J. Zool.* 264, 249-258
- Mayer, H. 1974. Notwendige Maßnahmen zur Lösung der Wildfrage im Schutzwaldbereich. *Allgemeine Forstzeitschrift* 29, 51-53

- Mayer, H., Ott, E. 1991. Gebirgswaldbau-Schutzwaldpflege: ein waldbaulicher Beitrag zur Landschaftsökologie und zum Umweltschutz. 2. Aufl. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart
- Mayer, P., Brang, P., Dobbertin, M., Hallenbarter, D., Renaud, J.-P., Walthert, L., Zimmermann, S. 2005. Forest storm damage is more frequent on acidic soils. *Annals of Forest Science* 62, 303-311
- McCullough, D.R., Takatsuki, S., Kaji, K. 2009. Sika deer. Biology and management of native and introduced populations. Springer Verlag, Tokyo, Berlin
- Meister, G. 1969a. Überlegungen zur künftigen Betriebsgestaltung im oberbayerischen Hochgebirge. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 88, 202-230
- Meister, G. 1969b. Ziele und Ergebnisse forstlicher Planung im oberbayerischen Hochgebirge. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 88, 97-130
- Meister, G., Offenberger, M. 2004. Die Zeit des Waldes: Bilderreise durch Geschichte und Zukunft unserer Wälder. Zweitausendeins Verlag, Frankfurt a. M.
- Meurer, N. 1582. Jag- und Forstrecht: das ist: Unterricht Chur- und Fürstliche Landt... von verhauung und widerhauung der Wäld und Gehölz... in guter Ordnung zu halten... .Frankfurt
- Meyer, P., Pogoda, P. 2001. Entwicklung der räumlichen Strukturdiversität in nordwestdeutschen Naturwäldern. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 172, 213-220
- Meyer, P., Tabaku, V., Lüpke, B. von 2003. Die Struktur albanischer Rotbuchen-Urwälder - Ableitungen für eine naturnahe Buchenwirtschaft. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 122, 47-58
- Millett, J., Hester, A.J., Millard, P., McDonald, A.J.S. 2006. How do different competing species influence the response of *Betula pubescens* Ehrh. to browsing? *Basic and Applied Ecology* 7, 123-132
- Mohr, D., Topp, W. 2001. Forest soil degradation in slopes of the low mountain range of Central Europe - do deer matter? *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 120, 220-230
- Moog, M. 2006. Wirkung von Verbiss auf Waldbestände: Differenzierung ist nötig. *Revierkurier*, 1-3
- Moog, M 2008. Bewertung von Wildschäden im Wald. Neumann-Neudamm, Melsungen
- Moog, M., Borchert, H. 2001. Increasing rotation periods during a time of decreasing profitability of forestry - a paradox? *Forest Policy and Economics* 2, 101-116
- Moog, M., Schaller, M. 2002. Wildschadensbewertung im Wald - Ein Verfahrensvorschlag zur Bewertung von Verbissschäden unter Berücksichtigung der Dichte der unverbissenen Pflanzen. *Forstarchiv*, 3-10

- Moog, M., Wittmann, J. 2003. Strittige Fragen zum Ersatz von Verbisschäden im Wald: Erwiderung zur Stellungnahme von G. Oesten und A. Wurz im Forstarchiv 73 (2002), S. 149-157. Forstarchiv 74, 141-149
- Moore, N.P., Hart, J.D., Kelly, P.F., Langton, S.D. 2000. Browsing by fallow deer (*Dama dama*) in young broadleaved plantations: seasonality, and the effect of previous browsing and bud eruption. Forestry 73, 437-445
- Mosandl, R. 1991. Die Steuerung von Waldökosystemen mit waldbaulichen Mitteln, dargestellt am Beispiel des Bergmischwaldes. Habilitationsschrift Forstwiss. Fak. Der Univ. München. Mitteilungen aus der Staatsforstverwaltung Bayerns 46
- Mosandl, R., Felbermeier, B. 1999. Auf dem Weg zum naturnahen Wald. Allgemeine Forstzeitschrift 54, 910-914
- Moser, B., Schütz, M., Hindenlang, K.E. 2006. Importance of alternative food resources for browsing by roe deer on deciduous trees: the role of food availability and species quality. Forest Ecology and Management 226, 248-255
- Motta, R. 1996. Impact of wild ungulates on forest regeneration and tree composition of mountain forests in the Western Italian Alps. Forest Ecology and Management 88, 93-98
- Motta, R. 2003. Ungulate impact on rowan (*Sorbus aucuparia* L.) and Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) height structure in mountain forests in the eastern Italian Alps. Forest Ecology and Management 181, 139-150
- Mrosek, T., Kies, U., Schulte, A. 2005. Privatwaldbesitz in Deutschland. Allgemeine Forst Zeitschrift/Der Wald, 60, 6-8
- Mühlhausen, C. 2009. Wie viel Wild verträgt der Wald? Land und Forst 7, 62-63
- Müller, P., Knoke T. 2008. Weiterentwicklung des Verfahrens zur Beurteilung der Waldverjüngung in Bayern. München, den 22.07.2008: Beschlüsse und Empfehlungen einer Arbeitsgruppe. Unveröff. Manuskript
- Nilsson, U., Gemmel, P. 1989. Viltskador i hja'llplanteringar [Damage by browsing in supplementary planting]. Sveriges skogsvarsförbunds tidskrift 5, 31-33 (in Schwedisch)
- Obermayer, F. 2009. Mit Hunden im Gebirge jagen. ÖkoJagd 13, 5-8
- Oesten, G., Wurz, A. 2002. Wildschadensbewertung im Wald - Stellungnahme zum Verfahrensvorschlag zur Bewertung von Verbisschäden von Moog und Schaller. Forstarchiv 73, 3-10
- Oheimb, G. von, Ellenberg, H., Heuveland, J., Kriebitzsch, W.-U. 1999. Einfluß der Nutzung unterschiedlicher Waldökosysteme auf die Artenvielfalt und -zusammensetzung der Gefäßpflanzen in der Baum-, Strauch-, und Krautschicht unter besonderer Berücksichtigung von Aspekten des Naturschutzes und des Verbißdruckes durch Wild. Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Hamburg 195, 279-450

- Olesen, C.R., Madsen, P. 2008. The impact of roe deer (*Capreolus capreolus*), seedbed, light and seed fall on natural beech (*Fagus sylvatica*) regeneration. *Forest Ecology and Management* 255, 3962-3972
- Panzacchi, M., Linnell, J. D. C., Odden, M., Odden, J., Andersen, R. 2009. Habitat and roe deer fawn vulnerability to red fox predation. *Journal of Animal Ecology* 78, 1124-1133
- Partl, E., Szinovatz, V., Reimoser, F., Schweiger-Adler, J. 2002. Forest restoration and browsing impact by roe deer. *Forest Ecology and Management* 159, 87-100
- Pausch, R. 2005. Ein System-Ansatz zur Darstellung des Zusammenhangs zwischen Waldstruktur, Arbeitsvolumen und Kosten in naturnahen Wäldern Bayerns. *Forstliche Forschungsberichte München* 199
- Pearce, D. 2007. Do we really care about Biodiversity? *Environ. Resource Econ.* 37, 313-333
- Pearce, D.W., Pearce, C.G.T. 2001): The value of Forest Ecosystems. (commissioned by the Secretariat of the Convention on Biological Diversity). CBD Technical Series no. 4. SCBD, Montreal
- PEFC 2009. PEFC-Standards für Deutschland. Leitlinie für nachhaltige Waldbewirtschaftung zur Einbindung des Waldbesitzers in den regionalen Rahmen
- Pellerin, M., Säid, S., Richard, E., Hamann, J.L., Dubois-Coli, C., Hum, P. 2010. Impact of deer on temperate forest vegetation and woody debris as protection of forest regeneration against browsing. *Forest Ecology and Management* 260, 429-437
- Petrak, M. 2009. Empfehlungen zum Ausgleich von Wald und Wild nach „Kyrill“. *Allgemeine Forstzeitschrift/Der Wald* 64, 1236-1239
- Polley, H. 2005. Bundeswaldinventur: Inventurverfahren – insbesondere Erfassung von Wildschäden. Bonn: Vortrag BFH am 28.06.2005
- Pretzsch, H. 2003. Diversität und Produktivität von Wäldern. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 174, 88-98
- Pretzsch, H. 2005. Diversity and productivity in forests: evidence from long-term experimental plots. In: Scherer-Lorenzen, M., Körner, C., Schulze, E.-D. (Hrsg.) *Forest diversity and function: temperate and boreal systems*. Springer Verlag, Berlin, 41-64
- Prien, S. 1997. Wildschäden im Wald. Parey, Berlin
- Prietzl, J., Ammer, C. 2008. Montane Bergmischwälder der Bayerischen Kalkalpen: Reduktion der Schalenwildichte steigert nicht nur den Verjüngungserfolg, sondern auch die Bodenfruchtbarkeit. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 179, 104-112

- Puettmann, K., Saunders, M.R. 2001. Patterns of growth compensation in Eastern white pine (*Pinus strobus* L.): influence of herbivory and competitive environments. *Oecologia* 129, 376-384
- Putman, R.J. 1996. Ungulates in temperate forest ecosystems: perspectives and recommendations for future research. *Forest Ecology and Management* 88, 205-214
- Putnoki, H., Hilgers, B. 2007. Große Ökonomen und ihre Theorien. Wiley-VCH, Weinheim
- Reck, H. 2009. Pilotstudie „Wild + Biologische Vielfalt“. Bericht der Stiftung natur+mensch
- Reif, A., Gärtner, S. 2007. Die natürliche Verjüngung der laubabwerfenden Eichenarten Stieleiche (*Quercus robur* L.) und Traubeneiche (*Quercus petraea* Liebl.) – eine Literaturstudie mit besonderer Berücksichtigung der Waldweide. *Waldökologie online* 5, 79-116
- Reif, A., Wagner, U., Bieling, C. 2005. Analyse und Diskussion der Erhebungsmethoden und Ergebnisse der zweiten Bundeswaldinventur vor dem Hintergrund ihrer ökologischen und naturschutzfachlichen Interpretierbarkeit. Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.), Bonn-Bad Godesberg
- 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., Suchant, R. 1992. Systematische Kontrollzäune zur Feststellung des Wildeinflusses auf die Waldvegetation. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 163, 27-31
- Renaud, P.C., Verheyden-Tixier, H., Dumont, B. 2003. Damage to saplings by red deer (*Cervus elaphus*): effect of foliage height and structure. *Forest Ecology and Management* 181, 31-37
- Röhrig, E., Bartsch, N., Lüpke, B. von 2006. Waldbau auf ökologischer Grundlage. 7. Auflage. Ulmer, Stuttgart
- Rösener, W. 2004. Die Geschichte der Jagd : Kultur, Gesellschaft und Jagdwesen im Wandel der Zeit. Artemis und Winkler Verlag, Düsseldorf
- Rooney, T.P. 2001. Deer impacts on forest ecosystems: a North American perspective. *Forestry* 74, 201-208
- Rosenberger, M. 2009. „Waid-Gerechtigkeit“. *Grundzüge einer christlichen Ethik der Jagd. Ökojagd* 13, 16-26
- Rossel, C.R., Gorsira, B., Patch, S. 2005. Effects of white-tailed deer on vegetation structure and woody seedling composition in three forest types on the Piedmont plateau. *Forest Ecology and Management* 210, 415-424

- Rothe, A. 2005. Tree species management and nitrate contamination of groundwater: a central Europe perspective. In: Binkley, D., Menyailo, O. (Hrsg.) Tree species effects on soils: implications for global change. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 71-83
- Rothe, A., Binkley, D. 2001. Nutritional interactions in mixed species forests: a synthesis. *Canadian Journal of Forest Research* 31, 1855-1870
- Rüegg, D., Nigg, H. 2003. Mehrstufige Verjüngungskontrollen und Grenzwerte für die Verbissintensität. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 154, 314-321
- Sagl, W. 1995. Bewertung in Forstbetrieben. Parey's Studentexte 80. Blackwell, Berlin
- Said, S., Servanty, S. 2005. The influence of landscape structure on female roe deer home-range size. *Landscape Ecology* 20, 1003-1012
- Schaefer, S. 2010. Eigenbewirtschaftung der Jagd. *Allgemeine Forstzeit-schrift/Der Wald* 65, 35-38
- Schleip, C., Menzel, A., Dose, V. 2009. Bayesian methods in phenology. In: Hudson, I.L., Keatley, M.R. (Hrsg.) Phenological research - methods for environmental and climate change analysis. Springer Verlag, Dordrecht, Berlin, 229-254
- Schmid-Haas, P., Bachofen, H. 1991. Die Sturmgefährdung von Einzelbäumen und Beständen. *Schweizerische Zeitschrift für das Forstwesen* 142, 477-504
- Schmidt, W. 2002. Einfluß der Bodenschutzkalkung auf die Vegetation. *Forst-archiv* 73, 43-54
- Schmidt, W. 2006. Zeitliche Veränderung der Fruktifikation bei der Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) in einem Kalkbuchenwald (1981-2004). *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 177, 9-19
- Schmitz, W., Bücking, M., Moshhammer, R., Jochum, M., Roeder, A. 2006. Einfaches Verfahren zur Bewertung von Verbisschäden in den Wäldern von Rheinland-Pfalz: Ein Verfahrensvorschlag für die Praxis. *Forst und Holz* 61, 1-8
- Schraml, U. 1998. Die Normen der Jäger. Soziale Grundlagen des jagdlichen Handelns. RIWA Verlag, Augsburg
- Schreyer, G., Rausch, V. 1977. Der Schutzwald in der Bergregion Miesbach. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 96, 100-108
- Schütz, J.-P., Götz, M., Schmid, W., Mandallaz, D. 2006. Vulnerability of spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica*) forest stands and consequences for silviculture. *European Journal of Forest Research* 125, 291-302
- Schulze, K. 1998. Wechselwirkungen zwischen Waldbauform, Bejagungsstrategie und der Dynamik von Rehwildbeständen. *Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme A* 150

- Searle, K.R., Shipley, L.A. 2008. The comparative feeding behaviour of large browsing and grazing herbivores. In Gordon, I.J., Prins, H.H.T. (Hrsg.) The ecology of browsing and grazing. Ecological studies 195. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, 117-148
- Seifert, T. 2004. Einfluss der waldbaulichen Behandlung auf die Holzqualität von Fichte und Buche in Rein- und Mischbeständen. Projektbericht X 33 - Teil II für die Bayerische Staatsforstverwaltung
- Seitschek, O. 1989. Aufbau stabiler Wälder - zentrale Aufgabe des Waldbaus. Forst und Holz 44, 163-169
- Selle, H. 1955. Jahresrückblick 1954/55. DJV-Handbuch. München, 9-14
- Sharpe, W.F. 1964. Capital Asset Prices: A theory of market equilibrium under conditions of risk. The Journal of Finance 14, 425-442
- Singer, F.J., Schoenecker, K.A. 2003. Do ungulates accelerate or decelerate nitrogen cycling? Forest Ecology and Management 181, 189-204
- Skarpe, C., Hester, A. 2008. Plant traits, browsing and grazing herbivores, and vegetation dynamics. In Gordon, I.J., Prins, H.H.T. (Hrsg.) The ecology of browsing and grazing. Ecological studies 195. Springer Verlag, Berlin, 217-261
- Smit, R. 2002. The secret life of woody species: a study on woody species establishment, interactions with herbivores and vegetation succession. Wageningen University, Dissertation
- Sommer, T. 2005. 1945. Die Biographie eines Jahres. Rowohlt Verlag, Reinbek
- Stadermann, R. 2009. Die Verbissbelastung von gezäunten Verjüngungsflächen im Forstamt Leinefelde. Unveröff. Bachelorarbeit an der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Georg-August-Universität Göttingen
- Stang, S., Knoke, T. 2009. Optimierung der Hiebsatzplanung zur Quantifizierung von finanziellen Ertragseinbußen durch den Klimawandel am Beispiel des Forstbetriebes der Stadt Zittau. Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz 8, 89-94
- Stewart, A.J.A. 2001. The impact of deer on lowland woodland invertebrates: a review of the evidence and priorities for future research. Forestry 74, 259-270
- Suominen, O., Danell, K. 2006. Effects of large herbivores on other fauna. In: Danell, K., Duncan, P., Bergström, R., Pastor, J. (Hrsg.) Large herbivore ecology, ecosystem dynamics and conservation. Conservation ecology 11. Cambridge University Press, Cambridge, 383-412
- Thomson, T.A. 1991. Efficient combinations of timber and financial market investments in single-period and multiperiod portfolios. Forest Science 37, 461-480
- Tobin, J. 1958. Liquidity preferences as a behavior towards risk. Review of Economic Studies 25, 65-86



- Tremblay, J.-P., Huoat, J., Potvin, F. 2007. Density-related effects of deer browsing on the regeneration dynamics of boreal forests. *Journal of Applied Ecology* 44, 552-562
- Van Hees, A.F.M., Kuiters, A.T., Slim, P.A. 1996. Growth and development of silver birch, pedunculate oak and beech as affected by deer browsing. *Forest Ecology and Management* 88, 55-63
- Vandenbergh, C., Freléchoux, F., Buttler, A. 2008. The influence of competition from herbaceous vegetation and shade on simulated browsing tolerance of coniferous and deciduous saplings. *Oikos* 117, 415-423
- Vavra, M., Parks, C.G., Wisdom, M.J. 2007. Biodiversity, exotic plant species, and herbivory: The good, the bad, and the ungulate. *Forest Ecology and Management* 246, 66-72
- Vera, F.W.M. 2000. *Grazing ecology and forest history*. CABI Publishing, Wallingford
- Vera, F.W.M., Bakker, E.S., Olff, H. 2006. Large herbivores: missing partners of western European light-demanding tree and shrub species? In: Danell, K., Duncan, P., Bergström, R., Pastor, J. (Hrsg.) *Large herbivore ecology, ecosystem dynamics and conservation*. *Conservation ecology* 11. Cambridge University Press, Cambridge, 203-231
- Vor, T. 2005. Natural regeneration of *Quercus rubra* L. (Red Oak) in Germany. In: Nentwig, W. et al. (Hrsg.) *Biological invasions – from ecology to control*. *Neobiota* 6, 111-123
- Vor, T., Schmidt, W. 2008. Neophyten in der Hördter Rheinaue/Rheinland Pfalz. *Forstarchiv* 79, 143-151
- Vospertnik, S., Reimoser, S. 2008. Modelling changes in roe deer habitat in response to forest management. *Forest Ecology and Management* 255, 530-545
- Wagner, S. 1998a. Probleme der Abschlußplanung und Wildschadenshaftung im Wald. *Agrarrecht* 28, 240-246
- Wagner, S. 1998b. Schalenwildbewirtschaftung und Abschussplanung. *Allgemeine Forstzeitschrift/Der Wald* 53, 1373-1375
- Wagner, S. 2004. *Waldbau*. Vorlesungsskript TU Dresden (unveröff.)
- Wagner, S. 2007. Rationaler Waldumbau - Fragen und Anregungen. *Forst und Holz* 62 (8), 12-17
- Wagner, S., Balleis, K. 1998. Haftung für Wildschäden in gemeinschaftlichen Jagdbezirken. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 44, 85-93
- Ward A.I., Piran, C.L., White A.S., Critchley C.H. 2004. Modelling the cost of roe deer browsing damage to forestry. *Forest Ecology and Management* 191, 301-310

- Ward, A.I., White, P.C.L., Walker, N.J., Critchley, C.H. 2008. Conifer leader browsing by roe deer in English upland forests: effects of deer density and understorey vegetation. *Forest Ecology and Management* 256, 1333-1338
- Watkinson, A.R., Riding, A.E., Cowie, N.R. 2001. A community and population perspective of the possible role of grazing in determining the ground flora of ancient woodlands. *Forestry* 74, 231-239
- Weber, M.-W. 2002. Portefeuille- und Optionspreis-Theorie und forstliche Entscheidungen. Schriften zur Forstökonomie Band 23. Sauerländer's Verlag, Frankfurt a. M.
- Weidenbach, P. 1984. Gegenwärtige Rehwildbewirtschaftung in Baden-Württemberg. *Allgemeine Forstzeitschrift* 39, 868-871
- Weise, U. 1997. Langfristige Auswirkungen eines simulierten Rotwildverbisses bei Fichte. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 168, 12-19
- Welch, D., Staines, B.W., Scott, D., French, D.D., Catt, D.C. 1991. Leader browsing by red and roe deer on young Sitka spruce trees in Western Scotland. I. Damage rates and the influence of habitat factors. *Forestry* 64, 61-82
- Welch, D., Staines, B.W., Scott, D., French, D.D. 1992. Leader browsing by Red and Roe deer on young Sitka spruce trees in Western Scotland. II. Effects on growth and tree form. *Forestry* 65, 309-330
- Wölfel, H. 1999. Turbo-Reh und Öko-Hirsch. Leopold Stocker Verlag, Graz
- Zeiler, H. 2009. Rehe im Wald. Österreichischer Jagd- und Fischerei-Verlag, Wien
- Zimmermann, K., Zwingmann, W. 2001. Der Schutzwald am Grünten - Analyse der Schutzfähigkeit von Verjüngung und Altholz. Unveröff. Diplomarbeit Studienfakultät für Forstwissenschaften und Ressourcenmanagement, TU München

## Danksagung

Diese Studie wurde gefördert durch die Arbeitsgemeinschaft Naturgemäße Waldwirtschaft (ANW), durch das Bundesamt für Naturschutz (BfN), den Deutschen Forstwirtschaftsrat (DFWR) und die Hatzfeldt-Wildenburg'sche Verwaltung. Besonderer Dank gilt außerdem M. Scholz und C. Kiffner für die kritische Durchsicht des Manuskripts und für die Bereitstellung privater Fotos. U. Ammer, N. Bartsch, H. Reinecke und H. Wölfel danken wir für weitere Fotos. W. Schmidt und H. Wölfel verdanken wir zahlreiche Anregungen für Korrekturen, Klärstellungen und Änderungen im Zuge der Überarbeitung der ursprünglichen Version dieser Studie. Für die Formatierung des Manuskripts bedanken wir uns bei C. Rapp und N. Bartsch.

# Anhang

## Schalenwild und Wald – Aufruf zur Reduzierung überhöhter Schalenwildbestände, Juni 1974

### Vorbemerkung

Überhöhte Schalenwildbestände - vor allem das weitverbreitete Rot- und Rehwild, aber auch, wo sie vorkommen, Dam-, Muffel- oder Gamswild - verursachen so große Schäden an den Wäldern Mitteleuropas, daß Anlaß zu ernster Besorgnis besteht. Diese Wildarten sind Pflanzenfresser mit einem hohen Bedarf an verholzter Nahrung, den sie durch die Aufnahme von Sträuchern, jungen Bäumen und Baumrinde decken. Hohe Schalenwildbestände führen daher zu einer übermäßigen Beanspruchung des Waldes, beeinträchtigen seine Entwicklung und gefährden den funktionsgerechten Aufbau dieser vielseitig genutzten Vegetationsform.

### Wald und Wild in der Vorzeit

Mitteleuropa war in der nacheiszeitlichen Periode bis zu den großen Landschaftsveränderungen durch den Menschen überwiegend von Wald bedeckt. Die Verbreitung und Häufigkeit der Wildarten in der Vorzeit ist zwar weitgehend unbekannt, Vergleiche mit noch wenig berührten Waldgebieten des ost- und südost europäischen Raums erlauben aber für Mitteleuropa einige Analogieschlüsse: Der Urwald bot den großen Pflanzenfressern wegen seines auf weiten Flächen geschlossenen Kronendaches wenig Nahrung. Sie kamen deshalb - verglichen mit unseren heutigen Wildbeständen - selten vor. Außerdem hatten der Wolf und andere große Raubtiere auf die Verteilung und Dichte der Schalenwildbestände erheblichen Einfluß. Durch Klima, Vegetationsform und Gelände bedingt, führten Rotwild und in geringerem Maße auch Rehwild jahreszeitliche Wanderungen aus. Niedrige Wilddichte und Wechsel der Einstände gewährleisteten die Verjüngung der nach Standort und Klima unterschiedlich zusammengesetzten Wälder.

### Veränderungen des Lebensraums der Wildtiere

Der Mensch hat in großen Rodungsperioden die geschlossene Waldlandschaft Mitteleuropas zu einer Kultur-Landschaft verändert, die durch Wechsel von Feld, Wald und Siedlung gekennzeichnet ist. Unberührte Urwälder gibt es heute nicht mehr. Im Lauf der Zeit erfuhr der Wald erhebliche Wandlungen in Aufbau und

Zusammensetzung. Für das in seiner Lebensweise dem Wald angepaßte Schalenwild ergab sich dadurch eine Einengung und Verlagerung des Lebensraums: viele Arealteile gingen durch Besiedlung und intensive Landnutzung verloren. Der Wald wurde auf knapp 30 Prozent der Landesfläche der Bundesrepublik Deutschland reduziert und auf nährstoffarme Böden oder klimatisch extreme Lagen der Mittel- und Hochgebirge zurückgedrängt. Flußauen, Bruchwälder und Moore, die nahrungsreichen, vom Wild bevorzugten Wintereinstände mit verbißunempfindlichen Pflanzenarten, verschwanden bis auf geringe Reste aus unserer Landschaft. Dadurch wurden die ehemals ausgeprägten jahreszeitlichen Wanderungen des Rotwilds eingeschränkt. Heute lebt das Schalenwild oft ganzjährig in Waldgebieten, die vormals nur in den Sommermonaten aufgesucht wurden. Große Raubtiere, die wesentlichen natürlichen Feinde des Schalenwildes, wurden im vergangenen Jahrhundert durch erbarmungslose Verfolgung auch in den letzten Rückzugsgebieten ausgerottet.

### **Der Mensch und der Wald**

Der Wald wird seit vielen Jahrhunderten intensiv vom Menschen genutzt. Starke, unregelte Holzentnahme, extreme Beweidung und Streunutzung hatten gegen Ende des 18. Jahrhunderts zu einer Devastierung der Wälder geführt. Die drohende Gefahr allgemeiner Holznot ließ in dieser Situation eine wissenschaftlich fundierte Forstwirtschaft entstehen, die es sich zur Aufgabe machte, die zerstörten Wälder wieder aufzubauen. Da die Erzeugung von Holz zunächst die wichtigste Aufgabe war, erfuhren die Baumarten schnellen Wachstums und hoher Nutzholzausbeute eine besondere Förderung. Als Folge wurde das in den Mittelgebirgen und im Flachland von Natur aus überwiegende Laubholz zugunsten von schnellwüchsigen Nadelhölzern zurückgedrängt, zumal deren Anbau und Pflege einfacher und billiger war. Selbst solche einfach aufgebauten Wälder wurden durch die seit etwa 100 Jahren ständig zunehmenden Schalenwildbestände stark geschädigt und ihre Bewirtschaftung sehr erschwert. Neben der Holzproduktion treten nun aber seit einigen Jahrzehnten immer stärker ökologische und soziale Aufgaben des Waldes in den Vordergrund. Die Lieferung des Rohstoffes Holz wird mit Sicherheit auch in Zukunft eine wichtige Funktion des Waldes auf dem größten Teil seiner Fläche bleiben; doch sind der Bodenschutz, die Regulierung des Wasserhaushalts und die Luftreinigung gleichrangige Forderungen, die an ihn gestellt werden müssen. Vor allem aber muß der Wald dem Anspruch der Bevölkerung gerecht werden, die ihn als wichtigen Erholungsraum braucht. Diese Aufgaben werden am besten von Wäldern erfüllt, die - bei hohem Ertragsvermögen - durch Anpassung an die Standortbedingungen krisenfest sind. Solche Wälder sind Landschaftsteile, die einer Vielfalt von heimischen Pflanzen- und Tierarten Lebensraum bieten können und müssen. Eine verantwortungsbewußte Forstwirtschaft hat daher die Aufgabe, den Wald durch Vielgestaltigkeit schöner, sicherer und funktionsgerechter zu machen und naturnah gebliebene Teile wie

z. B. die aus Fichte, Tanne und Buche zusammengesetzten Bergwälder Süddeutschlands oder die Buchenwälder der Mittelgebirge durch Ausnutzung ihrer natürlichen Entwicklungsdynamik zu erhalten. Die Forstwissenschaft hat die dazu nötigen Kenntnisse erarbeitet und vorgelegt. Jedoch werden alle diese Bestrebungen bisher durch die Schadwirkung der überhöhten Schalenwildbestände außerordentlich erschwert, oft sogar unmöglich gemacht.

### **Entwicklung der Wildbestände**

Reh- und Rotwild waren zu Anfang des Mittelalters unter dem Recht des freien Tierfangs noch selten. Erst die Einrichtung und Ausdehnung königlicher Bannforste bewirkte örtlich eine Änderung. Schon in den Jahrhunderten der höfischen Jagd gab es berechtigte Klagen der Bauernschaft über Wildschäden vor allem auf den Feldern. Die ungezügelte Jagd als Folge der Revolution von 1848 führte für kurze Zeit zu einer drastischen Dezimierung des Wildes. Mit der Bindung des Jagdrechts an Grund und Boden und der Einführung des Reviersystems erholten sich die Wildbestände überraschend schnell. Diese Entwicklung wurde seit etwa 1870 durch die Fütterung des Rotwilds im Winter beschleunigt. Gegenwärtig lebt Rotwild auf etwa 14 Prozent der Landesfläche - das entspricht der Hälfte der Waldfläche in der Bundesrepublik. Es wird über mehrere Monate im Jahr durch Fütterung gehalten; gelegentlich werden sogar Parasiten und andere Krankheitserreger medikamentös bekämpft. Dieses aus der Haustierhaltung entlehnte Vorgehen wie auch die züchterische Einflußnahme bei der Trophäenhege gefährden seinen Wildtiercharakter. Rehwild ist nahezu im ganzen Land verbreitet. Man findet es auch dort, wo der Wald nur geringen Flächenanteil hat. Wie beim Rotwild bleibt auch die unnatürliche Höhe der Rehwildbestände nicht ohne Folgen für den Wald. Die Mißstände treten besonders kraß zutage, wo die heutige Wald-Feld-Verteilung zwar günstige Lebensbedingungen in den Sommermonaten bietet, im Winter aber, bei geräumten Feldfluren, zu großen Konzentrationen in den Wäldern führt. Die in den vergangenen Jahrzehnten und derzeit noch übliche Planung zur Bemessung der Abschußhöhe geht von falschen Grundlagen aus. Es ist erwiesen, daß die herkömmlichen Methoden der Wildzählung beim Rotwild und in noch viel größerem Umfang beim Rehwild die vorhandenen Bestände unterschätzen. Daraus resultieren zu niedrige Abschußquoten, die zudem, besonders bei weiblichen Tieren, oft nicht erfüllt werden. Der unzureichende Abschuß führte zu einer erheblichen Bestandserhöhung und verstärkter Konkurrenz der Tiere untereinander. So können die Ansprüche der einzelnen Tiere nicht mehr voll befriedigt werden. Sie kümmern, und es treten vermehrt Verluste durch Krankheiten und Parasiten auf. Zusammenfassend ist festzustellen, daß Rot- und Rehwild trotz oft ungünstiger Lebensräume, trotz Besiedlung, Bebauung und Straßenverkehr und einer intensiven Landnutzung in größerer Dichte vorkommen als je zuvor. Sie können nicht mehr als natürliche Glieder der Landschaft angesehen werden. Die gerühmten und waldreichen Jagdländer des

europäischen Ostens und Südostens sind auf dem größten Teil ihrer Fläche im Vergleich zu unserer Situation geradezu wildarm.

### **Wirkungen des Wildes auf den heutigen Wald**

Hohe Schalenwildbestände verhindern das Ankommen und die Entwicklung zahlreicher Baum-, Strauch- und Krautarten. Das führt zu einer unerwünschten Verringerung der Artenvielfalt. Für den Wald ist es besonders nachteilig, daß das einzelne Stück Wild immer mehr verholzte Nahrung aufnimmt, je höher die Wilddichte ist bzw. je knapper die weiche Äsung wird. Dadurch wird die Möglichkeit, Wälder natürlich zu verjüngen, stark eingeschränkt. Verschiedene Baumarten wie z. B. Ahorn, Esche, Kirsche, Tanne sind durch Wildverbiß besonders gefährdet. Der Aufbau von Mischwäldern durch natürliche Verjüngung und die Erhaltung wertvoller, standortsangepaßter Baumrassen wird in Frage gestellt. Wo versucht wurde, Mischbestände - oft mit großem finanziellen Aufwand - künstlich zu begründen, mußten dieselben Erfahrungen gemacht werden. Neben dem Einfluß auf die Baumartenzusammensetzung der künftigen Wälder verursachen hohe Wildbestände durch Verbiß auch Zuwachsverluste und Qualitätseinbußen an den verbleibenden jungen Bäumen. Die Waldbestände wachsen dadurch ungleichmäßig und lückig auf. In der Jugendphase werden höhere Pflegeaufwendungen und Nachbesserungen nötig. Langfristig sind Qualitätsminderungen und Verzögerungen der Bestandesreife die Folge. Zur Abwendung dieser Schäden werden oft ganze Flächen eingezäunt oder Einzelbäume mechanisch bzw. chemisch geschützt. Obwohl die Kosten dafür sehr hoch sind; ist doch die Wirksamkeit dieser Maßnahmen nur gering. Selbst Zäune werden immer wieder beschädigt, dadurch undicht und folglich unwirksam. Sehr auffällige und wirtschaftlich schwerwiegende Schäden verursacht das Rotwild durch das Abschälen der Rinde in jungen Beständen. Besonders nachteilig sind die dadurch ausgelösten Wundfäuleschäden bei der Fichte. Sie verursachen Verluste, die nach vorsichtigen Schätzungen in der Bundesrepublik jährlich 30 - 50 Mill. DM ausmachen. Schäl-schäden bei Buche, Kiefer und Douglasie bewirken zwar seltener Stammfäule, aber in vielen Fällen derart erhebliche Qualitätsminderungen, daß die Erzeugung wertvoller und stärkerer Holzsortimente in Frage gestellt ist. Verheerende Schäden, meist sogar Totalverluste, richtet das Rotwild noch in mehrere Meter hohen, geschlossenen Jungbeständen von so empfindlichen Baumarten wie Ahorn und Esche an. Es herrscht allgemein Übereinstimmung in der Einsicht, daß eine Nachzucht dieser Baumarten bei Vorkommen von Rotwild in heutiger Dichte ausgeschlossen ist.

Ein wirksamer Schutz gegen Schäl-schäden ist wegen der langen Zeit der Gefährdung meist nicht möglich oder sehr teuer. Zusammenfassend muß festgestellt werden: Es ist zu befürchten, daß das totale Abäsen einzelner Baum-, Strauch- oder Krautarten meist schon im Keimlingsstadium - was oft gar nicht bemerkt oder unterschätzt wird - langfristig zu einer Verarmung der Waldvegetation ganzer

Landstriche führt. Das hat weitreichende ökologische Folgen, die von einer Beeinträchtigung der gesamten Tier- und Pflanzenwelt bis zu einer Minderung der Schutz- und Erholungsfunktion reichen. Im Alpenraum und in einigen Mittelgebirgen wird dies schon jetzt deutlich, wo das Aufkommen der für die Mischwälder typischen Baumarten wie Tanne, Ahorn, Esche und z.T. auch Buche stark beeinträchtigt oder gar verhindert wird. Finanziell lassen sich solche Veränderungen nur schwer erfassen; sie sind aber insgesamt gesehen gravierender als die augenfälligeren Folgen von Verbiß und Rindenschälen. Es geht keineswegs darum, jegliche Einwirkungen des Schalenwildes auf die jungen Waldbestände zu unterbinden. Der Wald als der natürliche Lebensraum des Wildes vermag Schalenwildbestände zu ertragen, die seinen Entwicklungsprozessen angepaßt sind. Zur Zeit haben aber die durch Wild verursachten Belastungen ein solches Ausmaß angenommen, daß sie nicht mehr toleriert werden können.

### **Anforderungen an die künftige Jagd**

Aus allen diesen Gründen müssen in der europäischen Kulturlandschaft die Schalenwildbestände der Erhaltung, Pflege und Belastbarkeit naturnaher Lebensräume untergeordnet werden. Naturnahe Lebensräume sind neben den wenigen ungestörten Seen und Mooren nur noch die Wälder, deren Funktionen für Landschaft und Gesellschaft zunehmend Gewicht bekommen. Die Jagdausübung hat in den vergangenen Jahrzehnten in der Hege von Schalenwildbeständen diesen übergeordneten Gesichtspunkten nicht Rechnung getragen, obwohl sie in der jagdlichen Gesetzgebung<sup>13</sup> verankert sind. Auch die Mahnungen vieler Forstleute und einsichtiger Jäger blieben unbeachtet. Zur Pflege unserer naturnahen Landschaften gehört die Sorge um den Fortbestand aller einheimischen Tier- und Pflanzenarten durch die Erhaltung ihres Lebensraums und Sicherung ihres Verbreitungsareals. Dies gilt selbstverständlich auch für das Schalenwild. Damit ist aber nicht vereinbar die Haltung hoher Bestände einiger weniger Arten aus jagdlichen Beweggründen. Auch das gelegentlich postulierte „Recht des Waldbesuchers auf Wildbeobachtung“ ist deshalb eine Fiktion, weil besonders das Rotwild gegendweise zum reinen Nachttier geworden ist und trotz starker Massierung von den Waldbesuchern kaum mehr gesehen werden kann. Die Unterzeichner dieses Aufrufs fühlen sich verpflichtet, auf die vorstehend geschilderten Tatbestände mit Nachdruck hinzuweisen. Sie fordern daher die Reduktion der Rot- und Rehwildbestände durch eine wesentliche Erhöhung der Abschüsse. Das ist nur möglich, wenn gleichzeitig die Abschußrichtlinien vereinfacht werden. Als wesentliche Weiser für die Höhe der Wildbestände haben

---

<sup>13</sup> Paragraph 1 Abs.2 des Bundesjagdgesetzes lautet: „Die Hege hat zum Ziel die Erhaltung eines den landschaftlichen Verhältnissen angepaßten artenreichen und gesunden Wildbestandes; sie muß so durchgeführt werden, daß Wildschäden in der Land- und Forstwirtschaft und in der Fischerei möglichst vermieden werden.“

künftig der Zustand und die Regenerationsfähigkeit der Vegetation zu gelten. Diese lassen sich z. B. aus dem Vergleich von gezäunten und ungeschützten Flächen herleiten. Es muß möglich sein, die wichtigsten an einem Standort heimischen Baumarten ohne Schwierigkeiten zu verjüngen. Die Jäger werden nur dann ihrer Verantwortung gegenüber Gesellschaft und Natur gerecht, wenn sie die Schalenwildbestände dieser Forderung anpassen.

Im Juni 1974

Mitglieder der Forstwissenschaftlichen Fakultäten der Universitäten Freiburg, Göttingen, München und der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Reinbek

- Dr. E. ASSMANN, Prof., Waldwachstumskunde, München  
 Dr. H. v. AUFSESS, Akad. Oberrat, Holzforschung, München  
 B.R. BACKWINKEL, wiss. Ass., Waldbau, Freiburg  
 Dr. W. BÄUMLER, wiss. Ass., Forstzoologie, München  
 Dr. P. BARTELHEIMER, Akad. Rat, Forstpolitik, München  
 Dr. H. BARTELS, Prof., Forstbotanik, Göttingen  
 Dr. A. BAUMGARTNER, Prof., Forstmeteorologie, München  
 U. BAYER, wiss. Ass., Forstbotanik, Freiburg  
 F. C. v. BERG, wiss. Ass., Wildforschung, Göttingen  
 G. BEUSCHEL, Oberforstmr., Forstpflanzenzüchtung, München  
 Dr. W. E. BLUM, Doz., Forstl. Bodenkunde, Freiburg  
 G. BRAUN, Forstmr., Forstpflanzenzüchtung, München  
 Dr. H. J. BRAUN, Prof., Biologische Holzforschung, Freiburg  
 Dr. J. BRÜCKNER, Akad. Oberrat, Forstpolitik, Freiburg  
 Dr. E. F. BRÜNIG, Prof., Weltforstwirtschaft, Reinbek  
 Dr. P. BURSCHEL, Prof., Waldbau, München  
 Dr. H. COURTOIS, Doz., Holzforschung, Freiburg  
 B. DECKELMANN, Forstmr., Waldwachstumskunde, München  
 R. EDER, Oberforstmr., Waldbau, München  
 P. N. EFTHYMIOU, wiss. Ass., Forstbenutzung, Freiburg  
 Dr. D. FENGEL, wiss. Rat, Holzforschung, München  
 Dr. A. FESTETICS, Prof., Wildforschung, Göttingen  
 Dr. H. FÖLSTER, Prof., Forstl. Bodenkunde, Göttingen  
 Dr. K. FOOS, wiss. Ass., Holzforschung, Freiburg  
 Dr. F. FRANZ, Prof., Waldwachstumskunde, München  
 Dr. E. FRITZ, wiss. Ass., Forstbotanik, Göttingen.  
 Dr. D. GERMANN, wiss. Ass., Forstl. Betriebswirtschaft, Göttingen  
 G. GIETL, wiss. Ass., Forstmeteorologie, München  
 Dr. E. GLÄSS, Akad. Oberrat, Forstbotanik, Freiburg  
 G. GLEISSNER, Oberforstmr., Forstpolitik, München  
 Dr. D. GÖTTSCHE, wiss. Ass., Waldbau, Göttingen



Dr. H. GOSSOW, wiss. Ass., Wildforschung, Freiburg  
Dr. D. GROSSER, wiss. Ass., Holzforschung, München  
W. GUGLHÖR, wiss. Ass., Forstl. Arbeitswissenschaft, München  
Dr. E. GUNDERMANN, wiss. Ass., Forstpolitik, München  
Dr. E. HAESELBARTH, Akad. Oberrat, Forstzoologie, München  
J. HAGEN, wiss. Ass., Waldbau, München  
Dr. K. HASEL, Forstpolitik, Göttingen  
Dr. H. HATTEMER, Prof., Forstgenetik, Göttingen  
Dr. J. HEUVELDOP, wiss. Ass., Weltforstwirtschaft, Reinbek  
Dr. W. HEYSER, wiss. Ass., Forstbotanik, Göttingen  
Dr. G. HILDEBRANDT, Prof., Forsteinrichtung, Freiburg  
M. HOLM, wiss. Ass., Forstl. Betriebswirtschaft, Freiburg  
Dr. R. HÜSER, Oberkonservator, Forstl. Bodenkunde, München  
Dr. A. HÜTTERMANN, Doz., Forstbotanik, Göttingen  
Dr. J. HUSS, wiss. Rat, Waldbau, München  
Dr. G. JAHN, Prof., Waldbau, Göttingen  
Dr. F. KATO, Doz., Forstl. Betriebswirtschaft, Göttingen  
Dr. B. KELLER, wiss. Ass., Forstbenutzung, Freiburg  
E. KENNEL, Oberforstmr., Waldwachstumskunde, München  
Dr. H. KENNEWEG, wiss. Ass., Forsteinrichtung, Freiburg  
Dr. K. KERCK, wiss. Ass., Forstzoologie, Göttingen  
Dr. W. KOCH, wiss. Rat, Forstbotanik, München  
Dr. H. KÖPP, Forstpolitik, Göttingen  
Dr. K. KREUTZER, wiss. Rat, Forstl. Bodenkunde, München  
Dr. W. KROTH, Prof., Forstpolitik, München  
K. KUNZE, wiss. Ass., Forstbenutzung, Freiburg  
Dr. W. LAATSCH, Prof., Forstl. Bodenkunde, München  
R. LAMMEL, wiss. Ass., Forstpolitik, München  
Dr. H. LAMPRECHT, Prof., Waldbau, Göttingen  
Dr. K. LANG, wiss. Ass., Forstbotanik, München  
Dr. H. LÖFFLER, Prof., Forstl. Arbeitswissenschaft, München  
H. LÖW, Forstmr., Waldbau, München  
Dr. J. LUNDERSTÄDT, Akad. Oberrat, Forstzoologie, Göttingen  
E. MASCHNING, wiss. Ass., Forstbotanik, München  
C. METTIN, Dipl.-Forstwirt, Waldbau, München  
Dr. G. MITSCHERLICH, Prof., Forstl. Ertragskunde, Freiburg  
Dr. W. MOLL, Prof., Forstl. Bodenkunde, Freiburg  
A. MOSER, Forstmr., Forstpolitik, München  
Dr. MÜLLER, Forstgenetik, Göttingen  
Dr. H. J. MUHS, wiss. Ass., Forstbotanik, Freiburg  
Dr. J. PACHER, Doz., Forstgeschichte, Freiburg  
Dr. R. PLOCHMANN, Prof., Forstpolitik, München

- L. POSPISCHIL, wiss. Ass., Forstl. Arbeitswissenschaft, München  
Dr. M. POSTNER, Doz., Forstzoologie, München  
T. PREUHSLER, wiss. Ass., Waldwachstumskunde, München  
Dr. M. PRODAN, Prof., Forstl. Ertragskunde, Freiburg  
Dr. K.-E. REHFUESS, Prof., Forstl. Bodenkunde, München  
H. REINHARDT, Rev.-Förster, Waldbau, München  
Dr. E. RÖHRIG, Prof., Waldbau, Göttingen  
Dr. Z. ROZSNYAY, Akad. Rat, Forstgeschichte, Göttingen  
Dr. A. RÜHL, Prof., Waldbau, Göttingen  
H. SCHMIDT, Forstmr., Waldbau, München  
P. SCHMIDT, wiss. Ass., Holzforschung, Freiburg  
Dr. H. SCHMIDT-VOGT, Prof., Waldbau, Freiburg  
Dr. A. SCHNEIDER, Prof., Holzforschung, München  
Dr. A. v. SCHÖNBORN, Prof., Forstpflanzenzüchtung, München  
Dr. W. SCHRÖDER, Institutsvorst., Wildforschung, München  
Dr. H. J. SCHUCK, Akad. Rat, Forstbotanik, München  
Dr. P. SCHÜTT, Prof., Forstbotanik, München  
Dr. H. SCHULZ, Holzforschung, München  
Dr. R. SCHWAIER, wiss. Ass., Forstbotanik, Freiburg  
Dr. W. SCHWENKE, Prof., Forstzoologie, München  
Dr. F. SCHWERDTFEGGER, Prof., Forstzoologie, Göttingen  
Dr. P. SEIBERT, Prof., Waldbau, München  
Dr. D. SIEBERT, wiss. Ass., Forstbotanik, Freiburg  
Dr. J. SPEER, Prof., Forstpolitik, ehem. Präsident der Deutschen Forschungsgemeinschaft,  
München  
A. STEINHAUER, Dipl.-Forstw., Forstbotanik, Freiburg  
Dr. K. STERZIK, wiss. Ass., Forstl. Arbeitswissenschaft, Göttingen  
R. STITZINGER, Oberforstmr., Forstl. Arbeitswissenschaft, München  
Dr. J. TIMINGER, Oberforstmr., Forstl. Arbeitswissenschaft, München  
Dr. B. ULRICH, Prof., Forstl. Bodenkunde, Göttingen  
G. VANSELOW, Akad. Oberrat, Holzforschung, Freiburg  
Dr. C. VOLGER, Prof., Waldbau, Göttingen  
Dr. E. VOLKERT, Prof., Forstbenutzung, Göttingen  
Dr. E. WEBER, Akad. Direktor, Forstpflanzenzüchtung, München  
G. WEGENER, wiss. Ass., Holzforschung, München  
Dr. C. WIEBECKE, Prof., Weltforstwirtschaft, Reinbek  
Dr. W. WITTICH, Prof., Forstl. Bodenkunde, Göttingen  
Dr. W. ZECH, Doz., Forstl. Bodenkunde, München  
Dr. W. ZIELONKOWSKI, wiss. Ass., Waldbau, München  
Dr. H. W. ZÖTTL, Forstl. Bodenkunde, Freiburg

Die ökologischen und ökonomischen Risiken, die sich aus der in Deutschland üblichen Schalenwildbewirtschaftung für Waldökosysteme ergeben, werden allgemein unterschätzt. Die vor allem durch Wildverbiss verursachten Schäden verringern die Schutzwirkung von Wäldern und beeinträchtigen den vor dem Hintergrund des Klimawandels notwendigen Waldumbau. Die gesetzlichen Grundlagen für eine Verbesserung der Situation sind größtenteils bereits vorhanden, in einigen entscheidenden Punkten jedoch verbesserungsbedürftig. Es fehlt aber an deren Umsetzung. Es werden Möglichkeiten aufgezeigt, die Probleme zwischen der forstlichen Haupt- und der jagdlichen Nebennutzung zu lösen oder zumindest zu entschärfen. Das in dem Band diskutierte Instrumentarium reicht von der Stärkung des Verantwortungsbewusstseins aller Akteure bis hin zu denkbaren Sanktionen bei gleichbleibenden Verbisschäden.