

Schlussbericht BioWild-Projekt

Biodiversität und Schalenwildmanagement in Wirtschaftswäldern

Bundesprogramm Biologische Vielfalt
Förderschwerpunkt Ökosystemleistungen
FKZ: 35 15 685 A 01, 35 15 685 B 01 , 35 15 685 C 01,
35 15 685 D 01



Abb. 1 Foto: Stefan Schneider

Ein Projekt von:



GEORG-AUGUST-UNIVERSITÄT
GÖTTINGEN



TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
DRESDEN

Technische
Universität
München



Gefördert durch:

Gefördert durch:



Bundesministerium
für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit
und Verbraucherschutz

aufgrund eines Beschlusses
des Deutschen Bundestages



Bundesamt für
Naturschutz

Impressum

Autoren: ANW Hans von der Goltz
Universität Göttingen: Prof. Christian Ammer, Prof. Torsten Vor
TU Dresden: Prof. Michael Müller, Claudia Jordan-Fragstein
TU München: Prof. Thomas Knoke, Kai Bödeker
re:member: Dr. René Zimmer

Projekträger: ANW Deutschland e.V., Poststr. 7, 57392 Schmallenberg
goltz@anw-deutschland.de

Fachbetreuung im BfN: Bundesamt für Naturschutz (BfN), Konstantinstraße 110, 53179 Bonn
Andreas Krug, Abt. I 2 Grundsatzangelegenheiten, integrativer Naturschutz und nachhaltige Nutzung
Jakob Pöllath, Fachgebiet I 2.5 Waldnaturschutz und nachhaltige Waldbewirtschaftung

Fachbetreuung im DLR-PT: Dr. Jörg Petermann
DLR Projekträger - Umwelt und Nachhaltigkeit - Leben, Natur, Vielfalt
Heinrich-Konen-Straße 1, 53227 Bonn
joerg.petermann@dlr.de

Der vorliegende Bericht ist ein Schlussbericht des NBS-Fördervorhabens „Biodiversität und Schalenwildmanagement in Wirtschaftswäldern“.

Das Vorhaben wurde im Bundesprogramm Biologische Vielfalt (BPBV) von 2015 bis 2021 gefördert durch das Bundesamt für Naturschutz mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz.

Diese Broschüre gibt die Auffassung und Meinung des Zuwendungsnehmers wieder und muss nicht mit der Auffassung des Zuwendungsgebers übereinstimmen. Das Werk einschließlich aller Teile ist urheberrechtlich geschützt.

Inhaltsverzeichnis

1. Allgemeines.....	4
1.1 Aufgaben und Ziele des Vorhabens	4
1.2 Voraussetzungen zur Durchführung	4
1.3 Planung und Ablauf des Vorhabens	7
1.4 Wissenschaftlicher Stand und Fachliteratur.....	9
1.4.1 Einfluss des Schalenwilds auf die Waldvegetation (Universität Göttingen)	9
1.4.2 Monitoring Wildparameter, Jagd und Anpassung Jagdmethoden (TU Dresden).....	13
1.4.3 Auswirkungen von Schalenwild auf Ökosystemleistungen und Baumartenzusammensetzung (TU München)	14
1.4.4 Kommunikation und das soziale Akteursgefüge im Wald (re:member)	16
1.5 Projektnehmer, -management und –partner	17
2. Ergebnisse.....	20
2.1 Ergebnisse des Vorhabens	20
2.1.1 Einfluss des Schalenwilds auf die Waldvegetation (Universität Göttingen)	20
2.1.2 Monitoring Wildparameter, Jagd und Anpassung Jagdmethoden (TU Dresden).....	33
2.1.2.1 Jagdmonitoring.....	33
2.1.2.2 Wildmonitoring	43
2.1.2.3 Habitatentwicklung.....	51
2.1.2.4 Habitatscans	57
2.1.2.5 Statistik	62
2.1.2.6 Weitere Ergebnisse aus unveröffentlichten Abschlussarbeiten	62
2.1.3 Auswirkungen von Schalenwild auf Ökosystemleistungen und Baumartenzusammensetzung (TU München)	62
2.1.3.1 Inventurdesign.....	62
2.1.3.2 Ökonomische Evaluation und Risikoanalysen	65
2.1.3.3 Statistische Auswertung	71
2.1.4 Ergebnisse der Stakeholderanalysen und Empfehlungen zur strategischen Kommunikation in den Pilotregionen (re:member).....	77
2.1.4.1 Ergebnisse aus den Stakeholder- und Themenfeldanalysen	77
2.2 Langfristige Wirkung des Projektes über den Förderzeitraum hinaus	89
2.3 Relevante Ergebnisse von dritter Seite	90
2.4 Veröffentlichungen der Projektergebnisse	91
2.4.1 Veröffentlichungen.....	91
2.4.2 Vorträge	93

1. Allgemeines

1.1 Aufgaben und Ziele des Vorhabens

Der Aufbau und die Sicherung klimaresilienter Wälder ist eine zentrale Herausforderung unserer Zeit. Alle von Menschen steuerbaren Einflüsse, die diese Entwicklung behindern, sind zu prüfen und möglichst zu mindern.

In dem BioWild-Projekt sollten die Wirkungen von Schalenwild auf die Vegetation in bewirtschafteten Wäldern untersucht werden mit den Zielen,

- diese objektiv zu erfassen,
- ihre Konsequenzen für den Wald und seine Funktionen zu dokumentieren,
- Lösungsoptionen für evtl. aufgetretene Probleme zu erarbeiten und
- die für die praktische Umsetzung dieser Lösung Verantwortlichen in partizipativen Prozessen zu gewinnen.

1.2 Voraussetzungen zur Durchführung

Voraussetzungen für eine erfolgreiche Ausführung des Vorhabens waren

1. eine zentrale Steuerung der Arbeiten aller Projektpartner, eine partizipative Integration direkt und indirekt Beteiligter und eine abgestimmte einheitliche Innen- und Außenkommunikation der Ergebnisse,
2. die wissenschaftlich kompetente und an den Zielen ausgerichtete Erfassung und Bewertung der erforderlichen Daten,
3. eine fundierte Begleitung in den Bereichen „strategische Kommunikation“ und „Konfliktmanagement“,

Zu 1.

Die Steuerung und die Medienarbeit des Projektes wurden einem über Ausschreibung der ANW ermittelten Projektleiter übertragen. Er wurde unterstützt von Herrn von der Goltz, dem Bundesvorsitzenden der ANW, sowie von einer Sachbearbeiterin mit einem Stellenanteil von 0,6.

In jeder der 5 Pilotregionen wurde ein verantwortlicher, ehrenamtlicher, örtlicher Ansprechpartner, der sogenannte Pilotverantwortliche ausgewählt. Er stellte die kommunikative Schnittstelle zwischen Projektpartnern:innen und örtlich Beteiligten dar.

Wesentlicher Bestandteil der Projektsteuerung waren zwei Sitzungen/Jahr des sog. Koordinierungsausschusses (KA). Er setzte sich zusammen aus allen Projektpartnern:innen, Vertretern:innen des Fördermittelgebers und den Pilotverantwortlichen.

Weiterhin wurde ein Projektbeirat zusammengestellt. Er bestand aus knapp 20 Wissenschaftlern:innen und Praktikern:innen aus Fachbereichen, die direkt oder indirekt mit den in dem Projekt behandelten Themen befasst sind. Mit dem Beirat fand 1-2 Mal jährlich ein Treffen unter Beteiligung des KA statt. Der Beirat bereicherte die Projektarbeit mit zahlreichen Anregungen und von den Projektbearbeitern:innen aufzugreifenden Fragestellungen.

Eingeleitet wurde das 6-jährige Projekt mit einer vielbeachteten Auftaktveranstaltung in Arnsberg/NRW. Die Präsidentin des BfN, Frau Prof. Dr. Jessel hob die Bedeutung des Wald-Wild-Themas für die Zukunftsfähigkeit des Waldes im Klimawandel besonders hervor. Die Projektpartner:innen erläuterten ihre fachlichen Zielstellungen und die geplante Herangehensweise.

Mehrfach wurde betont, dass es sich um ein sehr sensibles Thema handelt. Ein Erfolg bei der Lösung des vielerorts seit langem schwelenden Konflikts zwischen Wald und Wild, sowie forstlichen und jagdlichen Akteuren wurde allgemein in einer intensiven partizipativen Herangehensweise gesehen. Ergänzend fand in jeder Pilotregion eine Auftaktveranstaltung mit lokaler Ausrichtung der betreffenden Informationen zum den Projektzielen und -inhalten statt.

Nach 3 Jahren wurden erste Zwischenergebnisse in sog. Halbzeitveranstaltungen in den 5 Pilotregionen präsentiert. Es fand ein zum Teil sehr engagierter Austausch über Ergebnisse und vor allem über die hieraus abzuleitenden Konsequenzen statt.

Das Ende des Projektes wurde eingeleitet mit einer großen Abschlussveranstaltung am 27. Oktober 2021 in Schmallenberg/NRW. Abteilungsleiter Andreas Krug vom BfN würdigte ausdrücklich die fachlichen Ergebnisse, die politischen Wirkungen und die konstruktiv-offene Steuerung und Kooperation in diesem anspruchsvollen Projekt.



Abb. 2 Am BioWild-Projekt Beteiligte der Wissenschaft, des Fördermittelgebers, des Projektbeirates und des Antragstellers bei der Schlussveranstaltung am 27.10.2021 in Schmallenberg (Foto: Hans von der Goltz).

Die Wissenschaftler:innen der beteiligten Universitäten stellten die wesentlichen Ergebnisse ihrer Teilprojekte vor. Je eine Vertreter:in der Waldbesitzenden, Jagenden und des Beirates bestätigten, dass sie sehr beeindruckt seien, wie sich die Stimmung der meisten direkt und indirekt Beteiligten im Laufe des Projektes von Ablehnung über Akzeptanz bis hin zur Unterstützung der vorgeschlagenen Maßnahmen entwickelt habe.

In allen 5 Pilotregionen wurden Abschlussveranstaltungen in Verbindung mit einer Exkursion zu einem Weisergatterpaar (außer in BW) mit verstärkten regionalen Inhalten durchgeführt.

In Zusammenarbeit mit der beteiligten Wissenschaft und der für Kommunikation und Strategieberatung zuständigen Firma re:member wurde das Projekt durch eine anspruchsvolle Medienarbeit begleitet. Hierzu gehörte die Einrichtung und Pflege einer eigenen Homepage, zahlreiche Flyer zu Segmenten des Projektes (z. B. Bau von Weisergattern) und Berichte zu

Teil- oder Endergebnissen. Von einer Ausnahme abgesehen (siehe 3), haben die unterschiedlichen Komponenten der Steuerung und Medienarbeit zu einem weitgehend problemlosen und letztendlich akzeptierten Vorgehen und Ergebnis des Projektes geführt.

Zu 2.

- Objektive Erfassung der Wirkungen des Schalenwildes auf die Vegetation

Mit einem wissenschaftlich fundierten Vegetationsgutachten sollten die Einflüsse des Schalenwildes auf die krautige und holzige Vegetation erfasst werden.

Der Wunsch nach möglichst verallgemeinerbaren Ergebnissen erforderte ein ausreichend umfangreiches und die Vielfalt der örtlichen Situationen abbildendes Netz von Weisergattern mit dazugehörigen Vergleichsflächen. Hierzu wurde von der TU München ein neuartiges, wissenschaftlich publiziertes Verfahren entwickelt und erstmalig in diesem Projekt in der Praxis mit Erfolg umgesetzt.

Ob unterschiedliche Jagdregime und somit das Handeln des Menschen auch in diesen Pilotregionen einen Einfluss auf die Intensität der Wildeinwirkungen haben, war eine der zentralen Fragen, denen im Projekt nachgegangen wurde.

Das Verhalten des Wildes und somit das Ausmaß seiner Einwirkungen wird neben dem Äsungsangebot maßgeblich beeinflusst von dem Grad der Deckung, d. h. seinem Sicherheitsempfinden. Hierzu wurden umfassende Untersuchungen durchgeführt.

Exemplarisch wurde das Ausmaß von Störfaktoren des Wildlebensraumes aus den Bereichen Tourismus und Jagd untersucht.

Die aufgenommenen Elemente bieten im Gegensatz zu der bisherigen Herleitung des Abschusses eine objektive Grundlage für die Bewertung des Wald-Wild-Verhältnisses und der sich daraus ergebenden Konsequenzen für eine an waldbaulichen Zielen orientierte Jagd.

- Konsequenzen der Wildeinwirkung für den Wald und seine Funktionen

Die Zukunft des Waldes und die Erbringung seiner Leistungen für Waldbesitzende und Gesellschaft hängen maßgeblich ab von seiner Stabilität und Anpassungsfähigkeit. Sie werden insbesondere beeinflusst von dem Zustand der standorttypischen Biodiversität, der Baumartenvielfalt und -struktur. Diese Merkmale werden vom Schalenwild unmittelbar beeinflusst. Es galt zu prüfen, ob die Einwirkungen auf die Habitate durch nicht angepasste Schalenwildichten zu einer substanziellen Veränderung der naturnahen Baumartenmischung und Resilienz der betrachteten Waldökosysteme führen oder nicht.

Auf dieser Grundlage wurde untersucht, ob und welche Konsequenzen wildbedingte Veränderungen auf die Verjüngung und die Baumartenvielfalt, sowie die vielfältigen Ökosystemleistungen (Holzerträge, Kohlenstoffspeicherung) haben.

Es sollte geprüft werden, welche Einflussvariablen Wildverbiss und dessen Auswirkungen auf die Waldverjüngung haben.

Zu 3.

Schon zu Beginn des Projektes war klar, dass es sehr widerstreitende Interessen geben würde. Eine konkrete Herausforderung stellte sich jedoch erst nach 3 Jahren durch eine nicht

im Projekt beteiligte externe Gruppierung von Jagenden in der Pilotregion ST in Auftrag gegebene „gutachterliche Stellungnahme“ ein. Mit diversen Unterstellungen und nachweislich unwahren Aussagen sollte das Projekt öffentlich in ein sehr negatives tendenziöses Licht gerückt werden. Zu diesem Zeitpunkt wurde die Firma re:member als begleitender Mediator aktiv und später als Auftragnehmer der ANW in das Projektteam aufgenommen. Mit ihrer Unterstützung gelang es Schaden vom Projekt abzuwenden und motivierte Partner hinzuzugewinnen. Diese Firma begleitete dann auch die Gestaltung unserer diversen Print-Produkte. Durch die zahlreichen Interviews in den Pilotregionen mit direkt und indirekt an dem Projekt Beteiligten wurden für den Projekterfolg wichtige Hintergrundinformationen generiert.

Mediation, Mediengestaltung und Hintergrundgespräche haben zu einer positiven Wahrnehmung des Projektes beigetragen.

Zu 4.

Die Genehmigung des Projektes wurde davon abhängig gemacht, dass die ANW einen Eigenanteil bereitgestellt. Die ANW als gemeinnütziger, nicht wirtschaftlich tätiger Verein, musste die Finanzierung auf die beteiligten Betriebe umlegen. Offensichtlich war das Interesse an Informationen und Lösungsideen zu der Wald-Wild-Thematik aber so groß, dass die beteiligten Waldbesitzenden, Landesforstverwaltungen, Zertifizierungseinrichtungen, forstliche Verbände und die ANW gemeinsam diese Herausforderung gestemmt haben. Sie war auch Ausdruck eines sehr erfolgreichen partizipativen Projektverlaufes.

1.3 Planung und Ablauf des Vorhabens

Die meisten Waldbesitzenden und Jagenden hatten zu Beginn des Verfahrens kaum eine Vorstellung davon, dass Schalenwild die Waldentwicklung erheblich beeinflussen kann. Daher war der gesamte Projektverlauf von einer intensiven Einbeziehung aller Betroffenen in die Kommunikation der Ziele und Durchführung der erforderlichen Datenerhebung geprägt.

Es handelte sich bei dem BioWild-Projekt um ein Verbundprojekt. Als Lead-Partner schloss die ANW mit den wissenschaftlichen Partnern Universität Göttingen, TU München und TU Dresden Kooperationsverträge ab. Diese stellen ein verlässliches und zielorientiertes gemeinsames Arbeiten aller Partner sicher. Die Firma re:member wurde Auftragnehmer der ANW.

Es wurden 5 Pilotregionen in den Bundesländern Baden-Württemberg (BW), Nordrhein-Westfalen (NRW), Sachsen-Anhalt (ST), Saarland (SL) und Thüringen (TH) mit einer Gesamtfläche von ca. 26.000 ha eingerichtet. Für jede Pilotregion war ein sog. Pilotverantwortlicher örtlicher Ansprechpartner und als Koordinator zuständig.

In der frühen Startphase führten die Pilotverantwortlichen Orientierungsgespräche mit den Waldbesitzenden mit dem Ziel, geeignete Pilotregionen in den Ländern SL, ST, BW, TH und NRW abzugrenzen. Insgesamt wurden für 26.000 ha Kooperationsverträge mit dem Waldbesitzenden abgeschlossen. Beteiligt waren alle Waldbesitzarten, sowie Eigenjagdbezirke und gemeinschaftliche Jagdbezirke. In allen Pilotregionen kommt Rehwild vor, in NRW, dem Saarland und Sachsen-Anhalt zusätzlich noch Rotwild und fallweise Dam- oder Muffelwild.

Anschließend wurden den Waldbesitzenden von den Pilotverantwortlichen die drei von der TU Dresden entwickelten Jagdregime vorgestellt. Die Waldbesitzenden haben sich im Anschluss für eines dieser Jagdregime entschieden.

Nachdem die regionale Abgrenzung der Pilotregionen und die Zuordnung der Waldbesitzenden zu den Jagdregimen geklärt war, wurde das fachliche und zeitliche Vorgehen der wis-

senschaftlichen Partner:innen bei einer Koordinierungsausschusssitzung diskutiert und verbindlich vereinbart.

Die TU München lieferte Entscheidungsgrundlagen für die Auswahl von Weisergatter-Standorten nebst Vergleichsflächen. Ziel war ein Weisergatter/100 ha Waldfläche mit einer möglichst hohen Verjüngungswahrscheinlichkeit. Die endgültigen Standorte wurden auf der Basis des von der TU München entwickelten unabhängigen Suchalgorithmus, gemeinsam mit den Pilotverantwortlichen vor Ort festgelegt. Letztere holten die Einverständniserklärungen der Waldbesitzenden ein. Vom Projektbüro wurde die Beschaffung des Zaunmaterials ausgeschrieben und ein Plan für die Verteilung der Materialien erstellt. Alle 248 Weisergatter wurden im ersten Projektjahr errichtet.

Die Universitäten Göttingen und Dresden schlugen in dieser Zeit Verfahren vor zur Aufnahme

- der Vegetation,
- der Deckung und
- der Jagdstrecke

Diese wurden gemeinsam abgestimmt und beschlossen. Zu einem späteren Zeitpunkt wurde die Deckungsaufnahme ergänzt um Aufnahmen mit einem terrestrischen Laserscanner. Um das Wildvorkommen und Wildverhalten besser erfassen zu können, wurden Wildkameras installiert. Zusätzliche Bodenproben an allen 248 Weisergatter-Standorten sollten detailliert Auskunft über die Qualität des Kleinstandortes liefern.

Nach dem ersten und jedem weiteren Aufnahmejahr wurden Waldbesitzenden und Jagenden von den Pilotverantwortlichen und dem Projektleiter über den jeweiligen Kenntnisstand unter fallweiser Beteiligung der Wissenschaftler:innen informiert. Um insbesondere das Problembewusstsein der Waldbesitzenden und Jagenden zu schärfen, wurden in der Regel bei einer Exkursion zu einem Weisergatter die Ergebnisse visualisiert und später im Saale theoretisch erläutert.

Ergänzt wurden diese Jahrestreffen z. B. in den Zeiten der Datenaufnahme durch zahlreiche Einzelgespräche der Wissenschaftler:innen und Pilotverantwortlichen mit Betroffenen. Die Zwischenchecks der Halbzeitveranstaltungen in den 5 Pilotregionen, bei denen auch indirekt beteiligte Jagdbehörden, Forstämter, Hegegemeinschaften usw. eingeladen wurden, waren im Hinblick auf die Akzeptanz des Projekts wichtige Stimmungsbarometer. Es wurde einerseits erkannt, dass bei der Kommunikation wissenschaftlicher Ergebnisse eine Sprache gefunden werden muss, die die Praktiker:innen vor Ort erreicht. Gleichzeitig konnte man aber auch erkennen, dass sich die Mehrzahl der Beteiligten für die Projektergebnisse zu interessieren begann. In diesen Fällen glückte der Prozess vom distanzierten Beteiligtsein zu einer konstruktiven Partnerschaft auch dank der zahlreichen Interviews von re:member.

Die jährlichen Koordinierungsausschusssitzungen unter Beteiligung des Fördermittelgebers bestätigten regelmäßig, dass das Projekt inhaltlich, finanziell und zeitlich planmäßig abgewickelt wurde.

Durch die Corona-Pandemie gab in den letzten zwei Jahren leider auch bei diesem Projekt nicht vermeidbare Verzögerungen. Eine Projektverlängerung bis zum 31.12.2021 wurde genehmigt und die hierfür erforderlichen Zusatzmittel bewilligt.

Im Oktober/November 2021 wurden die wesentlichen Ergebnisse bei einer zentralen Abschlussveranstaltung in Schmallenberg am 27. Oktober 2021 mit großer Pressebeteiligung präsentiert. Es folgten vergleichbare Veranstaltungen in jeder der 5 Pilotregionen.

Der Prozess des „Mitnehmens“ der Akteure war so erfolgreich, dass immer wieder der Wunsch auf Verlängerung des Projektes geäußert wurde. Eine Prüfung durch das BMU

ergab allerdings, dass diesem Wunsch aufgrund der Haushaltslage nicht entsprochen werden konnte.

1.4 Wissenschaftlicher Stand und Fachliteratur

1.4.1 Einfluss des Schalenwilds auf die Waldvegetation (Universität Göttingen)

Unsere Wälder erfüllen viele Funktionen. Bekannt und gesetzlich geregelt sind die „Nutz-, Schutz- und Erholungsfunktion“. Dabei treten diese Funktionen nicht grundsätzlich in Konkurrenz zueinander, sondern ergänzen sich in weiten Teilen. So dient der Erhalt der biologischen Diversität nicht nur naturschutzrelevanten Zielen, er stärkt auch die Waldökosysteme im Hinblick auf deren Resistenz und Resilienz, und bildet damit in vielen Fällen die Grundlage für die Nutzfunktion von Wäldern. Zusammenhänge zwischen biologischer Diversität und den Ökosystemleistungen wurden intensiv diskutiert (z. B. Pretzsch 2003, Millennium Ecosystem Assessment 2005, Pearce 2007). Wie sehr Leistungsfähigkeit und Diversität von Ökosystemen in einer direkten Verbindung stehen (Pearce und Pearce 2001), kann allerdings nicht allgemein beantwortet werden. Zumindest für forstlich genutzte Wälder scheint zu gelten, dass gemischte Bestände im Vergleich zu Monokulturen bei Störungen sowohl stabiler (Griess et al. 2012) und elastischer im Sinne von Grimm und Wissel (1997) sind, als auch besser auf den Klimawandel reagieren können (Ammer 2019), bzw. robuster gegen seine nachteiligen Auswirkungen sind. Dies zeigen neuere Untersuchungen insbesondere im Hinblick auf Trockenstress (Metz et al. 2016, Pardos et al. 2021) und die Überlebenswahrscheinlichkeit (Neuner et al. 2015).

Einwirkungen des Schalenwilds können in vielen Fällen zur Entmischung der Baumarten bis ins Jungwuchsstadium führen (Ammer et al. 2010). Besonders selektiver Rehwildverbiss trägt hierzu bei. Das Problem wird vor allem durch ein ungünstiges Verhältnis von Schalenwilddichte zu dem natürlichen Äsungsangebot (Biotopkapazität) verschärft (Čermák 2007, Ward et al. 2008). In Untersuchungen mit unterschiedlicher Wilddichte zeigte sich, dass mit der Absenkung der Wilddichte die Überlebensfähigkeit der untersuchten Baumart überproportional anstieg (Trembley et al. 2007). Zum gleichen Ergebnis für europäisches Schalenwild kam in den italienischen Alpen auch Motta (1996). Es ist bekannt, dass Wildverbiss dann zu einem begrenzten Pflanzenwachstum führt, wenn die das Wachstum eigentlich bestimmende Ressourcenverfügbarkeit hoch ist (Edenius et al. 1995, Ammer 1996). So wirkt sich eine hohe Verbissbelastung mit zunehmender Strahlungsintensität (oder Standortsgüte) auf das Pflanzenwachstum zumeist stärker aus. Zudem ist die Beziehung zwischen Wildtierdichte und Herbivorie nicht linearer Natur (Ward et al. 2008). Die Auswirkungen können ab einem bestimmten Punkt einen waldbaulich tolerierbaren Verbiss plötzlich übersteigen (Putman 1996, Motta 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. Ein geeigneter Weiser für eine Grenzdichte ist, insbesondere im Wirtschaftswald, der Zustand der Waldvegetation. Die Grenzdichte ist dann überschritten, wenn dieser Zustand nicht mit dem Ziel (waldbaulich, vegetationsökologisch) übereinstimmt, oder dieses dauerhaft gefährdet. Dies zu überprüfen sollte Aufgabe von Verbiss- bzw. Vegetationsinventuren und systematischen Kontrollzäunen nach dem Vorschlag von Reimoser und Suchant (1992) sein. Wenn dabei die Waldbesitzerziele gewahrt sind, kann die erreichte Wilddichte als zielkonform ausgewiesen werden (Prien und Müller 2010). Welche Rolle die forstlich bedingte Waldstruktur mit entsprechendem Äsungsangebot für das Ausmaß von Verbisseinwirkungen spielt, ist bislang noch unzureichend geklärt (Reimoser und Gossow 1996, Partl et al. 2002, Kramer et al. 2006, Čermák 2007,

Vospornik und Reimoser 2008, Kuijper et al. 2009). Bei sehr hohen Schalenwildsdichten werden jedoch offensichtlich alle Effekte der forstlichen Bewirtschaftung überlagert (Gerhardt et al. 2013). Zu beachten ist, dass sich die heutige Vitalität und Vermehrungsrate von Schalenwild zumindest teilweise auf die energiereiche Nahrung von landwirtschaftlichen Nutzflächen zurückführen lässt und dass für die sich dadurch einstellenden Wildbestände die Wintereräsungskapazität in Wäldern nicht ausreicht. Zu hohe Wildbestände wirken sich somit auch indirekt negativ auf einzelne Wildtierarten und deren Kondition aus. Verantwortlich hierfür sind intra- und interspezifische Nahrungskonkurrenz sowie Konkurrenz um Lebensraum.

Eine Aussage über den Einfluss von Schalenwild auf unsere Wälder setzt Informationen zum Zustand der Vegetation, insbesondere zum Einfluss von Wild auf die Waldverjüngung, deren Entwicklung im Laufe der Zeit, und über die Zusammenhänge zwischen den vom Schalenwild ausgehenden Wirkungen und den Vegetationszustand voraus. 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, verletzten oder der geschälten) gezählt. Setzt man die verbissenen, verletzten oder geschälten Bäumchen ins Verhältnis zu den insgesamt anzutreffenden und potenziell gefährdeten Pflanzen, entsteht ein 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 (Moog 2006), hat sich dieser Indikator zur Ableitung der Intensität des Schalenwildeinflusses vor allem in Verbindung mit den vorhandenen Pflanzenzahlen dennoch bewährt und in vielen Bereichen durchgesetzt (vgl. Knoke et al. 2007). Allerdings variieren die Verfahren zur Beurteilung von Verbiss-, Schäl- und Fegeschäden durch Schalenwild in Deutschland von Bundesland zu Bundesland in geradezu erstaunlichem Ausmaß (Lödige 2010). Vernachlässigt wird bei all diesen Inventurverfahren zudem, ob an den Aufnahmepunkten, bei habitatangepassten Wildbeständen Waldverjüngung zu erwarten gewesen wäre (Müller et al. 2012). Diese Situation wurde durch das Projekt analysiert und könnte mittels geeigneter Vorschläge aus den Projektergebnissen künftig geändert werden. Unklar ist zudem, wie man das wirkliche Verjüngungspotenzial in Gebieten mit zu hohem Wildbesatz quantifizieren kann (Stichwort Keimlingsverbiss). Auch dieser Frage wurde im Projekt nachgegangen.

Fachliteratur:

- Ammer, C. (1996). Konkurrenz um Licht - zur Entwicklung der Naturverjüngung im Bergmischwald. Forstliche Forschungsberichte München, 158.
- Ammer, C. (2019). Diversity and forest productivity in a changing climate. *New Phytologist*, 221, 50-66. DOI:10.1111/nph.15263
- Ammer, C., Vor, T., Knoke, T., Wagner, S. (2010). Der Wald-Wild-Konflikt. Analyse und Lösungsansätze vor dem Hintergrund rechtlicher, ökologischer und ökonomischer Zusammenhänge. *Göttinger Forstwissenschaften* Bd 5, 184 S. ISBN 978-3-941875-84-5.
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B. and Walker, S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67, 1-48.
- Bolte, A. (2006). Biomasse- und Elementvorräte der Bodenvegetation auf Flächen des forstlichen Umweltmonitorings in Rheinland-Pfalz (BZE, EU Level II). *Ber. Forschungszt. Waldökosysteme*, B 72. 45 S.
- Bolte, A., Czajkowski, T., Bielefeldt, J., Wolff, B., Heinrichs, S. (2009). Schätzung der oberirdischen Biomassevorräte des Baums- und Strauchunterwuchses in Wäldern auf Basis von Vegetationsaufnahmen. *Forstarchiv*, 80, 222-228

- Braun-Blanquet, J. (1964). *Pflanzensoziologie Grundzüge der Vegetationskunde*. Springer Verlag Wien, 3. Auflage
- Čermák, P. (2007). Browsing and peeling damage on woody plants in the Czech Republic. *Lesnická práce, s.r.o., Kostelec nad Černými lesy*
- 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
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. (2001). *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. 3. Aufl. *Scripta Geobot.*, 18, 1-262
- Gerhardt, P., Arnold, J.M., Hackländer, K. Hochbichler, E. (2013). Determinants of deer impact in European forests - A systematic literature analysis. *Forest Ecology and Management*, 310, 173-186
- Griess, V., Acevedo, R., Härtl, F., Staupendahl, K., Knoke, T. (2012). Does mixing tree species enhance stand resistance against natural hazards? A case study for spruce. *Forest Ecology and Management*, 267, 284-296
- 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
- Hothorn, T., Bretz, F. & Westfall, P. (2008). Simultaneous inference in general parametric models. *Biometrical journal*, 50, 346-363
- Knoke, T., Hothorn, T., Mosandl, R., Kennel, E. (2007). *Wissenschaftliche Expertise zum Forstlichen Gutachten zur Situation der Waldverjüngung in Bayern*. Freising
- Kolo, H., Ankerst, D., Knoke, T. (2017). Predicting natural forest regeneration. A statistical modelbased on inventory data. *European Journal of Forest Research*, 302, 5-6
- 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
- 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
- Lödige, M. (2010). *Vergleich der Verfahren zur Beurteilung von Verbiss-, Schäl- und Fege-schäden durch Schalenwild in Deutschland*. Unveröff. Bachelorarbeit, Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Georg- August-Universität Göttingen
- Metz, J., Annighöfer, P., Schall, P., Zimmermann, J., Kahl, T., Schulze, E.-D., Ammer, C. (2016). Site adapted admixed tree species reduce drought susceptibility of mature European beech. *Global Change Biology*, 22, 903-920
- Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC, World Resources Institute
- Moog, M. (2006). Wirkung von Verbiss auf Waldbestände: Differenzierung ist nötig. *Revierkurier*, 1-3
- Motta, R. (1996). Impact of wild ungulates on forest regeneration and tree composition of mountain forests in the Western Italian Alps. *Forest Ecology & Management*, 88, 93-98
- Neuner, S., Albrecht, A., Cullmann, D., Engels, F., Griess, V.C., Hahn, W.A., Hanewinkel, M., Härtl, F., Kölling, C., Staupendahl, K., Knoke, T. (2015). Survival of Norway spruce remains higher in mixed stands under a dryer and warmer climate. *Global change biology*, 21, 935–946
- Pardos, M., Del Río, M., Pretzsch, H., Jactel, H., Bielak, K., Bravo, et.al. (2021). The greater

- resilience of mixed forests to drought mainly depends on their composition: Analysis along a climate gradient across Europe. *Forest Ecology and Management*, 481, 118687.
- Parth, A., Fischer, C. (2009). FRIDOLINO – Eine Datenbankumgebung zur Berechnung vegetationsökologischer Kenngrößen. *Forstarchiv*, 80, 236-260
- 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
- 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
- Pretzsch, H. (2003). Diversität und Produktivität von Wäldern. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, 174, 88-98
- Prien, S., Müller, M. (2010). Wildschäden im Wald. Neumann-Neudamm Verlag, Melsungen, 365 S
- Putman, R.J. (1996). Ungulates in temperate forest ecosystems: perspectives and recommendations for future research. *Forest Ecology and Management*, 88, 205-214
- R Core Team (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>
- 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 Wild-einflusses auf die Waldvegetation. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, 163, 27-31
- Rüegg, D., Nigg, H. (2003). Mehrstufige Verjüngungskontrollen und Grenzwerte für die Verbissintensität. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 154, 314-321
- Schmidt, M., Kriebitsch, W.-U., Ewald, J. (2011). Waldartenliste der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands. *BfN-Skripten*, 299, 1-111
- 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
- Vospersnik, S., Reimoser, S. (2008). Modelling changes in roe deer habitat in response to forest management. *Forest Ecology and Management*, 255, 530-545
- 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

1.4.2 Monitoring Wildparameter, Jagd und Anpassung Jagdmethoden (TU Dresden)

Die Ableitung der Wildmanagements und Jagdregime erfolgte auf Grundlage der wald- und wildökologischen Forschungen vor dem Projektbeginn (u. a. Bülow 2011, David 2006, Hespeler 2016, Stubbe 1988, Stubbe 2007, Wagenknecht 1976, Wölfel 1999, Wölfel 2001) und stützten sich sowohl auf erfolgreiche Erprobungen in vorangegangenen FuE-Projekten (vor allem Hatzfeldt-Projekt 2007-2013 und ZIORJA 2010-2016) sowie daraus resultierende Veröffentlichungen (Möhring, Müller und Müller 2012; Müller, Müller und Möhring 2012 a; Müller, Müller und Möhring 2012 b; Müller und Müller 2012 sowie auf bereits bestehende jagdrechtliche Regelungen in anderen Ländern (u. a. Jagdgesetz für den Freistaat Sachsen von 2012).

Diese bewährten Jagdregime wurden im BioWild-Projekt genutzt, um Wildbestände mit unterschiedlicher Habitatanpassung zu gewährleisten oder herzustellen. Im BioWild-Projekt wurden auf dieser Basis die sich unter verschiedenen Wildeinflüssen ergebenden pflanzlichen Biodiversitäten untersucht. Im Teilvorhaben der TU Dresden wurden zudem die Jagdstrecken und Jagdarten in üblichen Parametern, das Wildverhalten an Untersuchungsorten und die Entwicklung der Habitate hinsichtlich Komponenten, Deckung und Komplexität untersucht.

Für Rehwild ist die visuelle Deckung eine entscheidende Voraussetzung für seinen Lebensraum und damit ein entscheidender Faktor zur Charakterisierung der Lebensraumqualität (Vospernik und Reimoser 2008). Waldumbau hin zu mehr Laub- und Mischwäldern bringt, je nach Standort, Baumarten sowie deren Ausprägung, teilweise Verbesserungen und teilweise Verschlechterungen von Deckung und Äsung für Wild hervor (Hofmann et al. 2008). Berechnungen der oberirdischen Pflanzenmasse wurden mit Hilfe des Programmes PhytoCalc (Bolte et al. 2002) durchgeführt und ermöglichen eine Schätzung der Nahrungskapazität auf der Grundlage Biomassevorräte im Sommer. Für die weiteren Auswertungen wären vor allem die Ableitung der Winteräsungskapazitäten aussagekräftig, um Einschätzungen zur quantitativen und qualitativen Beschaffenheit der Nahrungshabitate treffen zu können, aus der heraus sich die tatsächliche, maximale Tragfähigkeit für die Höhe der Wildbestände unter dem Ansatz des Mindestnahrungsbedarfes ableiten ließe. Gleichzeitig steht dieses Potential in Abhängigkeit zu Wuchsbedingungen vor Ort und artspezifischem Wuchsverhalten (Trophie, Niederschlag, Bestandesstruktur, Lichtverfügbarkeit, Bewirtschaftungsform, Wildeinfluss, inter- und intraspezifische Konkurrenzverhältnisse). Der Vegetationsabgleich vom Potential bis hin zur Ist-Situation wurde durch ein Kameramonitoring unterstützt. Schwerpunkt war die Erfassung des Einwirkungsgrades durch Wild auf die Pflanzenentwicklungsstadien, die schwer in vegetationskundlichen Methodiken erfasst werden können (Saatgut, Pflanzenkeimlinge).

Fachliteratur:

- Bolte, G. et.al. (2002). Schätzmodelle zum oberirdischen Vorrat der Waldbodenflora an Trockensubstanz, Kohlenstoff und Makronährelementen (Assessment models for dry weight and storage of carbon and nutrients in the forest ground vegetation). Allgemeine Forst und Jagdzeitung 173(4):57-66.
- Bülow, G. G. v. 2011. Erfahrungen mit Bewegungsjagden aus der Sicht der unteren Forstbehörde. Wildforschung in Baden- Württemberg. David, A. 2006. Auf geht's, raus geht's!. Wild und Hund, 122(8): 17-21.
- Hespeler, B. (2016). Rehe in Europa. Österreichischer Jagd- und Fischerei-Verlag, ISBN: 978-3-85208-145-8.
- Hofmann, G., Pommer, U., Jenssen, M. (2009). Wildökologische Lebensraumbewertung für die Bewirtschaftung des wiederkäuenden Schalenwildes im nordostdeutschen Tiefland. Landesforstanstalt Eberswalde, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 39.

- Möhring, A.; Müller, T. und Müller, M. (2012): Synchronisation der Jagdzeiten beim Rehwild im Herbst und Winter. *AFZ-DerWald*, 67 (14): 38-41.
- Müller, M.; Müller, T. und Möhring, A. (2012 a): Waldbesitzerinteressen – Wildeinflüsse – Zielorientierte Jagd. *AFZ-DerWald*, 67 (9): 22-25.
- Müller, M.; Müller, T. und Möhring, A. (2012 b): Grundlagen für die Neuausgestaltung von Jagd- und Erlegungszeiten beim Schalenwild in Wäldern. *AFZ-DerWald*, 67 (14): 34-37.
- Müller, T. und Müller, M. (2012): Zielorientierte Schalenwildbejagung unter besonderer Berücksichtigung des Rehwildes. *AFZ-DerWald*, 67 (9): 26-29.
- Stubbe, Ch. (1988). Rehwild *Capreolus capreolus* (L.). in Stubbe, H. (Hrsg.) 1988. Buch der Hege Band 1 Haarwild. 140-169. ISBN: 3-331-00168-6.
- Stubbe, Ch. (2007). Starke Gehörne kein Geheimnis. *Unsere Jagd* 47(2): 8-10.
- Vospornik, S., Reimoser S., (2008). Modelling changes in roe deer habitat in response to forest management. *Forest Ecology and Management* 255 (2008) S. 530–545.
- Wagenknecht, E. (1976). Rehwildhege mit der Büchse. Neumann-Verlag Leipzig Radebeul, 208 S.
- Wölfel, H. (1999). Turbo-Reh und Öko-Hirsch, Perspektiven zu Wild, Hege und Jagd. Verlag: Graz, Leopold Stocker, 200 S.
- Wölfel, H., Beck, O. A., Riegert, Ch. und Reinecke, H., (2001). Eichenanbau ohne Zaun mit Standortfaktor Rehwild. *Forst und Holz*, 56: 617-623.
- Wölfel, H. (2003) Bewegungsjagden: Planung, Auswertung, Hundewesen. Stocker, Graz, 190 S.

1.4.3 Auswirkungen von Schalenwild auf Ökosystemleistungen und Baumartenzusammensetzung (TU München)

Die Optimierungen (s. Kapitel II.2.2) der TUM basieren auf einer Referenzpunktmethode, um mehrere Kriterien und Unsicherheitsszenarien für die gleichzeitige Optimierung der Baumartenzusammensetzung und der zeitlichen Abfolge für die Holzernte zu berücksichtigen. Während dieser Optimierungsansatz im BioWild-Projekt erstmalig in der Praxis auf Bestandesebene angewandt wurde, wurden ähnliche Ansätze bereits von Kolo et al. (2020), Gosling et al. (2020), Knoke et al. (2020) und Knoke et al. (2016) auf Betriebs- oder Landschaftsebene durchführt. Ein weiterer wesentlicher Unterschied zu den oben zitierten Quellen ist, dass Unsicherheitsräume nach Gorissen et al., (2015) als Ellipsen und nicht als Boxen dargestellt wurden. Die zeitliche Komponente der Optimierung fußt auf den Gedanken von Messerer et al. (2017) und Roessiger et al. (2013).

Die statistischen Modellierungen der TUM mittels Random Forest wurden inspiriert durch die Verbissauswertungen von Hothorn & Müller (2010) und Kupferschmidt et al. (2019, 2020). Der Random Forest Algorithmus baut auf der Forschung von Breiman (2001) auf. Die Methode, die Verbisswahrscheinlichkeit dem klassischen Verbissprozent vorzuziehen, wurde von Hothorn et al. (2008) initiiert und ausführlich von Bödeker et al. (2021) im Rahmen des BioWild-Projektes validiert und diskutiert.

Die Optimierungen wurden durchgeführt mit Microsoft Excel und einem proprietären Solver der Firma *Frontline Systems Inc.*, alle weiteren datenverarbeitenden Prozesse (u.a. auch GIS-Berechnungen), Analysen und Modelle wurden in der statistischen Programmiersprache R erarbeitet.

Fachliteratur:

- Bödeker, K., Ammer, C., Knoke, T., & Heurich, M. (2021). Determining Statistically Robust Changes in Ungulate Browsing Pressure as a Basis for Adaptive Wildlife Management. *Forests*, 12(8), 1030. <https://doi.org/10.3390/f12081030>
- Breiman, L. (2001). Random Forest. *Machine Learning*, 45(1), 5–32. <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>
- Gorissen, B. L., Yanikoğlu, İ., & den Hertog, D. (2015). A practical guide to robust optimization. *Omega*, 53, 124–137. <https://doi.org/10.1016/j.omega.2014.12.006>
- Gosling, E., Reith, E., Knoke, T., & Paul, C. (2020). A goal programming approach to evaluate agroforestry systems in Eastern Panama. *Journal of Environmental Management*, 261, 110248. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110248>
- Hothorn, T., & Müller, J. (2010). Large-scale reduction of ungulate browsing by managed sport hunting. *Forest Ecology and Management*, 260(9), 1416–1423. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.019>
- Knoke, T., Kindu, M., Jarisch, I., Gosling, E., Friedrich, S., Bödeker, K., & Paul, C. (2020). How considering multiple criteria, uncertainty scenarios and biological interactions may influence the optimal silvicultural strategy for a mixed forest. *Forest Policy and Economics*, 118, 102239. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2020.102239>
- Knoke, T., Paul, C., Hildebrandt, P., Calvas, B., Castro, L. M., Härtl, F., Döllerer, M., Hamer, U., Windhorst, D., Wiersma, Y. F., Curatola Fernández, G. F., Obermeier, W. A., Adams, J., Breuer, L., Mosandl, R., Beck, E., Weber, M., Stimm, B., Haber, W., ... Bendix, J. (2016). Compositional diversity of rehabilitated tropical lands supports multiple ecosystem services and buffers uncertainties. *Nature Communications*, 7(1), 11877. <https://doi.org/10.1038/ncomms11877>
- Knoke, T., Paul, C., Rammig, A., Gosling, E., Hildebrandt, P., Härtl, F., Peters, T., Richter, M., Diertl, K., Castro, L. M., Calvas, B., Ochoa, S., Valle-Carrión, L. A., Hamer, U., Tischer, A., Potthast, K., Windhorst, D., Homeier, J., Wilcke, W., ... Bendix, J. (2020). Accounting for multiple ecosystem services in a simulation of land-use decisions: Does it reduce tropical deforestation? *Global Change Biology*, 26(4), 2403–2420. <https://doi.org/10.1111/gcb.15003>
- Kolo, H., Kindu, M., & Knoke, T. (2020). Optimizing forest management for timber production, carbon sequestration and groundwater recharge. *Ecosystem Services*, 44, 101147. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101147>
- Kupferschmid, A. D., Brang, P., & Bugmann, H. (2019). Abschätzung des Einflusses von Verbiss durch wildlebende Huftiere auf die Baumverjüngung. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 170(3), 125–134. <https://doi.org/10.3188/szf.2019.0125>
- Kupferschmid, A. D., Bütikofer, L., Hothorn, T., Schwyzer, A., & Brang, P. (2020). Ungulate Species and Abundance as well as Environmental Factors Determine the Probability of Terminal Shoot Browsing on Temperate Forest Trees. *Forests*, 11(7), 764. <https://doi.org/10.3390/f11070764>
- Messerer, K., Pretzsch, H., & Knoke, T. (2017). A non-stochastic portfolio model for optimizing the transformation of an even-aged forest stand to continuous cover forestry when information about return fluctuation is incomplete. *Annals of Forest Science*, 74(2), 45. <https://doi.org/10.1007/s13595-017-0643-0>
- R Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>
- Roessiger, J., Griess, V. C., Härtl, F., Clasen, C., & Knoke, T. (2013). How economic performance of a stand increases due to decreased failure risk associated with the admixing

1.4.4 Kommunikation und das soziale Akteursgefüge im Wald (re:member)

Bedingt durch Dürre, Kalamitäten, Klimawandel sind unsere Wälder akut geschädigt. Immer häufiger fällt der Begriff „Waldsterben 2.0“. Diese Entwicklungen stellen die einzelnen Forstbetriebe, aber auch das System der Forstwirtschaft und der Forstpolitik insgesamt vor große Herausforderungen.

Es zeigt sich immer deutlicher, dass die derzeitigen Herausforderungen nicht allein durch ökonomische und ökologische Maßnahmen bewältigt werden können, sondern das soziale Akteursgefüge im System Wald künftig stärker mitgedacht werden muss (Brämer, 1998; Dobler et al., 2014; Feil et al., 2018; Mair et al., 2019; Reimoser, 2016; Schraml, 1998; Schramm et al., 2020; Tendler et al., 2019). Dazu einige Grundthesen:

- die Kulturlandschaft in Deutschland ist durch den Menschen geprägt und auf seine Bedürfnisse ausgerichtet
- Entscheidungen, die den Wald betreffen, werden immer von Menschen getroffen
- Entscheidungen können die Krise verschärfen oder Probleme lösen
- was als optimale Problemlösung angesehen wird, hängt von den in einem System agierenden Menschen und aktuellen Mehrheitsverhältnissen ab
- im Wald vertreten unterschiedliche Akteure ihre Interessen (Forst, Jagd, Naturschutz)
- nur wenn Probleme groß genug sind, sind Menschen bereit, ihr bisheriges Agieren zu hinterfragen und neue Wege zu suchen /zu gehen
- neue Wege lassen sich eher finden, wenn Vertreter unterschiedlicher Interessen gemeinsam daran arbeiten, als wenn nur eine Interessenpartei ihre Interessen auf Kosten anderer optimiert
- im Kern geht es darum, dass Menschen ihr Verhalten aufeinander abstimmen und miteinander kooperieren, um ein größeres/gesamtgesellschaftlich wünschenswertes Ziel zu erreichen
- um funktionierende Abstimmungsprozesse in die gesellschaftliche Breite zu tragen, müssen sie bekannt sein und sollte kommunikativ begleitet werden
- es ist daher wichtig, das Zusammenspiel dieser Logiken in den Blick zu nehmen und auf wissenschaftlicher Grundlage Handlungskonzepte für die Praxis zu entwickeln

Durch die Ergänzung einer „sozialen Brille“ werden alternative Problembeschreibungen möglich, neue Lösungs- und Handlungsoptionen können entstehen.

Der in den Pilotregionen des Projektes geübte partizipative Prozess z.B. bei den Waldbegängen, der Unterstützung der Jagdgenossenschaften oder der Einbeziehung indirekt Beteiligter wie z.B. die unteren Jagdbehörden oder Forstämter in die neuen Wege der Wald-Wild-Bewertung sind erste Anzeichen dafür, dass dieses Vorgehen erfolgreich sein kann.

Fachliteratur:

Brämer, R. (1998): Der Wald als moralische Anstalt. Wie Jugendliche zu Forst und Jagd stehen. S.12,

Dobler, G., Suda, M & Höhensteiger, F. (2014): Die Greenpeace-Kampagne im Spessart. AFZ-DerWald 2: 23-27.

Feil, P., Neitzel, C., Seintsch, B. & Dieter, M (2018): Privatwaldeigentümer in Deutschland: Ergebnisse einer bundesweiten Telefonbefragung von Personen mit und ohne Waldeigentum. *Appl. Agric. Forestry Res.* (68): 87-130.

Mair, A., Schönfeld, F. & Stieglbauer, P. (2019): Der Jagdschein ist heiß begehrt - Aber warum? AFZ–DerWald 6: 32-35.

Reimoser, F. (2016): Forst-Jagd-Konflikt – was steckt dahinter? In: Der Tiroler Jagdaufseher, S.6-9, http://wildlife.reimoser.info/download/2016_Reimoser_Was_steckt_dahinter_tja.pdf (abgerufen am 04.07.2020)

Schraml, U. (1998): Die Normen der Jäger. Soziale Grundlagen des jagdlichen Handelns. RIWA Verlag, Augsburg.

Schramm, E., Stockmann, M., Wenzel, L. (2020): Jagd & Waldbau. Ergebnisse einer empirischen Erhebung in Hessen. In: Wald & Wild, S. 27-31.

Tendler, E. et al. (2019): Waldbesitzeransprache und forstliche Öffentlichkeitsarbeit der Kom-Silva-Leitfaden (abgerufen am 24.07.2020 unter <https://komsilva.de/instrumente/>)

1.5 Projektnehmer, -management und -partner

Der Umfang des Einflusses von Schalenwild auf die Vegetation und somit für den Erfolg des Waldumbaus im Klimawandel war zu Beginn des Projektes kaum präsent. Die Vegetationsgutachten in 248 Weisergatterpaaren deuten darauf hin, dass der Einfluss von Schalenwild auf die zukünftige Waldzusammensetzung deutlich größer ist, als angenommen. Allen Partnern:innen im Projekt war sehr schnell klar, dass ein erfolgreicher Waldumbau nur gelingen würde, wenn alle vor Ort Verantwortlichen hieran mitwirken.

Verantwortliche in den Regionen sind in erster Linie die Waldbesitzenden und Jagenden. Daher wurde insbesondere im von der ANW verantworteten Teilprojekt ein besonderer Fokus daraufgelegt, aus einem Neben- bis Gegeneinander dieser beiden Gruppen ein Miteinander zu machen.



Abb. 3 Jäger und Waldbesitzer im lösungsorientierten fachlichen Austausch im Rahmen des vereinbarten jährlichen Waldbeganges (Foto: Hans von der Goltz).

Die vor Ort Tätigen sollten durch Gesetze und von Behörden, Verbänden und Einzelpersonen bei ihrem Bemühen um den Aufbau zukunftsfähiger Wälder unterstützt werden. Daher haben wir im Rahmen der Projektarbeit in allen Pilotregionen und auch auf Bundesebene entsprechende Kontakte aufgebaut.

Auch unter Nutzung der Projektergebnisse bemühte sich die ANW um eine zielführende Novelle des Bundesjagdgesetzes nach Kontakt u. a. mit Bundestagsabgeordneten, BMEL, BMU, DJV und DFWR.

Auf Länderebene wurden unter direkter und indirekter Mitwirkung von Projektbeteiligten einige Landesjagdgesetze und v. a. Jagdverordnungen inklusive Jagdzeitenänderungen weiterentwickelt.

Besonders wichtig und erfolgreich waren die regionalen Kontakte. So fanden wir z. B. mit regionalen Forstämtern als den Ausführenden behördlicher Verbissgutachten in NRW und Sachsen-Anhalt sehr engagierte Unterstützer.

Die unteren Jagdbehörden (mit Ausnahme von B-W) waren, wenn auch fast überall stark unterbesetzt, in Verbindung mit den oberen und obersten Jagdbehörden offen für die Anliegen des Projekts und genehmigten in der Regel Projekterfordernisse z. B. nach Änderungen der Erlegungszeiten und Abschussplanungen.

Die Kreisjagdberater haben in einigen Fällen eine Vermittlerrolle zu der traditionellen Jägerschaft übernommen.

Schwieriger gestaltete sich die Zusammenarbeit mit manchen Hegegemeinschaften. Traditionelles Gedankengut und ehrenamtliche Strukturen waren bekanntgewordene Hinderungsgründe.

Ehrenamtliche Vorstände von Jagdgenossenschaften schienen mit der Wahrnehmung ihrer Aufgaben häufig überfordert. Daher haben wir beispielhaft forstliche Zusammenschlüsse und Betreuungsförster:innen für deren forstfachliche Unterstützung zur besseren Wahrnehmung der Waldbesitzerinteressen gewinnen können.

Kommunale Waldbesitzende erwiesen sich in einigen Fällen als Vorbilder und Motoren für eine Umstellung bisheriger wenig erfolgreicher Jagdmethoden und Waldpflegekonzepte.

Insgesamt unterschieden sich die Kommunikations- und Entscheidungswege in den fünf Projektregionen aufgrund der jeweiligen Konstellation der lokalen Akteure. Dennoch kann im Ergebnis festgehalten werden, dass sich in der Projektlaufzeit die Zusammenarbeit mit direkt und indirekt Beteiligten in der überwiegenden Anzahl der Fälle sehr positiv entwickelte. Im Idealfall wurden durch das Projekt angestoßene, inzwischen aber projektunabhängig existierende Kommunikationsstrukturen und Inhalte aufgebaut und gelebt. Weiterhin ist festzustellen, dass das Thema Wald und Wild am Projektende bei Waldbesitzenden, Jagenden, zuständigen Behörden und bei den politisch Verantwortlichen als wesentlicher Faktor für den Erfolg des Waldumbaus erkannt worden ist.

Partner:innen und Inhalte der Zusammenarbeit	Inhalte
Zuständige Landesministerien und Oberste Jagdbehörden	Information vor Beginn des Projektes und vor Antragstellung für Ausnahmen zum geltenden Jagdrecht, Einladungen und Austausch zu den Veranstaltungen in den Pilotregionen
Zuständige, i. d. R. untere Jagdbehörden	Erzeugen der Ausnahmen zum geltenden Jagdrecht für die Jagdregime der C-Variante, Einladungen und Austausch zu den Veranstaltungen in den Pilotregionen
Pilotverantwortliche	Koordination in den Pilotregionen
Jagdrechtinhaber:innen in den Pilotregionen	Ausweisung der Varianten und allgemeinen Ziele für Wald und Jagd, Einladungen und Austausch zu den Veranstaltungen in den Pilotregionen
Jagdausübungsberechtigte in den Pilotregionen	Umsetzung der Jagdregime, Streckenmeldungen, Einladungen und Austausch zu den Veranstaltungen in den Pilotregionen

2. Ergebnisse

2.1 Ergebnisse des Vorhabens

Im Folgenden werden die Ergebnisse der einzelnen Projektpartner

2.1.1 Universität Göttingen

2.1.2 TU Dresden

2.1.3 TU München

und des Auftragnehmers der ANW

2.1.4 re:member

zu den von ihnen untersuchten Teilaspekten dargestellt.

2.1.1 Einfluss des Schalenwilds auf die Waldvegetation (Universität Göttingen)

Gliederung:

2.1.1.1 Aufnahmedesign und -verfahren

2.1.1.2 Ergebnisse der Entwicklung von Pflanzenartenzahlen mit und ohne Wildeinfluss

2.1.1.3 Ergebnisse in den einzelnen Pilotregionen

2.1.1.4 Weitere Ergebnisse aus unveröffentlichten Abschlussarbeiten

2.1.1.1 Aufnahmedesign und -verfahren

Zur Aufnahme der örtlichen Situation wurden in jeder BioWild-Pilotregion permanente Stichprobenpunkte eingerichtet, die jährlich mindestens einmal (abhängig von der Art der Aufnahme) beprobt wurden. Die Rasterweite des ursprünglich zugrunde gelegten Gitternetzes betrug 200 x 200 m. Potenziell kamen somit pro Pilotregion je nach Größe ca. 170 bis 2.000 Gitternetzpunkte in Betracht. Von diesen Gitternetzpunkten wurden mit Hilfe einer logistischen Regression anhand von BWI III-, Wetterdienst-, Boden-, und Forsteinrichtungs-/Waldinventurdaten aus allen Waldbeständen 150 bis 400 Punkte ausgewählt, an denen die Wahrscheinlichkeit für Waldverjüngung am höchsten war (s. Kolo et al. 2017). Diese vorausgewählten Stichprobenpunkte wurden in der Reihenfolge absteigender Verjüngungswahrscheinlichkeit im Gelände aufgesucht. War ein Punkt geeignet für ein Weiserflächenpaar (in Anlehnung an Reimoser und Suchant 1992, s. Abb. 4, d. h. möglichst homogene Bedingungen auf größerer Fläche in Bezug auf Licht- und Bodenverhältnisse sowie hinsichtlich der evtl. überschirmenden Baumarten, Hanglage und -neigung usw. sowie vorhandene Vorverjüngung, die maximal 50 cm Höhe erreicht haben darf), so wurde die Zaunfläche unter beiden möglichen Flächen per Münzwurf entschieden und vorläufig zur Festlegung der Zauneckpunkte verpflockt. Die Vergleichsfläche wurde im Abstand von 5 bis 20 m zur Zaunfläche an den Eckpunkten zunächst „unsichtbar“ durch vollständig in den Boden versenkte Stahlstäbe markiert, um sie auch später bei eventuellem Verlust der Eckpfosten mit einem Metalldetektor wieder auffinden zu können. Diese Fläche beträgt genau 100 m² (horizontal gemessen und daher ggf. unter Berücksichtigung der Hangneigung), damit bei jeder Aufnahme (s.u.) exakt dieselbe Fläche untersucht wird. Für eine leichtere Wiederfindung wurden GPS-Koordinaten festgehalten und Fotos aus der südwestlichen Ecke jeder Fläche (kleinste Rechts- und Hochwerte) Richtung Nordosten angefertigt. Außerdem wurden alle vier Ecken nachträglich wieder mit dauerhaften und farbig markierten Bambusstäben verpflockt.

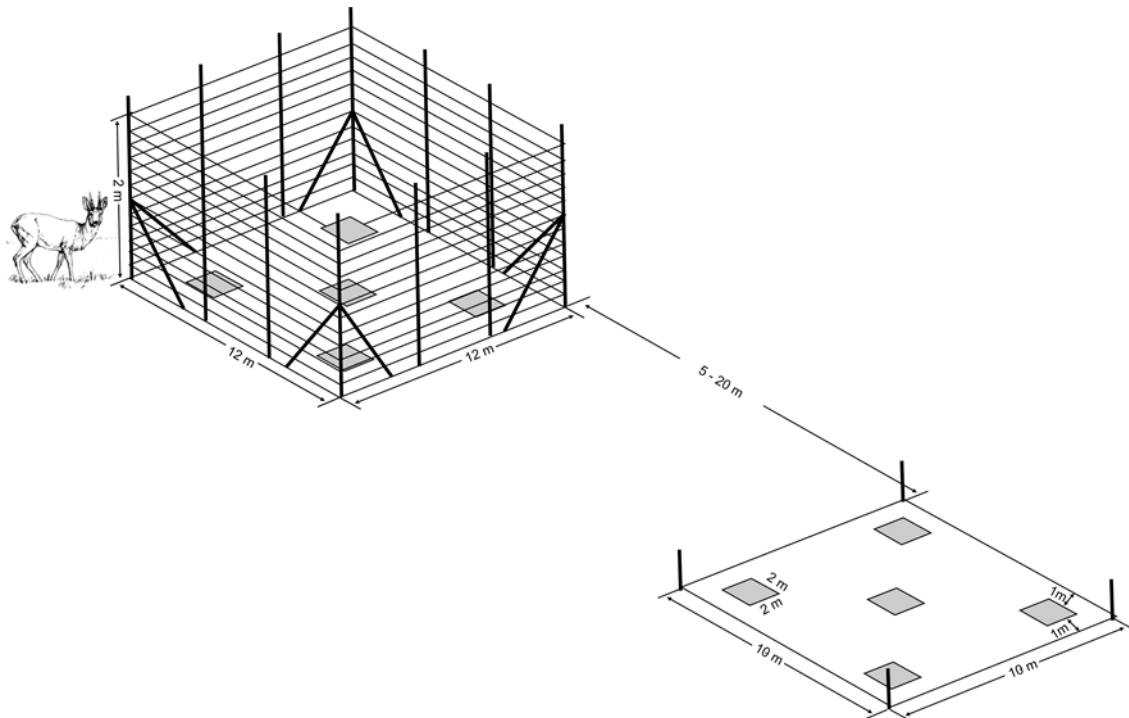


Abb. 4 Weiserflächenpaar. Verändert nach: Reimoser und Suchant (1992). Die eigentlichen Aufnahmeflächen (gezäunt und ungezäunt) betragen jeweils 100 m². Pro Aufnahmefläche dienen fünf 4 m² Unterflächen der Aufnahme der Gehölzverjüngung bis 50 cm Höhe und für die Messung der Strahlungsbedingungen (hier grau hinterlegt).

Im Zuge der Einrichtung der Flächenpaare wurden so viele Stichprobenpunkte aufgesucht, bis die erwünschte Zahl an Weiserflächenpaaren pro Pilotregion (ca. 1 Weiserflächenpaar pro 100 ha Waldfläche) erreicht war. Insgesamt wurden auf diese Weise 83 Weiserflächenpaare in Baden-Württemberg, 50 in Nordrhein-Westfalen, 30 im Saarland, 73 in Sachsen-Anhalt und 12 in Thüringen eingerichtet. Bei vollständiger Belaubung wurden und werden bei künftigen Erhebungen an allen Aufnahmepunkten in fünffacher Wiederholung pro Aufnahmefläche (s. Abb. 4) Strahlungsmessungen mit einem Solariskop („Solariscope SOL 300“, Ing.-Büro Behling, Wedemark) vorgenommen.

Die Basis für vegetationsökologische Untersuchungen im BioWild-Projekt stellen die insgesamt 248 Weiserflächenpaare dar. Dort wird¹ die gesamte Vegetation in Anhalt an die Methode nach Braun-Blanquet (1964) während der Vegetationsperiode aufgenommen.

An allen ausgewählten Weiserflächenpaaren werden zum Zeitpunkt der Aufnahmen zentral genau 100 m² abgesteckt (der ca. 1 m breite Randbereich innerhalb der Zaunflächen wird aufgrund von Störungen durch den Zaunbau nicht berücksichtigt). Auf diesen Flächen wird zunächst die gesamte Vegetation am Ende der Vegetationsperiode aufgenommen. Auf Standorten mit Frühjahrsblüher finden außerdem Aufnahmen im späten Frühjahr statt. Bei jeder Aufnahme werden alle Gefäß- und Farnpflanzen sowie Moose nach Schichten getrennt erfasst:

¹ Die weitere Beschreibung der Methodik erfolgt im Präsenz, da die Untersuchung mit anderer Finanzierung fortgeführt wird.

Baumschicht 1	> 20 m
Baumschicht 2	5 – 20 m
Strauchschicht	Gehölze ≥ 0,5 m; < 5 m
Krautschicht	Kräuter, Farne und Gräser sowie Gehölze < 0,5 m
Moosschicht	nur bodenbewohnende Moose

Für jede dieser Schichten und jede vorkommende Pflanzenart werden Deckungsgrade bei senkrechter Projektion direkt in Prozent geschätzt. Für Deckungsgrade < 1 % werden die Werte 0,1 % für einzeln auftretende bzw. wenige Individuen (1-3) und 0,5 % für mehrere Individuen verteilt (entspricht „r“ und „+“ in Anlehnung an Braun-Blanquet 1964). Die Werte werden in Excel-Tabellen eingelesen und mit einem Sortierungsprogramm (Fridolino 1.2) ausgewertet. Fridolino 1.2 ist ein über Makros in Access implementierter Komplex aus Tabellen, Verknüpfungen und Abfragen (Parth und Fischer 2009). Dabei werden die Parameter Artenzahl, Deckungsgrad, Zeigerwerte (ungewichtet und nach dem Deckungsgrad gewichtet, Ellenberg et al. 2001), Evenness und Shannon-Wiener-Index, Zeigerwertspektren der Lichtzahl und Waldartengruppen des Hügel- und Berglandes (Schmidt et al. 2011) berechnet (Parth und Fischer 2009). Weiterhin werden mit dem EDV-gestützten Schätzverfahren PhytoCalc nach Bolte (2006) Schätzungen der oberirdischen Biomasse (Trockensubstanz) der Bodenvegetation vorgenommen. Die Schätzung dieser Biomassen erfolgt mit Hilfe einer nichtlinearen allometrischen Funktion:

$$TS = a * Db * MLc$$

mit

$$TS = \text{Oberirdische Trockensubstanzvorrat [g * m}^{-2}\text{]}$$

$$D = \text{Deckungsgrad [\%]}$$

$$ML = \text{mittlere oberirdische Sprosslänge [cm]}$$

a, b, c = Empirische Parameter

Die mittlere oberirdische Sprosslänge wird bei allen Pflanzenarten mit einer Deckung ≥ 5 % ermittelt (Messung von 5 Sprosslängen bei Deckungsgraden ≥ 5 % und von 10 Sprosslängen bei Deckungsgraden ≥ 10 %). Pflanzenarten < 5 % Deckung wird eine in PhytoCalc implementierte Standardlänge je nach Wuchsgruppe der Art zugeordnet.

Da bei diesem Modell die Schätzung der oberirdischen Biomassevorräte der Baum- und Strauchvegetation nicht berücksichtigt wurde, wird diese ergänzend nach Bolte et al. (2009) errechnet. Hierbei werden den nicht berücksichtigten Baumarten der Untersuchungsgebiete Parameterwerte von vorhandenen Gehölzarten nach Bolte et al. (2009) zugeordnet. Bestockungsgrade, Holzvorräte und Biomassen im Altbestand werden durch Vollkluppung (Messung des BHDs (Durchmesser in 1,3 m Höhe) aller Bäume mit einem BHD > 7 cm) und Messung der Oberhöhe (hier die Höhe der zwei dicksten Bäume pro Probefläche, Vertex) geschätzt.

Die vorkommende Gehölzverjüngung wird am Ende der Vegetationsperiode nach Arten und Höhenklassen (0 - 20 cm, 21 - 50 cm, 51 - 500 cm) getrennt aufgenommen. Bei den beiden unteren Höhenklassen wird die Anzahl der Bäumchen pro Baumart sowie Leittriebverbiss auf fünf quadratischen Teilflächen (4 m², Größe jeweils 2 x 2 m) festgehalten (s. Abb. 4). Bei der untersten Höhenklasse wird zusätzlich angegeben, ob es sich bei der Pflanze um einen diesjährigen Sämling (Keimling) oder nicht handelt. Für Bäume in der 3. Höhenklasse > 50 cm wird auf der gesamten Aufnahme­fläche (100 m²) jede Höhe gemessen und angegeben, ob

neuer oder alter Verbiss an den Leit- und Seitentrieben vorhanden ist. Sonstige Schädigungen an Gehölzen durch Schalenwild (Fege-, Schlag- und Schälsschäden) und andere erkennbare Einwirkungen werden ebenfalls notiert. Alle Schädigungen werden nach Möglichkeit den verursachenden Tierarten oder sonstigen Faktoren zugeordnet. Hasenverbiss, der sich in der Regel gut von Schalenwildverbiss unterscheiden lässt, wurde ebenfalls jährlich angesprochen und bei den Auswertungen berücksichtigt. Mit diesem wissenschaftlichen Ansatz der Verwendung hasensicherer Zäune war es also anders als in dem sonst üblichen praktischen Ansatz möglich, sowohl Schalenwildverbiss von Hasenverbiss zu trennen (auf den nicht gezäunten Vergleichsflächen), als auch die Einwirkungen von Haarwild insgesamt auf die Waldverjüngung und Bodenvegetation gänzlich auszuschließen (auf den Zaunflächen). Von allen verbissenen Gehölzen wurden insgesamt 0,1% von Hasen verbissen.

Außer den o.g. Aufnahmen fanden 2018 Bodenprobenahmen an allen Standorten in dreifacher Wiederholung und in zwei Tiefenstufen statt. Die Bodenproben dienen der näheren Bestimmung der Nährstoffversorgung (pH-Wert, N- und C-Gehalt) sowie der Wasserhaltekapazität. Während der Probenahmen erfolgte auch eine Ansprache der Humusform und der Bodenart im Gelände. Somit werden für jede Untersuchungsfläche zusätzliche bodenkundliche Daten für spätere Auswertungen zur Verfügung stehen.

Für die statistischen Analysen auf Unterschiede zwischen Behandlungen (gezäunt / ungezäunt), Jagdregimen und Expositionsdauer (Jahre) wurden lineare gemischte Modelle 'LMM' und generalisierte lineare gemischte Modelle 'GLMM' (Funktionen ,lmer' und ,glmer') des Paketes ,lme4' (Bates et al. 2015) der Statistiksoftware R verwendet. Die jeweils unterstellte Verteilung (Poisson-Verteilung für Zähldaten wie z. B. Anzahl Keimlinge und Normalverteilung für z. B. Shannon-Diversität der Keimlinge) wurde an die jeweilige Responsevariable angepasst. Die Untersuchungsfläche wurde dabei als zufälliger Effekt modelliert, wodurch eine Paarung von gezäunten und ungezäunten Teilflächen erfolgte (d. h. nur die Differenz zwischen gezäunt / ungezäunt wird analysiert).

Für post hoc Tests zur Signifikanz zwischen Behandlungen, Jagdregimen und Expositionsdauer (Jahre) wurde die Funktion ,glht' des Paketes ,multcomp' (Hothorn et al. 2008) verwendet. Sämtliche Analysen erfolgten innerhalb von R (R Core Team 2017).

2.1.1.2 Ergebnisse der Entwicklung der Pflanzenartenzahlen mit und ohne Wildeinfluss im gesamten Untersuchungsgebiet (alle Pilotregionen)

Um eine mögliche Veränderung der Artenzahlen vorkommender Pflanzen im Untersuchungszeitraum von 5 Jahren mit und ohne Wildeinfluss bewerten zu können gilt es zu beachten, dass 1. in einigen untersuchten Revieren nicht nur Reh- und Schwarzwild vorkommen, sondern auch z. B. Rotwild, Damwild, Muffelwild, in Einzelfällen sogar Sika- und Gamswild, was auf Vegetationsebene zu unterschiedlichen Einwirkungen führen kann, 2. dass im Untersuchungszeitraum aufeinander folgende Trockenjahre (v. a. 2018, 2019 und 2020) aufgetreten sind, die in ihrem Ausmaß und in ihrer Wirkung auf die Flora bislang eher ungewöhnlich waren, und 3. dass unter den verschiedenen Ausgangsbedingungen bzgl. der Nährstoff- und Wasserversorgung der Waldbestände auch verschiedene Pflanzenartenzahlen und -gesellschaften zu erwarten sind. Daher fällt der Vergleich zwischen den untersuchten Regionen auf der Basis reiner Zustandszahlen schwer, der direkte Zauneffekt ist jedoch problemlos aus der Differenz gezäunter und ungezäunter Flächen ableitbar, da hier z. B. standörtlich bedingte unterschiedliche Niveaus in den Artenzahlen relativiert werden. Die Pflanzenartenzahlen haben sich über den Projektzeitraum weder wesentlich verändert, noch ist ein signifikanter Zauneffekt in den einzelnen Jagdregimen erkennbar (Abb. 5, zur genauen Definition der Jagdregime s. 2.1.2.1 S. 33 ff).

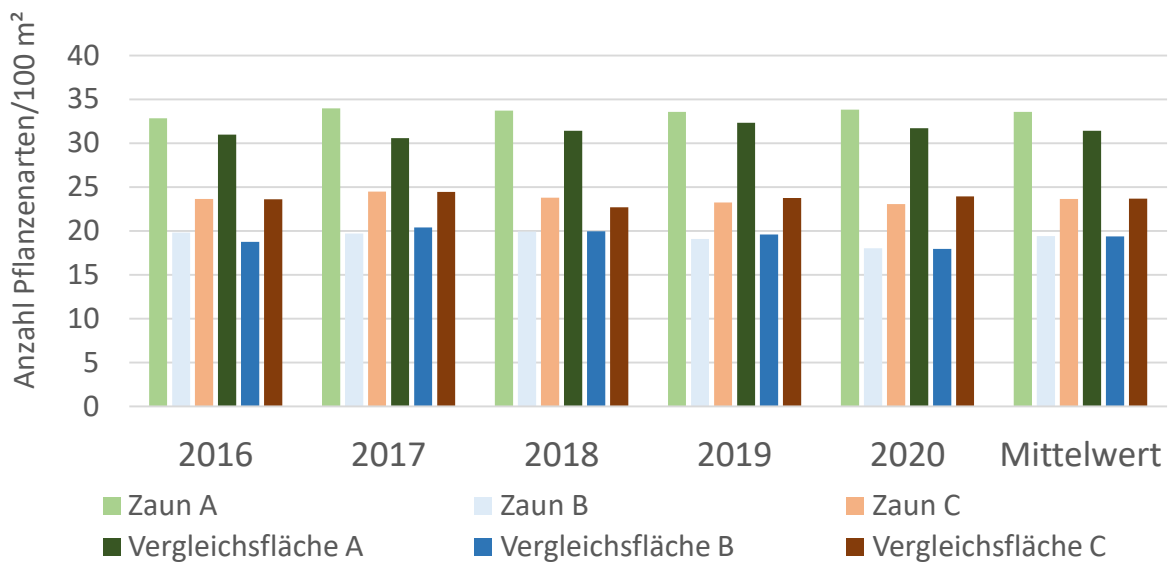


Abb. 5 Entwicklung der Pflanzenartenzahlen auf den BioWild- Untersuchungsflächen (248 Weiserflächenpaare) mit und ohne Wildeinfluss der unterschiedlichen, von den Waldbesitzer*innen und Forstverwaltungen definierten Jagdvarianten. A = „habitatunangepasste“ Wildbestände ohne Veränderung der Bejagung (n = 52), B = „habitatangepasste“ Wildbestände ohne Veränderung der Bejagung (n = 35), C = „habitatanzupassende“ Wildbestände mit veränderter Bejagung (n = 161).

Ähnlich gering waren die Einflüsse auf die Zahl seltener Pflanzenarten (hier Rote-Liste-Arten für Deutschland, Kategorien „0“ – „3“, „G“, „R“ und „V“). Die Veränderung der Anzahl seltener Arten war in allen Fällen minimal und nicht signifikant (Abb. 6).

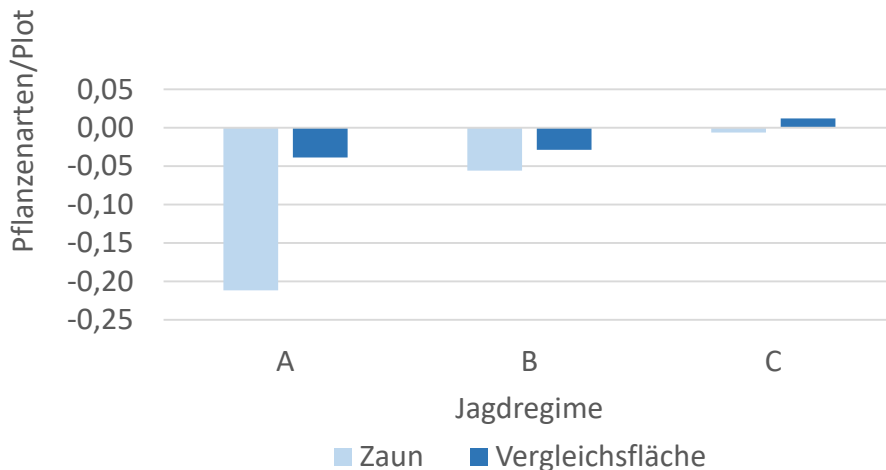


Abb. 6 Veränderung der Anzahl an Rote-Liste-Arten (für Deutschland, Kategorien „0“ – „3“, „G“, „R“ und „V“) pro Untersuchungsfläche (jew. 100 m²) zwischen 2016 und 2020. Jagdregime A = „habitatunangepasste“ Wildbestände ohne Veränderung der Bejagung (n = 52), B = „habitatangepasste“ Wildbestände ohne Veränderung der Bejagung (n = 35), C = „habitatanzupassende“ Wildbestände mit veränderter Bejagung (n = 161). Alle Tendenzen sind nicht signifikant ($p < 0,05$).

Entwicklung der pflanzlichen Biomasse

Anders als die Pflanzenartenzahlen entwickelte sich die pflanzliche Biomasse (modelliert mit Daten der Vegetationsaufnahmen und dem Programm PhytoCalc nach Bolte (2006) und Bolte et al. 2009) mit Wildeinfluss deutlich langsamer als ohne Wildeinfluss (Abb. 7). Bezogen auf die Moos-, Kraut- und Strauchschicht (Gehölze bis 5 m Höhe) lagen die Zuwächse an pflanzlicher Trockensubstanz im Zeitraum 2016 bis 2020 außerhalb der Zaunflächen in Abhängigkeit des Jagdregimes nur bei durchschnittlich 22,0 bis 33,6 % der Werte im Zaun (alle Unterschiede signifikant, $p < 0,05$). Die tendenziell größere Differenz zwischen gezäunten und ungezäunten Flächen unter angenommenem höheren Wildeinfluss (Jagdvariante A) unterscheidet sich jedoch nicht signifikant von den anderen Jagdregimen.

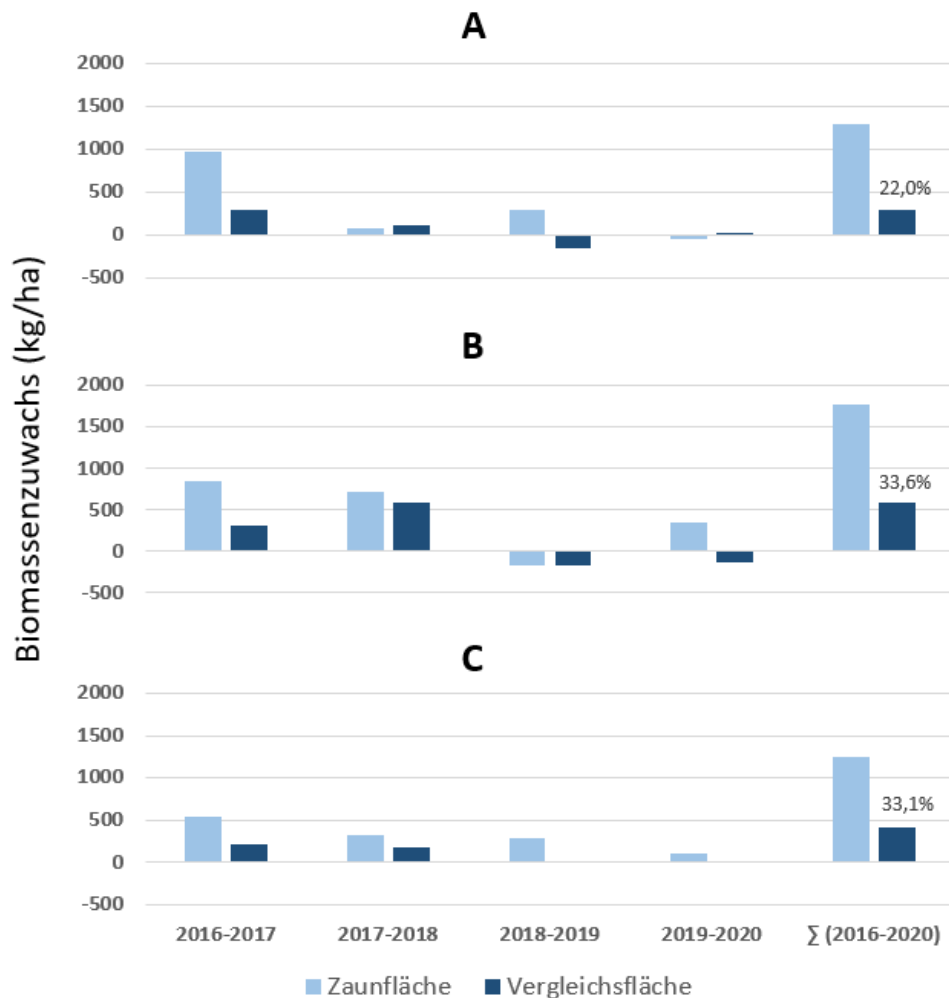


Abb. 7 Gesamter Zuwachs an pflanzlicher Biomasse (Trockensubstanz in kg/ha) in der Moos-, Kraut- und Strauchschicht auf den BioWild-Untersuchungsflächen in den Jagdregimen A, B und C. Jagdregime A = „habitatangepasste“ Wildbestände ohne Veränderung der Bejagung (n = 52), B = „habitatangepasste“ Wildbestände ohne Veränderung der Bejagung (n = 35), C = „habitatanzupassende“ Wildbestände mit veränderter Bejagung (n = 161). Alle Zauneffekte sind signifikant ($p < 0,05$), nicht jedoch Effekte der unterschiedlichen Jagdregime.

Entwicklung vorkommender Gehölze

Neben den Vegetationsaufnahmen und der damit verbundenen Betrachtung aller Pflanzenarten wurden auch jährliche Untersuchungen der Gehölzentwicklung mit Einteilung in Höhen- und Altersstufen sowie Verbissansprachen durchgeführt. Anders als in den meisten forstlichen Vegetationsgutachten wurden hierbei auch Gehölze < 20 cm und Keimlinge (Sämlinge < 1 Jahr) angesprochen. Mit „Gehölzen“ sind neben den eigentlichen Baumarten auch ver-

holzende Sträucher mit Ausnahme von Zwergsträuchern (z. B. Heidelbeere oder Besenheide) gemeint. Der Grund dafür liegt darin, dass natürlich auch Straucharten maßgeblich zur Biodiversität von Wirtschaftswäldern beitragen und außerdem Äsung und Deckung für Wildtiere bieten. Bezogen auf die kleinsten und jüngsten Gehölze (< 20 cm und < 1 Jahr) gab es sowohl negative als auch positive Zauneffekte (s. Abb. 8), die sich durch die unterschiedlichen Präferenzen der Wildtiere und Verjüngungsstrategien einzelner Gehölzarten erklären lassen. So ließen sich z. B. in manchen Jahren signifikant weniger Eichenkeimlinge unter Wildeinfluss finden (Abb. 9), in anderen Jahren wurden dagegen mehr Birkenkeimlinge auf den nicht gezäunten Flächen aufgenommen. Insgesamt war der Wildeinfluss auf die Keimlingszahlen sowohl in Bezug auf die Keimlingsdichte als auch auf die Artenzahlen nicht signifikant, auch die vorgeblichen Jagdregime spielten hierbei keine Rolle. Zu einem ähnlichen Schluss kommt man, wenn man nur die Gehölze bis 20 cm Höhe ohne die Keimlinge betrachtet (Abb. 10). Hier fällt aber auf, dass es sehr hohe Ausreißer nach oben gibt. Dies bedeutet, dass manche Plots eine den Durchschnitt weit übersteigende Zahl an Gehölzarten (bis zu 12 bei nur 20 m² Aufnahme­fläche) aufwiesen. Dies zeigt, dass hier ein großes Verjüngungspotential vorhanden ist, das bei einer Nichtbeachtung dieser Höhenklasse stark unterschätzt werden kann.

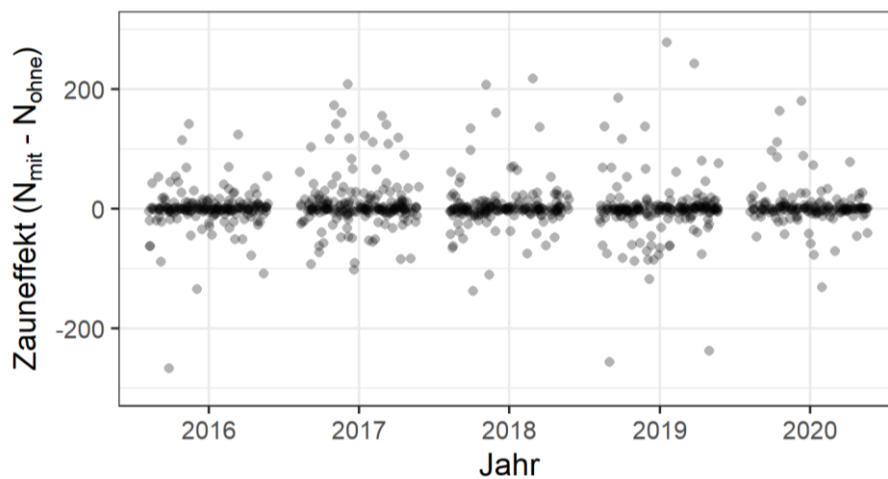


Abb. 8 Anzahl Keimlinge (< 1 Jahr) aller Gehölzarten pro Aufnahme­fläche (100 m²) als Differenz zwischen gezäunten und ungezäunten Flächen.

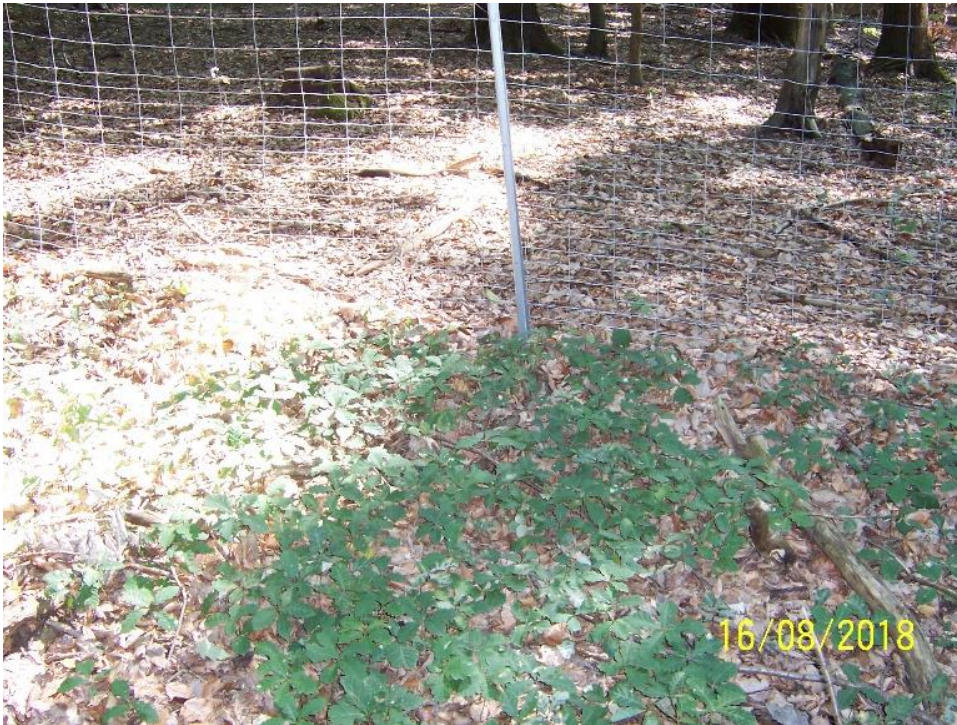


Abb. 9 Zauneffekt auf Eichenkeimlinge im Untersuchungsgebiet Sachsen-Anhalt.
(Foto: Prof. Dr. T. Vor)

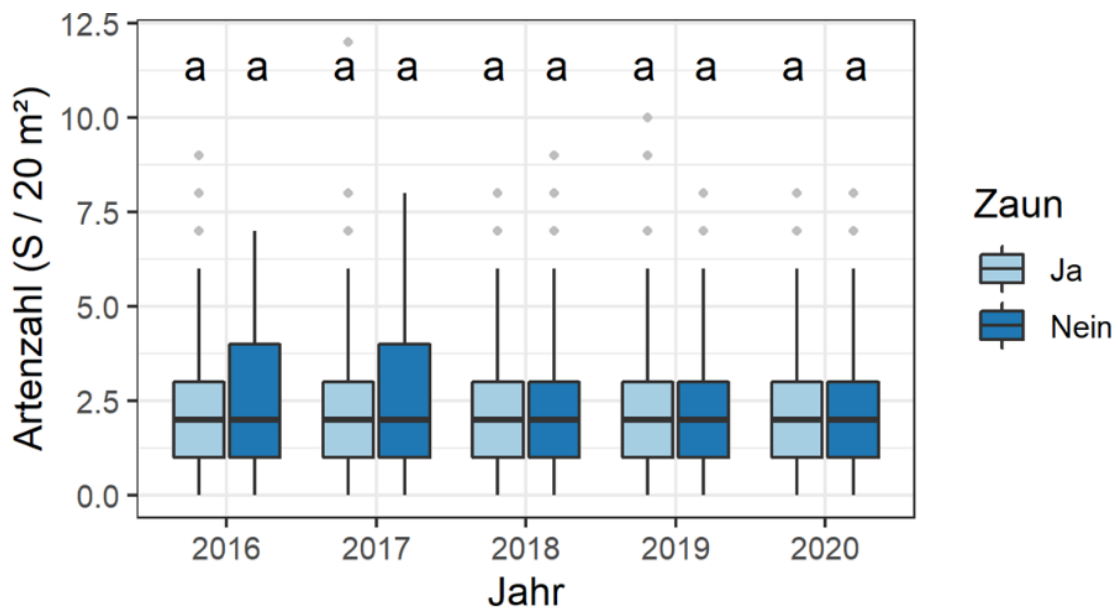


Abb. 10 Anzahl Gehölzarten (> 1 Jahr, < 20 cm, Sämlinge/ 20 m² Aufnahmeeinheit) aller Zaun- und Vergleichsflächen, dargestellt als Boxplot mit Medianen (dunkler Querstrich), 25 - 75 %- Quartilen (blaue Box), 1,5 -facher Interquartilabstand als Maß für Maximalwerte („Whisker“ nach oben) und Ausreißern (graue Punkte). Der Buchstabe „a“ über allen Werten deutet an, dass der Zauneffekt in keinem Jahr signifikant war ($p < 0,05$).

Im Gegensatz zur Höhenklasse der kleinsten Bäumchen zeigten die Analysen bei den größeren Gehölzen (> 130 cm bis 500 cm Höhe) einen signifikanten negativen Wildeinfluss auf die Artenzahl und Dichte der Gehölze (Abb. 11a und b).

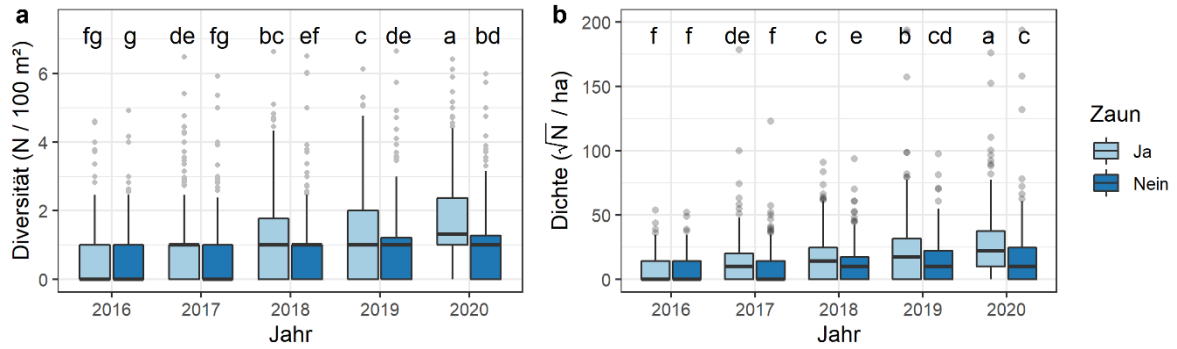


Abb. 11 a) Diversität und b) Dichte vorkommender Gehölze > 130 cm – 500 cm Höhe auf den BioWild Untersuchungsflächen. Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Effekte an ($p < 0,05$), Erklärung für die Boxplots s. Abb. 10.

Die Entmischung zeigte sich besonders bei den „anderen“, d.h. selteneren Gehölzen (Abb. 12). Darunter sind insgesamt 73 Arten (!) zusammengefasst.

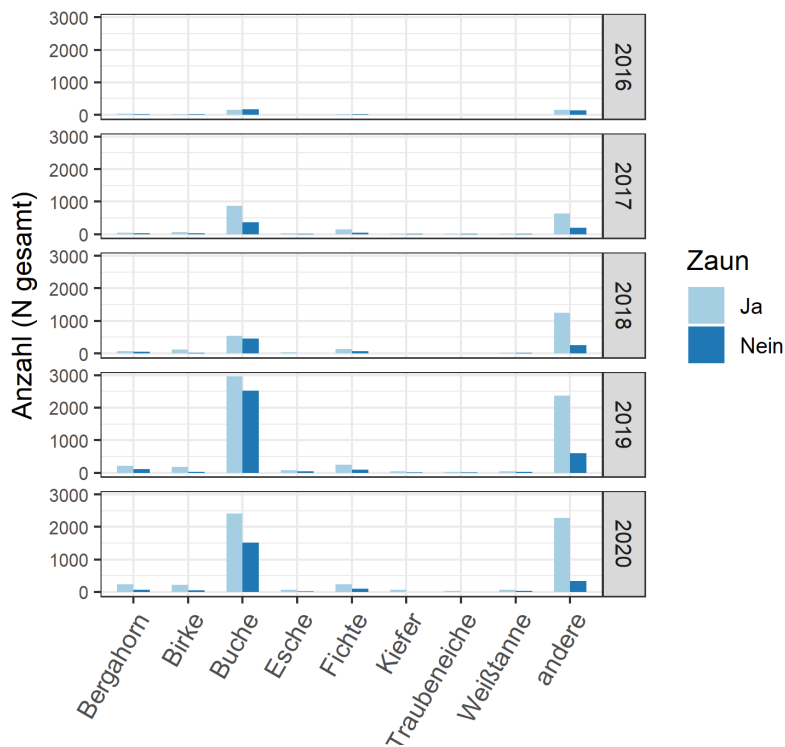


Abb. 12 Entwicklung der Gesamtzahl an Gehölzen > 130 cm – 500 cm Höhe auf den BioWild- Untersuchungsflächen ohne und mit Wildeinfluss. „Andere“, insgesamt 73 Gehölze sind seltener Arten, die nur vereinzelt vorkommen.

Innerhalb der zur Wahl gestellten Jagdregime war der Schalenwildeinfluss auf Artenzahl und Dichte der Gehölze > 130 cm bis 500 cm Höhe statistisch signifikant (Abb. 13a und b). Die Artenzahlen waren 2020 unter allen Jagdregimen auf den Zaunflächen höher als auf den ungezäunten Flächen, die Dichte größerer Gehölze nur in den Jagdregimen A und C.

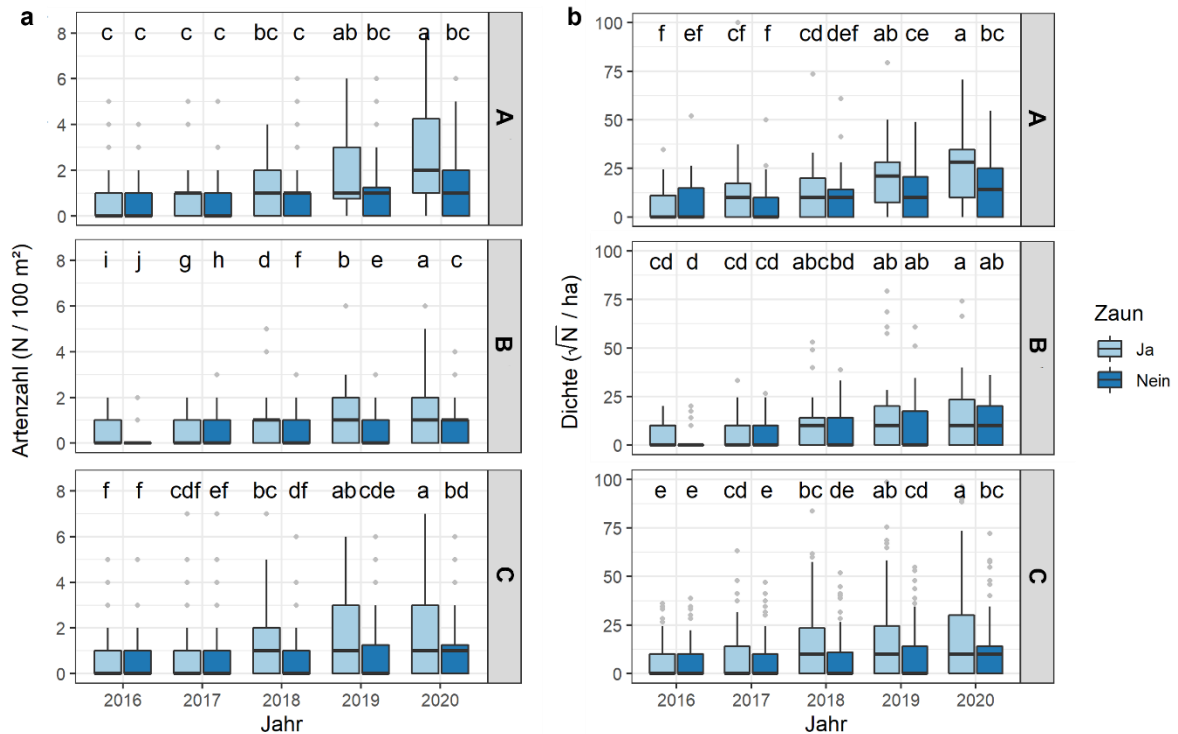


Abb. 13 a) Artenzahl und b) Dichte vorkommender Gehölze > 130 cm – 500 cm Höhe auf den BioWild-Untersuchungsflächen in einzelnen Jagdregimen. Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Effekte an ($p < 0,05$). Jagdregime A = „habitatunangepasste“ Wildbestände ohne Veränderung der Bejagung ($n = 52$), B = „habitatangepasste“ Wildbestände ohne Veränderung der Bejagung ($n = 35$), C = „habitatanzupassende“ Wildbestände mit veränderter Bejagung ($n = 161$), Erklärung für die Boxplots s. [Abb. 10](#).

Schlussfolgerungen aus dem Monitoring der Waldvegetation im gesamten BioWild-Untersuchungsgebiet:

1. Schalenwild hat auf den Untersuchungsflächen die Diversität und Dichte der Gehölze > 130 cm Höhe signifikant negativ beeinflusst, wodurch Waldbestände entmischt werden können.
2. Unter allen Jagdregimen sind signifikante Wildeinflüsse auf die pflanzliche Biomasse und die Artenzahlen der Gehölze > 20 cm Höhe messbar. Ein gewisser Wildeinfluss ist normal und muss daher akzeptiert werden. Die Höhe des tolerablen Wildeinflusses müssen Walbesitzer*innen selbst festlegen.
3. In den ersten 5 Untersuchungsjahren gab es im BioWild-Projekt kaum Veränderungen bezogen auf die gesamten Pflanzenartenzahlen und die seltenen Pflanzenarten unter Wildeinfluss. Hier ist zu vermuten, dass manche Arten vom Wildeinfluss indirekt profitieren, weil dieser die Konkurrenz durch die Gehölze mindert, andere Arten hingegen direkt durch Verbiss negativ beeinflusst werden. Bisher scheinen sich diese gegenläufigen Tendenzen auszugleichen, die weitere Entwicklung bleibt abzuwarten.
4. Im Rahmen forstlicher Vegetationsgutachten sollten kleine (≤ 20 cm) und größere (> 130 cm) Gehölze mit aufgenommen werden, um das gesamte Verjüngungspotential der Standorte lokal einschätzen zu können und ein Maß für die „Etablierungsrate“ junger Bäume jenseits der Äserhöhe des Rehwilds und anderer Schalenwildarten zu erhalten.

2.1.1.3 Zusammenfassende Ergebnisse innerhalb einzelner Pilotregionen und weitere Schlussfolgerungen (aus studentischen Abschlussarbeiten im Rahmen des Projekts)

Baden-Württemberg

- Nach insgesamt 5 Vegetationsperioden und anfänglich gleichen Ausgangsbedingungen fanden sich bei der Anzahl der Pflanzenarten nur in der Strauchschicht zwischen Weisergatter- (Zaun-) Flächen und den Vergleichsflächen außerhalb des Zauns signifikante Unterschiede, in der Krautschicht (alle Gefäßpflanzen und Gehölze bis 50 cm Höhe) wirkte sich der Wildeinfluss dagegen nicht signifikant auf die Artenzahlen aus, in der Strauchschicht (Gehölze > 50 – 500 cm Höhe) negativ. In der Krautschicht wurden 2020 bis zu 72 Arten/ 100 m² gefunden, die maximale Anzahl an Gehölzen in der Strauchschicht beträgt 18 Arten/ 100 m² (Maxima jeweils auf Zaunflächen).
- Insgesamt wurden 2020 55 (!) Vorkommen seltener Pflanzenarten (hier Kategorien „D“ (dramatische aktuelle Bestandseinbußen), „V“ (Vorwarnliste), „R“ (Extrem selten) und „3“ (Gefährdet) der *Roten Liste Deutschland* auf den Weiserflächen der Pilotregion Baden-Württemberg beobachtet (34 x Zaun- und 21 x Vergleichsfläche).
- Der Biomassenzuwachs in der Moos-, Kraut- und Strauchschicht für die Zeit zwischen 2016 und 2020 war signifikant verschieden zwischen Zaun- und Vergleichsflächen.

Nordrhein-Westfalen

- Nach 5 Vegetationsperioden ließen sich bei der Anzahl der Pflanzenarten in der Krautschicht zwischen Weisergatter- (Zaun-) Flächen und den Vergleichsflächen außerhalb des Zauns keine signifikanten Unterschiede feststellen, in der Strauchschicht (> 50 – 500 cm Höhe) nahmen auf den Zaunflächen die Gehölzarten um durchschnittlich ca. 2 Arten/ 100 m² signifikant zu. In der Krautschicht wurden bis zu 41 Arten/ 100 m² gefunden (Vergleichsfläche), die maximale Anzahl an Gehölzen in der Strauchschicht beträgt 11 Arten/ 100 m² (Zaunfläche).
- Die Zauneffekte auf die Anzahl (Dichte) der Gehölze > 130 cm waren 2020 in NRW signifikant positiv ($p < 0,05$) in den HUW- und HZW-Revieren, in den HAW-Revieren gab es (bei niedrigeren Pflanzendichten in dieser Höhenklasse) keinen signifikanten Zauneffekt.

Saarland (+ Rheinland-Pfalz)

- Nach 5 Vegetationsperioden konnten bei der Anzahl der Pflanzenarten sowohl in der Krautschicht als auch in der Strauchschicht zwischen Weisergatter- (Zaun-) Flächen und den Vergleichsflächen außerhalb des Zauns signifikante Unterschiede beobachtet werden: in der Krautschicht (alle Gefäßpflanzen und Gehölze bis 50 cm Höhe) wirkte sich der Wildeinfluss positiv auf die Artenzahlen aus, in der Strauchschicht (Gehölze > 50 – 500 cm Höhe) dagegen negativ. In der Krautschicht wurden bis zu 56 Arten/ 100 m² gefunden (Vergleichsfläche HUW), die maximale Anzahl an Gehölzen in der Strauchschicht betrug 12 Arten/ 100 m² (Zaunfläche HZW).
- Insgesamt wurden 2020 nur 2 Vorkommen seltener Pflanzenarten (hier Kategorien „D“ (dramatische aktuelle Bestandseinbußen) und „V“ (Vorwarnliste) der Roten Liste Deutschland auf den Weiserflächen der PR Saarland bestätigt (jew. 1 x Zaun- und Vergleichsfläche).

Sachsen-Anhalt

- Nach 5 Vegetationsperioden unterschieden sich die Flächen inner- und außerhalb der Zäune bei der Anzahl der Pflanzenarten sowohl in der Krautschicht als auch in der Strauchschicht signifikant, in der Krautschicht (alle Gefäßpflanzen und Gehölze

bis 50 cm Höhe) wirkte sich der Wildeinfluss positiv auf die Artenzahlen aus, in der Strauchschicht (Gehölze > 50 – 500 cm Höhe) dagegen negativ. In der Krautschicht wurden bis zu 35 Arten/ 100 m² gefunden (Vergleichsfläche), die maximale Anzahl an Gehölzen in der Strauchschicht betrug 20 (!) Arten/ 100 m² (Zaunfläche).

- Insgesamt wurden 2020 7 seltene Pflanzenarten (hier Kategorie „V“ (Vorwarnliste) der Roten Liste Deutschland auf den Weiserflächen der PR Sachsen-Anhalt gefunden (4 Vorkommen auf Zaunflächen, 8 Vorkommen auf Vergleichsflächen, manche Arten kamen mehrfach vor).
- Der Biomassenzuwachs in der Moos-, Kraut- und Strauchschicht für die Zeit zwischen 2016 und 2020 war signifikant verschieden zwischen Zaun- und Vergleichsflächen. Hier zeigten sich lediglich Tendenzen.
- Die Wildeinwirkungen auf die Anzahl (Dichte) der Gehölze > 130 cm waren 2020 (seit 2018 bzw. 2017) in der Pilotregion Sachsen-Anhalt signifikant negativ ($p < 0,05$) in den HUW- und HZW-Revieren.

Thüringen

- Nach 5 Vegetationsperioden ließen sich bei der Anzahl der Pflanzenarten sowohl in der Krautschicht als auch in der Strauchschicht zwischen Weisergatter- (Zaun-) Flächen und den Vergleichsflächen außerhalb des Zauns keine signifikanten Unterschiede feststellen, in der Krautschicht (alle Gefäßpflanzen und Gehölze bis 50 cm Höhe) wirkte sich der Wildeinfluss tendenziell positiv auf die Artenzahlen aus, in der Strauchschicht (Gehölze > 50 – 500 cm Höhe) dagegen negativ. In der Krautschicht wurden bis zu 36 Arten/ 100 m² gefunden (2017 noch 60 Arten!), die maximale Anzahl an Gehölzen in der Strauchschicht betrug 16 Arten/ 100 m² (wie 2017).
- Insgesamt kamen 2020 5 seltene Pflanzenarten (alle Kategorie „V“ (Vorwarnliste) der Roten Liste Deutschland auf den Weiserflächen der PR Thüringen vor (jew. 4 x Zaun- und Vergleichsfläche, 1 x nur Zaunfläche). In unmittelbarer Umgebung der Weiserflächen wurden jedoch noch andere und seltenere Pflanzenarten entdeckt.
- Der Biomassenzuwachs in der Moos-, Kraut- und Strauchschicht für die Zeit zwischen 2016 und 2020 war nicht signifikant verschieden zwischen Zaun- und Vergleichsflächen, variierte jedoch deutlich in einzelnen Jahren.
- Die Wildeinwirkungen auf die Anzahl (Dichte) der Gehölze > 130 cm waren in der Pilotregion Thüringen in keinem Jahr signifikant ($p < 0,05$), von 2018 bis 2020 lagen die Werte auf den Zaunflächen nur tendenziell höher.

2.1.1.4 Weitere Ergebnisse aus unveröff. Abschlussarbeiten an der Uni Göttingen im Rahmen des Projekts (Masterarbeit = MA, Bachelorarbeit = BA):

BA Mette, L. 2018. Auswirkungen des Jagdregimes auf die Pflanzendiversität in fünf Regionen Deutschlands: Bereits zu Projektbeginn gibt es Unterschiede bei den Pflanzendiversitäten zwischen den Projektgebieten und Jagdregimen einzelner Projektgebiete, nicht jedoch zwischen Zaun- und Vergleichsflächen.

MA Eberwein, C.S. 2018. Attitude towards hunting in German society - an empirical study using Partial Least Squares - Structural Equation Modelling (PLS-SEM): Bekanntschaften und Information fördern die positive Haltung der Gesellschaft gegenüber Jagd und Jäger*innen, fortschreitende Urbanisierung entfremdet hingegen die Bevölkerung von der Jagd.

MA Rosenberger, R. 2018. Der Einfluss von Schalenwild und Schalenwildmanagement auf Keimlinge der holzigen Waldvegetation: Schalenwild wirkt sich auch auf Keimlingsebene selektiv aus. Manche Gehölzarten werden durch die Einwirkungen des Schalenwilds (z. B. durch Störungen im Rahmen von Wühltätigkeiten) gefördert, andere Arten (v.a. schwersamige wie Buche und Eiche) werden durch Zaunschutz gefördert.

- MA Rosenhagen, P. 2018. Einfluss des Schalenwildmanagements auf die Waldverjüngung im BioWild-Projekt: Entmischung durch Schalenwildeinfluss fand vor allem bei den Baumarten Eiche, Bergahorn und Esche statt, zugunsten weniger verbissgefährdeter Arten wie Buche und Fichte.
- MA Wandel, P. 2018. Strahlungsbedingungen der Weiserflächenpaare im BioWild-Projekt: Die Strahlungsbedingungen waren zu Beginn des Projekts zwischen den Weiserflächen eines Paares nicht signifikant verschieden.
- MA Conrad, P. 2019. Der Einfluss von Schalenwild-Verbiss auf die Bodenvegetation am Beispiel der Pilotregion Saarland im BioWild-Projekt: Straucharten und stickstoffreiche Pflanzen werden bevorzugt verbissen.
- MA Schäfer, N. 2019. Vergleich von Verbiss in Flächen mit unterschiedlichen Jagdregimen als Test der „Konvention zur Bewertung von Wildschäden im Wald“ (DFWR-Verfahren) auf BioWild-Projektflächen: Die Methodik der Konvention zur Bewertung von Wildschäden im Wald (Duhr et al. 2013) liefert ähnliche Ergebnisse wie das Aufnahmeverfahren im BioWild-Projekt. Allerdings gibt es einige Verbesserungsvorschläge für die Anwendung der „Konvention“.
- BA Gottsleben, J. 2020. Veränderung der Strahlungsbedingungen in Waldbeständen in einem Zeitraum von drei Jahren: Im Durchschnitt ist es auf den Untersuchungsflächen in 3 Jahren signifikant heller geworden, was die große Bedeutung von Kalamitäten und deren Berücksichtigung für die Untersuchungsergebnisse unterstreicht.
- MA Pfaar, F. 2020. Untersuchungen zu waldbaulichen und jagdlichen Zielsetzungen von Waldbesitzenden, Forstleuten und JägerInnen: Die Ziele von Waldbesitzer*innen und Jäger*innen stimmen häufig nicht überein, aber eine bessere Abstimmung wird von beiden Seiten gewünscht.
- MA Liebe, T.K. 2021. Standörtlicher Vergleich saarländischer BioWild-Projektflächen: Die Auswertung der saarländischen Bodenproben ergab signifikante Unterschiede zwischen den Standorten einzelner Reviere, nicht jedoch zwischen Zaun- und Vergleichsflächen.
- BA Teske, L. 2022. Die waldbauliche Bedeutung des Hasenverbisses auf die Verjüngungssituation in Wäldern am Beispiel des BioWild-Projekts: Nur 0,1 % der untersuchten Gehölze wurden von Feldhasen verbissen, die Einwirkung ist also insgesamt als gering einzuschätzen. Allerdings gab es lokal große Unterschiede. Über die Hälfte des vorkommenden Verbisses entfiel auf die Baumart Buche.

2.1.2 Monitoring Wildparameter, Jagd und Anpassung Jagdmethoden (TU Dresden)

Gliederung:

2.1.2.1 Jagdmonitoring

2.1.2.2 Wildmonitoring

2.1.2.3 Habitatentwicklung

2.1.2.4 Habitatscans

2.1.2.5 Statistik

2.1.2.6 Weitere Ergebnisse aus unveröffentlichten Abschlussarbeiten

Erzielte Ergebnisse

Ziel im BioWild Projekt war es, innerhalb der sechsjährigen Projektlaufzeit die pflanzliche Biodiversität bei unterschiedlichen Wildeinflüssen sowie die daraus erreichbaren Folgen für Natur- und Lebensraumentwicklungen oder beispielsweise die Waldleistungen zu untersuchen.

Erstmalig sollen damit vegetationsökologische, wildbiologische, waldschutzseitige, volks- und betriebswirtschaftliche Folgen eines veränderten Schalenwildmanagements auf repräsentativen Standorten integrierend untersucht werden, um quantitative Bewertungsmöglichkeiten für die lokale Biodiversität aufzuzeigen. Die 5 Pilotregionen sollen als Anschauungsobjekte beispielhaft die Möglichkeiten steuernder menschlicher Einflussnahme auf die Biodiversität und Nachhaltigkeit der Verfügbarkeit von Ökosystemleistungen von Wäldern deutlich machen. Die Ergebnisse des Projekts werden in den Pilotregionen als allgemein verständliche Demonstrationsobjekte aufbereitet und als Exkursionsziele der Allgemeinheit nahegebracht. Nicht den Habitaten angepasste Schalenwildbestände führen zu einer unnatürlichen Entmischung der Pflanzengesellschaften und daraus resultierend zur Destabilisierung von Waldökosystemen und möglicherweise zum Verlust waldspezifischer wie struktureller Vielfalt. Um Möglichkeiten zur zukünftigen Sicherung der von gemischten Wäldern in besonderem Maße ausgehenden Ökosystemleistungen zu finden, sollten in fünf Pilotregionen Deutschlands neue Strategien zur Herstellung einer Balance zwischen natürlicher Vegetation und Wildbesatz untersucht werden. Dabei wurden jagdliche Maßnahmen durch eine intensive Kommunikation mit den in der Fläche wirkenden Akteuren (Waldbesitzer:innen und Jagdausübungsberechtigte) begleitet.

2.1.2.1 Jagdmonitoring

Material und Methodik

Von vielen Möglichkeiten beinhalten Jagdregime eine gut erforschte Option auf das Maß von Wildeinflüssen einzuwirken. Im Teilvorhaben der TU Dresden zu Monitoring, Jagd und Anpassung Jagdmethoden wurden daher innerhalb der Pilotgebiete Jagdgebiete ausgewiesen, in denen unterschiedliche Jagdregime (A, B und C) Anwendung fanden. Dadurch sollten unterschiedliche Habitat Anpassungen von Wildbeständen hergestellt werden.

Die Jagdregime wurden wie folgt definiert:

HUW (A) = Habitat **un**angepasste Wildbestände – keine Jagdregimeänderung, d. h. Bevorzugung eines habitatunangepassten hohen Wildbestandes und keine Änderung des Jagdregimes.

HAW (B) = Habitat angepasste Wildbestände – keine Jagdregimeänderung, d. h. bereits mit gutem Erfolg umgesetzte Anpassung der Wildbestände an die Habitats und keine Veränderung des Jagdregimes sowie

HZW (C) = Habitat anzupassende Wildbestände – Jagdregimeänderung, d. h. Veränderung der Jagdregime im Verlaufe des Projektes, um Habitat angepasste Wildbestände zu erreichen.

Die Veränderungsvariante (C) war im Wesentlichen gekennzeichnet von folgenden Merkmalen:

- Synchronisation von Bejagungs- und Erlegungszeiten, d. h. es wurden den Jagd ausübungsberechtigten alle Erlegungsmöglichkeiten eröffnet, die aufgrund wildbiologischer, wildökologischer und aus menschlich-ethischer Sicht verfügbar sind. Das Ausrottungsverbot und der § 22, Abs. 4 BJagdG blieben unangetastet.
- Abschaffung von Abschussplänen bei Reh- und Schwarzwild und Einführung von Mindestabschussplänen bei den anderen Schalenwildarten, zumindest für das unter zweijährige Wild.
- Einführung von in Summe vier bis fünf Monaten absoluter Jagdruhe im Frühsommer und im Winter.
- Absolute Jagdruhe unabhängig vom Datum, wenn Temperaturen unter -10 °C , Schneehöhen von über 50 cm oder verharschte Schneedecken vorliegen.

Auf diese Weise wurde die Maximierung der Erlegungschancen bei gleichzeitiger Beruhigung der Wildbestände in sensiblen Zeiten gewährleistet.

Das BioWild-Projekt diente nicht der Erprobung dieses Jagdregimes, weil alle darin enthaltenen Regelungen in Einzelfällen bereits im 20. Jahrhundert vorkamen sowie als Gesamtkonzepte u. a. im Hatzfeldt-Projekt und im Projekt Zielorientierte Jagd im Wald ohne jegliche Beanstandungen erfolgreich erprobt wurden. Inzwischen sind die Inhalte dieses Jagdregimes der Bejagungs- und Erlegungszeitensynchronisation normal geltendes Jagdrecht in etwa der Hälfte der deutschen Länder.

Mit Ausnahme der Pilotregion in Baden-Württemberg wurden die für die Variante C erforderlichen jagdrechtlichen Ausnahmegenehmigungen in allen Pilotregionen bewilligt. Interessant war, dass in diesen vier Ländern jeweils unterschiedliche verwaltungsrechtliche Wege oder Rechtsformen für die Bewilligungen angewendet wurden.

Für die erwarteten Entwicklungen der Jagdstrecken wurde ein vereinfachtes Modell ausgewiesen, das in Abb. 14 dargestellt ist. In der C-Variante wurde dementsprechend ein starker Anstieg der Jagdstrecken erwartet, der zu einer stärkeren Abschöpfung des Zuwachses und damit zu einer Anpassung der Strecken sowie dadurch zu einer Situation wie in der Variante B führt.

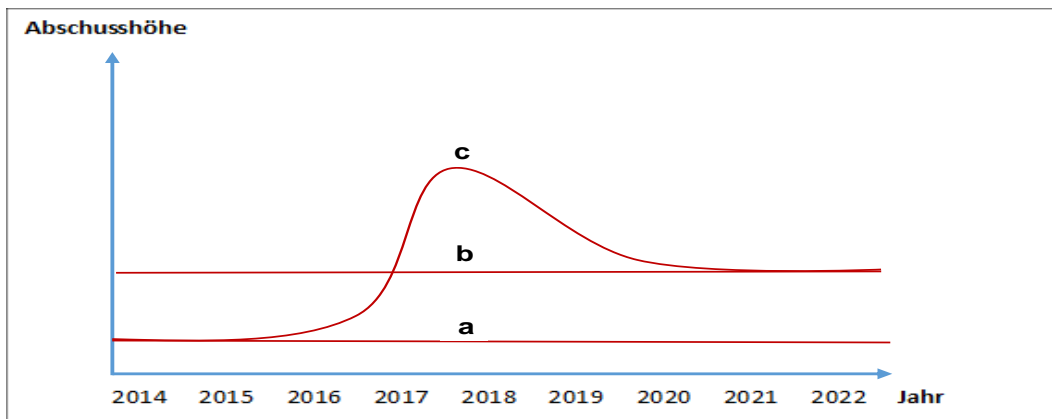


Abb. 14 Ursprünglich erwarteter Verlauf der Abschusshöhen in den Jagdvarianten HUW (A), HAW (B) und HZW(C).

Um die Änderungsvariante HZW (C) auch gesicherte Anwendung finden lassen zu können, wurden im Rahmen des Biowild-Projekts, durch das Bundesamt für Naturschutz mit Mitteln des Bundesumweltministeriums neue jagdliche Einrichtungen zur Unterstützung von Bewegungsjagden gefördert. Bewegungsjagden sind heutzutage ein Kernelement für die Jagd (Bülow 2011). Für die zu fördernde Anzahl an Ansitzeinrichtungen waren die flächenmäßige Verteilung der bisher im Revier stehenden Einrichtungen und die Anzahl bezogen auf die Gesamtrevierfläche von Bedeutung. Die Werte für die Anzahl der Ansitzeinrichtungen je 100 Hektar bezogen sich dabei auf die Gesamtfläche der Reviere. Die optimale Anzahl von Drückjagdeinrichtungen und damit Schützen beträgt nach Bülow (2011) 10 bis 20 Einrichtungen/Jäger auf 100 Hektar, abhängig von der Größe des Treibens.

2.452 Ansitzeinrichtungen wurden hinsichtlich Lage, Eignung und Zustand im Rahmen des Teilprojektes der TU Dresden analysiert (Abb. 15 a und b). Der Großteil der jagdlichen Ansitzeinrichtungen war bereits auf Bewegungsjagden ausgelegt und auch genutzt. Geförderte und für die Projektumsetzung errichtete Ansitzeinrichtungen für Bewegungsjagden entsprachen in ihrer baulichen Form und dem Aufstellungsort den Anforderungen für Bewegungsjagden (Osmers, Jordan-Fragstein, Müller, 2018). Die Aufstellorte sollten jedoch laufend überprüft und angepasst werden (Wölfel 1999; Bülow 2011). In Ruhezonene/Wildeinständen oder topographisch sehr schwierigem Gelände waren i. d. R. keine Ansitzeinrichtungen errichtet worden (Rückzugsgebiete für Wild).



Abb. 15 a/b Geförderte Jagdeinrichtung und kartografische Bedarfsanalyse nach Kategorien der jagdlichen Einrichtungen (Foto: C. Jordan-Fragstein, 2018, TUD)

Ergebnisse, Diskussion (Jagdregime, Jagdstrategien, Streckenverläufe)

Für die 5 Pilotregionen wurden innerhalb der Projektlaufzeit 12.703 Erlegungsmeldungen verzeichnet. Für die Erfassung der Erlegungen standen den Akteuren neben postalischer und digitaler Datenübersendung auch ein durch das Bundesamt für Naturschutz mit Mitteln des Bundesumweltministeriums gefördertes Onlineportal zur direkten Übermittlung der Daten zur Verfügung.

Die Erlegungen wurden nach Pilotgebieten getrennt in Abhängigkeit der Flächenanteile, die den jeweiligen Jagdregimen zuzuordnen sind, pro Jagdjahr und getrennt und nach unterschiedlichen wildbiologischen Parametern wie Wildart, Geschlecht, Alter, etc. (Abb. 16) ausgewertet.

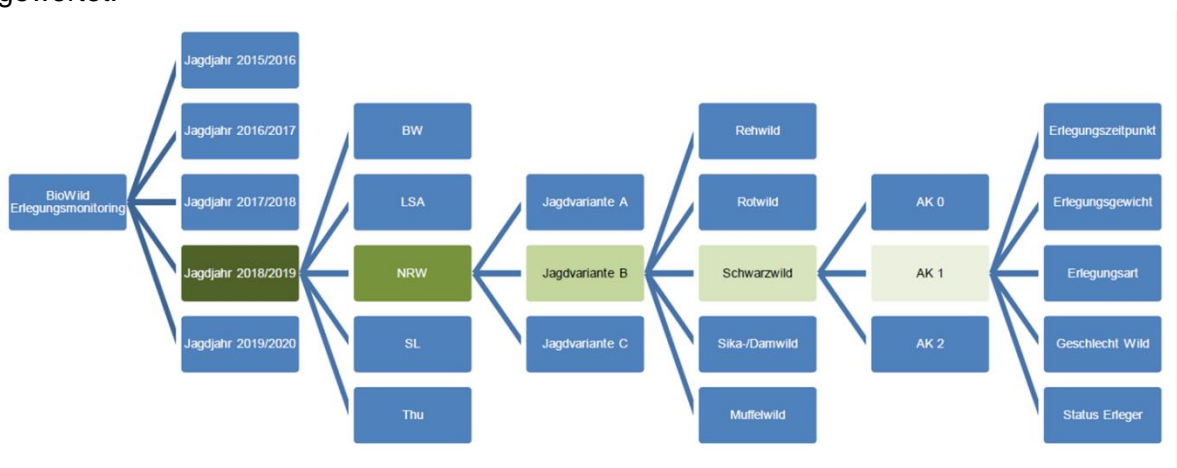


Abb. 16 Beispielhafte Darstellung der Erfassung von Erlegungsparametern pro Jagdjahr je Bundesland nach Jagdvariante, Wildart, Geschlecht und Altersklasse

Innerhalb der Pilotregionen bestanden Unterschiede im Vorkommen der verschiedenen Wildarten, sodass die Erlegungsanteile im Vergleich der Jagdvarianten untereinander in fortführenden Auswertungen berücksichtigt werden.

Die Erlegungsnachweise und die dort getätigten Angaben zum Erlegungszeitpunkt bestätigten für die Projektlaufzeit eine Annahme und Fortführung der Nutzung der in der HZW-Variante (C) geschaffenen Rahmenbedingungen. Die Erlegungszeitfenster der Variante HZW (C) wurden vom ersten Tag an genutzt. In vor Ort geführten Befragungen bestätigten die Akteure, die guten Sichtverhältnisse im Frühjahr nutzen zu können und ein sich immer frühzeitiger schließendes Zeitfenster, welches bedingt durch die aufkommende Vegetation nach dem Winter die Sichtbedingungen minimiert und Erlegungsmöglichkeiten deutlich senkt.

Rehwild ist unabhängig von den Pilotgebieten und Jagdregimen die am meisten vorkommende, wiederkäuende Schalenwildart Deutschlands und führt entsprechend auch mit den höchsten Anteilen an der Gesamtstrecke (Abb. 17). Schwarz- und Rotwild sind die am zweithäufigsten erlegten Schalenwildarten. Muffelwild stellt in seinen Vorkommensgebieten die dritt-häufigste Wildart dar. Dam- und Sikawild wurden aufgrund nur sporadischer Vorkommen selten erlegt.

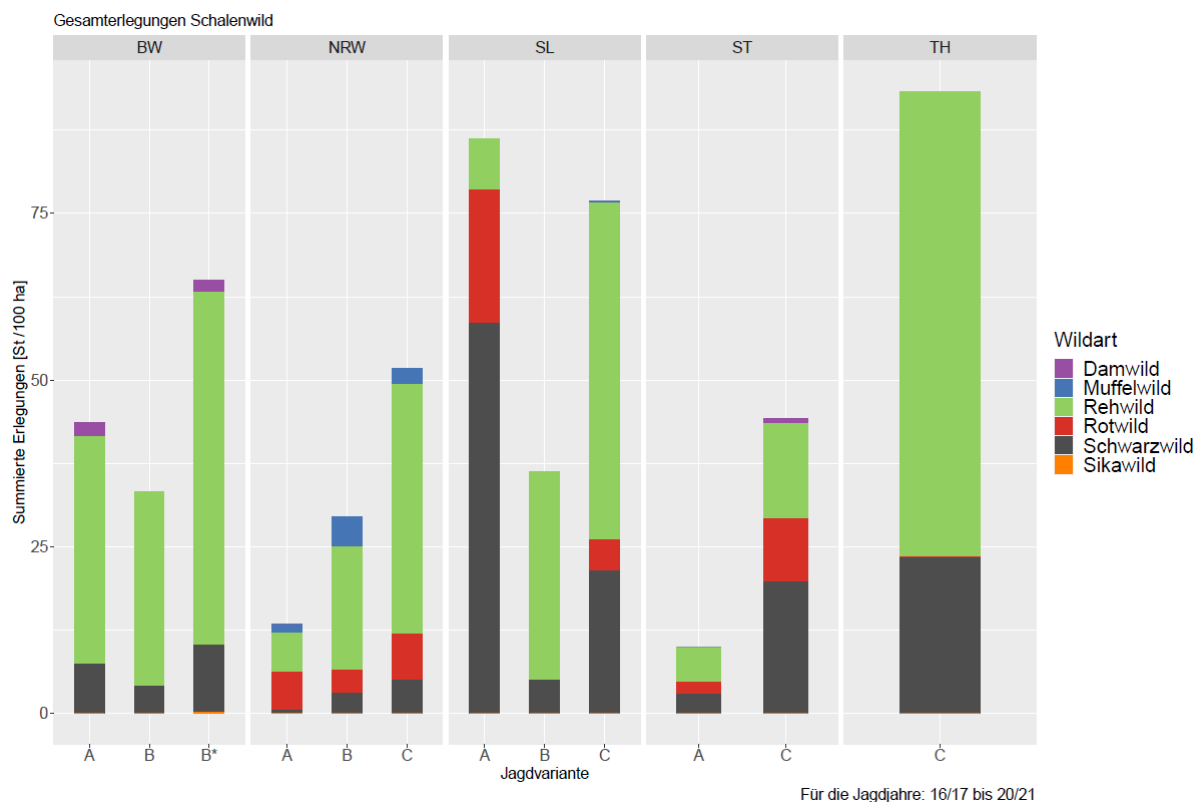


Abb. 17 Summe der erlegten Stücke pro 100 ha für die Pilotgebiete nach Schalenwildarten und Jagdvariante über die Projektlaufzeit der Jagdjahre 2016-2021

Die Jagdvarianten A, B und C unterschieden sich in ihren Gesamterlegungssummen untereinander.

Jäger:innen in Jagdgebieten der HZW-Varianten (C) erlegten in allen Pilotregionen mit dieser Variante mehr Rehwild als die Jäger:innen in den Varianten A und B trotz gleichzeitiger 4- bis 5-monatiger Jagdruhezeit für alle Wildarten. In den Pilotgebieten im Saarland und Nordrhein-Westfalen lagen die Rehwildstrecken sogar mehr als doppelt so hoch wie die vergleichbaren Strecken der A- (HUW) und B- (HAB) Jagdregime (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**).

Entsprechend der modellhaften Darstellung in Abb. 18 zu erwartenden theoretischen Entwicklungen im Erlegungsgeschehen konnten im Verlauf des Jagdmonitorings, unter Umsetzung der unterschiedlichen Modifikationen im Jagdmanagement, an das Modell angelehnte Charakteristika, z.B. Effektivitätssteigerung der HZW-Variante (C), anhand der Datenlage nachgewiesen werden. So stiegen mit Projektbeginn vor allem in den C-Varianten und in BW in der B*-Variante die Streckenverläufe kontinuierlich an (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**), um dann plötzlich abzusinken und sich gegenüber den Vergleichsvarianten auf einem erhöhten Niveau einzufinden. In BW ist zu berücksichtigen, dass dort die Kirrjagd auf Rehwild etabliert ist.

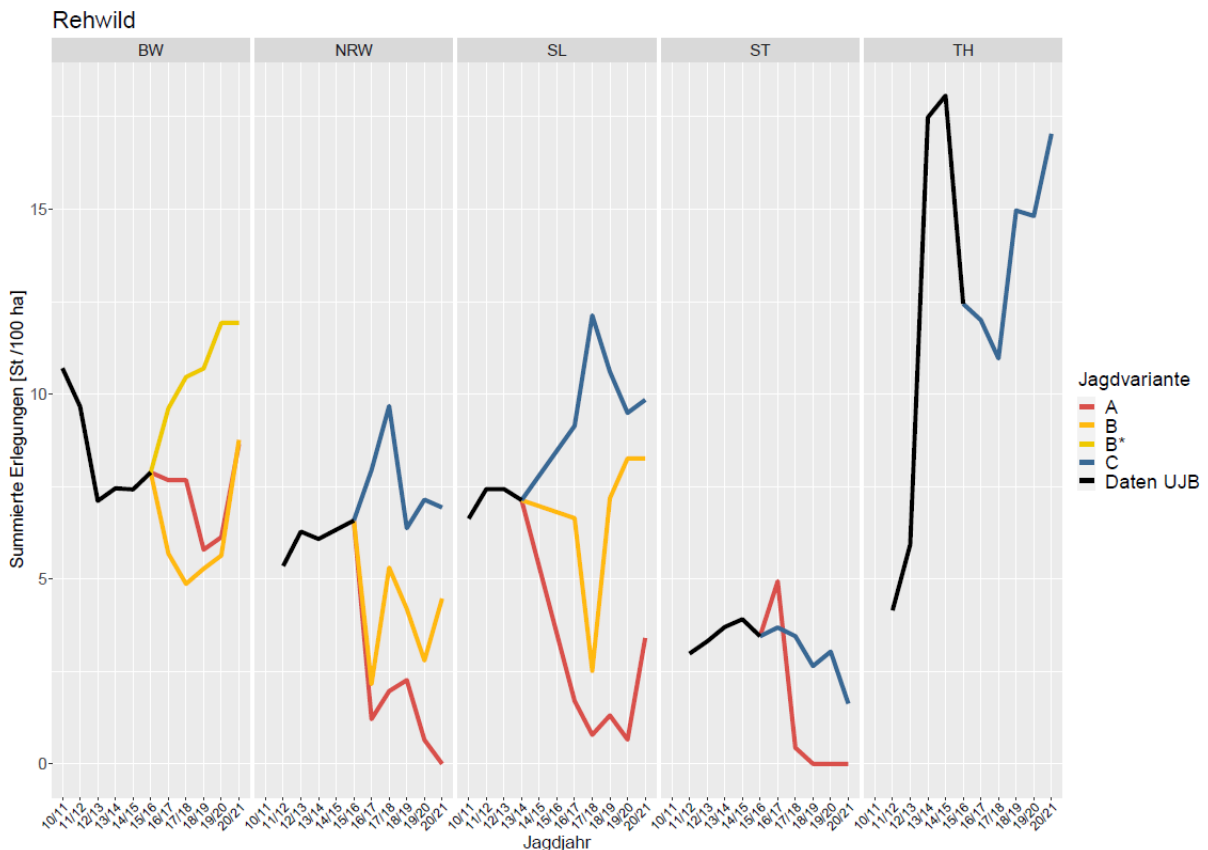


Abb. 18 Niveau der Streckensummen bei Rehwild der drei Jagdvarianten von 2016-2021 unter Bezug auf die Streckenniveaus 5 Jahre vor Projektbeginn (Meldungen nach UJB)

Eine Streckensteigerung mit Projektbeginn lässt ein Abschöpfen von Kompensationszuwächsen und natürlicher Mortalitäten vermuten, bevor eine stabil gleichbleibende Tendenz anzeigt, den Populationsanstieg unterbrechen und Wildbestände auf niedrigerem Niveau einnivellieren zu können. Hinsichtlich einer deutlichen Effektsteigerung ist in Veränderungsvariante HZW (C) auch im Vergleich zur Vorbetrachtung zum Projektbeginn eine deutliche Erhöhung der Strecke zu verzeichnen.

Um das Gesamtniveau besser einschätzen zu können, wurden alle drei Jagdvarianten zusammengeführt und ein Fortschreiben der Gesamtstreckenmeldung betrachtet. Untersucht wurden auch die letzten fünf dem Projekt vorangegangenen Jagdjahre, um bereits vor Projekt bestehende wildregulatorische Bestrebungen einbeziehen zu können. Am Beispiel von Rehwild, die Streckensummen der Bundesländer im Vergleich, bestätigt sich für NRW, SL, TH und BW ein Ansteigen der Strecke, gefolgt von einem Absinken. Erneute Anstiege der Strecken lassen vermuten, dass das Abschöpfen der eigentlichen Kompensationszuwächse noch nicht erreicht wurde. Für derartige, zu vermutende hohe Wildeinflüsse sprechen auch

die Habitatanalysen. In Sachsen-Anhalt stellt sich der Streckenverlauf für Rehwild mit Projektstart abnehmend dar. Neben großflächigen Sturm- und Schadholzaufkommen in Folge der Trockenjahre 2017-2019 war eine Jagdausübung lokal nur eingeschränkt ausübbar, Flächen teilweise nicht zu erreichen. Deshalb sinken auch und noch stärker die Strecken in der A-Variante (Abb. 18), was sich in der zusammengeführten Bilanz auswirkt (Abb. 19). Hinzu kommt die zunehmende Etablierung des Wolfes als jagdliche Gegebenheit.

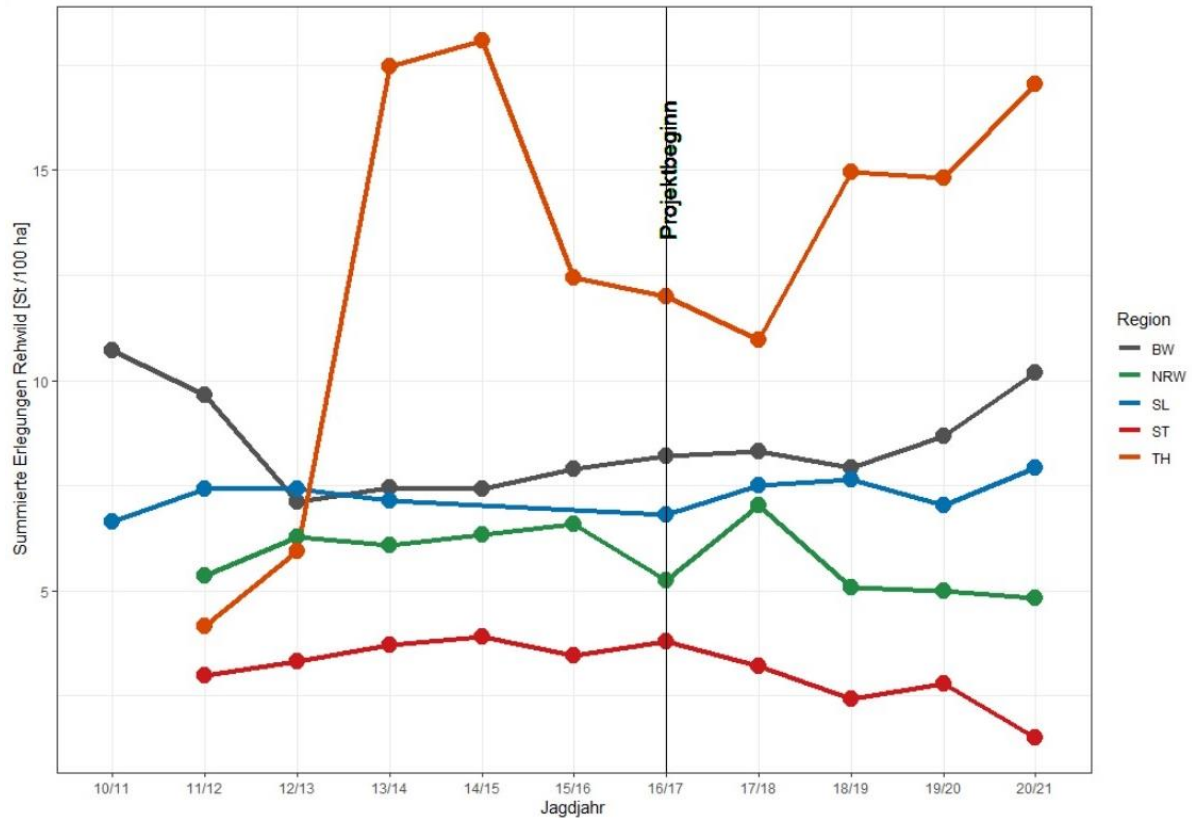


Abb. 19 Summe der erlegten Stücke Rehwild je 100 ha für die Pilotregionen vor und während der Projektlaufzeit. Die für die Erlegungen angewandten Jagdarten variieren in Abhängigkeit von der Wildart in Anpassung an die Lebensweise und arttypischen Verhalten. Innerhalb der drei Jagdvarianten liegen die Anteile der Erlegungen bei Einzeljagden für die Jagdvarianten A (HUW) und B (HAW) zwischen 1 und 100 %. In Jagdvariante C treten pilotgebietsübergreifend sowohl die meisten Kombinationen unterschiedlicher Jagdarten als auch die größten Anteile an Bewegungsjagden auf (Abb. 20). Die Konzentration auf einige Bewegungsjagden, kombiniert mit einer auf alle Wildarten synchronisierten Jagdruhe von 4-5 Monaten minderte zudem Störungen für das Wild durch Jagd. In BW lagen die Anteile von Bewegungsjagden niedriger als in den übrigen Pilotregionen, weil hier die Kirrjagd auf Rehwild bevorzugt wird. Mit steigender Deckung gewinnen die Bewegungsjagden oder die Kirrjagd beim Erreichen der gewünschten Strecken und damit Wildeinflüsse an Bedeutung.

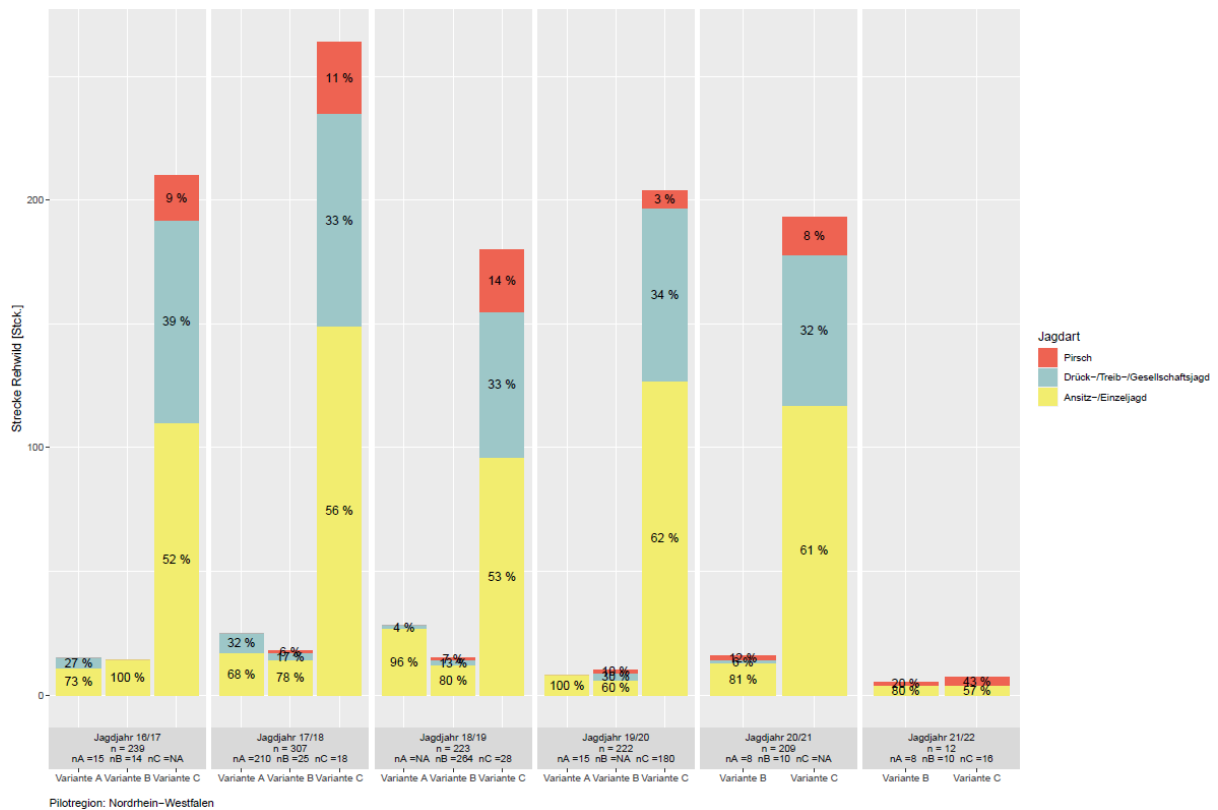


Abb. 20 Prozentanteile der Jagdarten an der Gesamtstrecke Rehwild [St.] stellvertretend am Beispiel NRW nach Jagdvariante und Jagdjahren

Da für das Ausweisen der Tragfähigkeit eines Habitates der Zustand der Vegetation ausschlaggebend ist und divergente Waldzustände sich in Lebensbedingungen für Wildarten, d.h. in ihren Lebensraumkapazitäten unterscheiden, ist der physische Zustand des Wildes ein ableitbares Indiz für die Bewertung von Wildbeständen.

Populationsdynamik definiert sich im Wesentlichen durch Reproduktion und Überlebensrate. Die Höhe der Überlebensrate ist beeinflusst durch Nahrungsverfügbarkeit und Habitattragfähigkeit in Abhängigkeit von Wilddichte, Genetik, Klima und Geländeform, Parasitenbelastung und Prädationsdruck (Jägerschaft und Beunruhigung durch den Menschen eingeschlossen). Aus der Höhe der Überlebensrate resultiert die Fitness, deren Indikation beispielsweise mittels durchschnittlichem Körpergewicht Aussagen zu Wildkonditionen treffen lässt. Unzureichende Bedingungen schlagen sich als Stressfaktoren nieder und diese unmittelbar im physischen Ist-Zustand des Wildes.

Das mittlere Körpergewicht wurde daher für die drei im Projekt verwendeten Altersklassen erhoben. Altersklasse 0 erfasst die unter einjährigen, Altersklasse 1 die ein- bis unter zweijährigen und Altersklasse 2 alle zweijährigen und darüber hinaus älteren Stücke. Die Pilotregionen unterschieden sich leicht im Niveau der mittleren Körpergewichte für Rehwild. So liegen die mittleren Gewichte für alle Altersklassen bei Rehwild in Baden-Württemberg höher als die in Sachsen-Anhalt. Die Gewichtsverschiebung ist auf die Habitatvoraussetzungen der beiden Politregionen zurückzuführen, welche zwei unterschiedliche Waldgesellschaften, d.h. klimatisch und geografisch differenziert zu betrachtende Ausgangssituationen vertreten. Besondere Aussagekraft für wildpopulationsdynamische Prozesse spiegelt sich in der Konstitution innerhalb Altersklasse 1 wieder und wurde in Abhängigkeit zum jeweiligen Stand der Vegetation (Erlegungszeitpunkt) und Alter nach Geschlecht getrennt betrachtet. Die Gewichtsentwicklungen der Jungtiere in Altersklasse 1 schwanken von Jagdjahr zu Jagdjahr und auch innerhalb der Jagdvarianten. Die wildbestandsregulierende Entwicklungsbestrebungen der einzelnen Jagdvarianten sind zwar nachweisbar, können sich

aber auf Grund der Kürze des Betrachtungszeitraumes von fünf Jagdjahren noch nicht in signifikanten Gewichtsveränderungen der Erlegungen selbst niederschlagen (Abb. 21). Dies weist zusätzlich zu den Erlegungsabbildungen darauf hin, dass eine Senkung des Schalenwildbestandes noch nicht auf dem Niveau angelangt ist, auf dem die Zuwachsabschöpfung erreicht wurde und eine Senkung der Wilddichte angenommen werden kann.

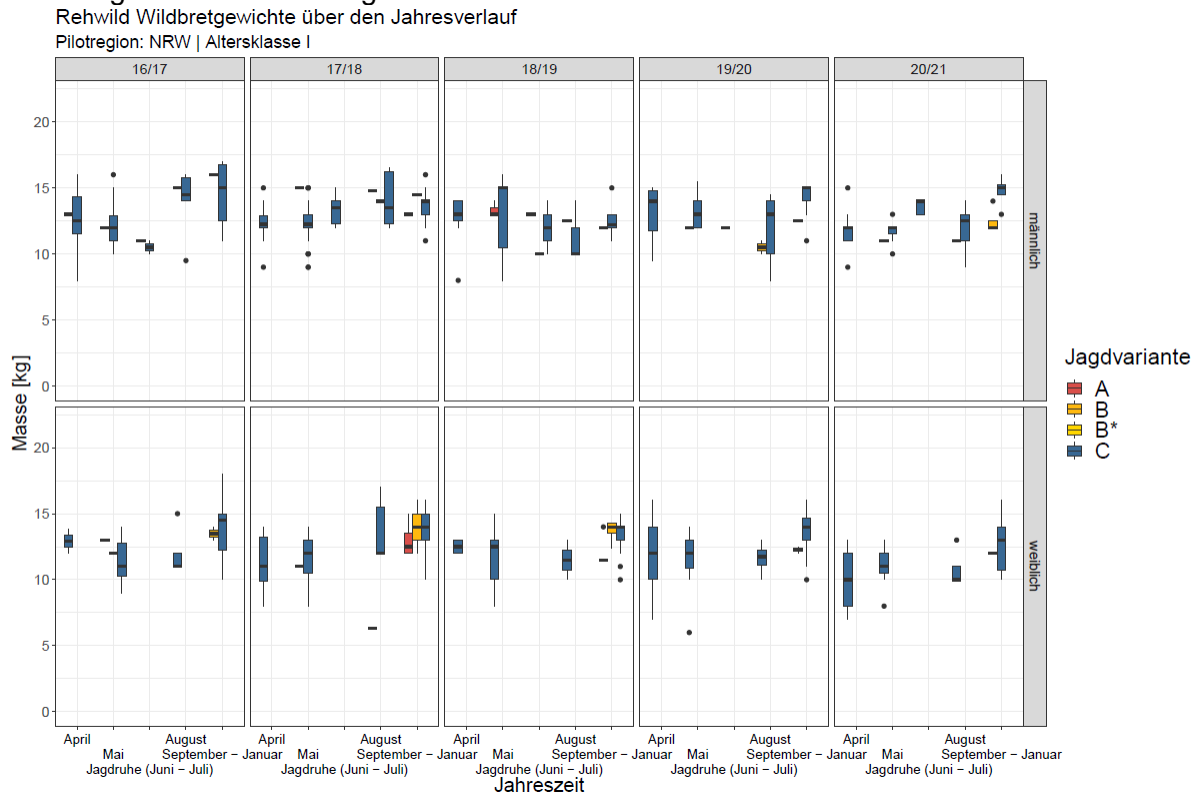


Abb. 21 Masseentwicklung der erlegten Stücke Rehwild für NRW in kg für die Altersklasse 1 nach Geschlecht und Jagdvariante über die Projektlaufzeit (2016-2021)

Eine weitere Ursache, die angeführt werden muss, sind aufgetretene Differenzen in der Projektbeteiligung und Umsetzung einiger Akteure. In einer im Rahmen des BioWild-Projektes durchgeführten „Untersuchungen zu waldbaulichen und jagdlichen Zielsetzungen von Waldbesitzenden, Forstleuten und Jagenden“ macht Pfaar (2020) deutlich, dass es viele Unterschiede gibt, die z. B. in der Heterogenität der Interessengruppen aber auch in der jeweiligen Situation der Wälder und Reviere begründet liegen. Sowohl Waldbesitzende als auch die Jägerschaft unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Ziele und Ansichten, aber auch Gruppen wie Beschäftigte der Forstbranche oder Beteiligte im BioWild-Projekt verfolgen unterschiedliche Ziele und Ansichten. So bestanden in der Umsetzung der Jagdvarianten im Projekt durchaus Diskrepanzen zwischen Waldbesitzenden und deren Wunsch nach Ausführung einer bestimmten Zielsetzung, während die Ausführenden diese Zielsetzung nicht teilten und dieser in der Umsetzung dann auch nicht entsprachen.

Fazit Jagdmonitoring

In allen Pilotgebieten waren die Strecken in der C-Variante absolut oder im Variantenvergleich gestiegen, obwohl nicht alle Beteiligten die erweiterten Erlegungsmöglichkeiten ausgeschöpft haben.

Die Synchronisation von Erlegungs- und Jagdzeiten in der C-Variante funktionierte ohne Nachteile oder Missbrauch und führte zur Effizienzsteigerung der Jagd trotz Jagdruhezeiten von 4-5 Monaten. In der C-Variante verbessert die geringere Deckung im Frühjahr die Erlegungschancen und bietet gleichzeitig mehr Ruhephasen für das Wild, insbesondere zur Jungtieraufzucht und im Winter. Unterschiedlich hohe Wildbestände und Wildeinflüsse sind mit jagdlichen Mitteln unter Berücksichtigung des Tierschutzes in allen Pilotgebieten erreichbar. Die Ergebnisse von Vorläuferprojekten (Hatzfeldt-Projekt, ZIORJA-Brandenburg) sowie inzwischen in vielen Ländern umgesetzten jagdrechtlichen Grundlagen werden bestätigt.

Eine Streckensteigerung zum Projektbeginn lässt das Abschöpfen von Mortalitäten und Kompensationszuwächsen vermuten, bevor der Populationsanstieg unterbrochen wird und sich die Populationen auf niedrigerem Niveau einstellen. Die Geschlechterverhältnisse beim erlegten Wild waren in den C-Varianten über alle Altersklassen ausgewogener als in den anderen Varianten. Eine Ausrichtung der Erlegungszeiten an wildbiologischen Aspekten ist sinnvoll und ökologischer als eine Ausrichtung an Trophäenentwicklungen. In den Jagdvarianten A und B hingegen stellen sich Unterschiede im prozentualen Verhältnis zwischen männlichem und weiblichem Wild über alle Altersklassen und Wildarten verteilt ein. Die männlichen Anteile überwiegen bei den Wildarten mit Trophäenpräsenz.

In den C-Varianten fand ein höherer Prozentsatz an Bewegungsjagden statt. Gleichzeitig verlängerte sich dort die absolute Jagdruhezeit.

Sowohl Streckensteigerungen als auch fehlende signifikante Gewichtszunahmen der Stücke weisen darauf hin, dass eine Zuwachsabschöpfung noch nicht erreicht ist. Um Tendenzen als belastbare Entwicklungsveränderungen abbilden zu können, braucht es weiterführendes Monitoring über längere Zeiträume. Zudem brauchen Verhaltensänderungen von Jagenden als Störfaktoren für das Wild ebenfalls Gewöhnungszeit. Insbesondere während der Jagdruhephasen auf Jagderlebnisse verzichten zu sollen, fällt oft schwer.

Eine pauschale Aussage zu einer spezifischen Jagdstreckenhöhe, bei der bestimmte Effekte im Wald eintreten, ist aufgrund der Untersuchungsergebnisse und aufgrund des aktuellen Wissensstandes nicht möglich und auch nicht zu erwarten, weil die Lebensraumvielfalt dafür zu groß ist. Gelingt es jedoch der Abschöpfung des Zuwachses nahe zu kommen oder die Abschöpfung sogar zu realisieren, treten lokale und größerflächige Minderungen des Schalenwildeinflusses auf. Diesbezügliche Strecken können bei Rehwild zwischen 1,5 und 40 St./100 ha also bei Wilddichten zwischen 3 und über 60 St./100 ha liegen. Unter 3 St./100 ha entzieht sich Rehwild der Erlegung, weil es dann nicht mehr sichtbar ist, kann aber bei schlechten Habitaten immer noch populationsdichteunabhängige Wildeinflüsse verursachen.

Je nach Standortbedingungen und Ausgangswildbeständen werden nachweisbare Veränderungen durch veränderte Wildregulation in den komplexen Waldökosystemen nur langsam sichtbar und nachweisbar. Es gibt aber Studien und Untersuchungen wie z. B. im Hatzfeldt-Projekt oder im Projekt Zielorientierte Jagd im Wald (ZIORJA), die belegen, dass solche Veränderungen innerhalb von 10 Jahren gelingen können (Müller et al. 2012, Müller 2016).

2.1.2.2 Wildmonitoring

Material und Methoden

Zum Nachweis von Wildartenvorkommen und Wildfrequentierung wurden auf 50 Vergleichsflächen über vier Jahre 70 Fotofallen C2 – Extreme Range IR der Marke Cuddeback im 24-h-Modus betrieben.

Fotofallen sind Kameras, welche mittels Bewegungsmelder automatisch ausgelöst werden und Bilder oder Videos produzieren. Die Auflösung der Bilder betrug 5 Megapixel und ermöglicht eine genaue Bestimmung der aufgenommenen Tiere. Die Aufnahmen wurden auf eine austauschbare SD-Karte gespeichert und waren im JPEG-Format wieder aufrufbar. Die Reichweite des Blitzes betrug bis zu 20 m und die der Wärmequellenerfassung bis zu 40 m. Durch die Auslöseverzögerung von ca. 0,2 Sekunden war es möglich, Bilder mit geringer Verzögerung zu erhalten, d.h. auch schnell wechselnde Tiere aufzunehmen. Die Kamera speicherte auf jedem Bild Uhrzeit, Datum, Temperatur und Mondphase. Durch eine individuelle Einstellung der Anzahl der Bilder pro Auslösung (1-10) konnte die Zielstellung nach einer bestmöglichen Effektivität erreicht werden. Die Bilderanzahl wird als ein Ereignis bezeichnet und meint das Auslösen der Kamera durch ein Tier, eine Tiergruppe, Menschen oder eine andere Wärmequelle, die als zusammengehörend betrachtet werden (SCHUMANN 2011) und deren Fotos nicht länger als eine Minute auseinanderliegen. Das heißt, das mehrmalige Auslösen von ein und demselben Tier über einen längeren Zeitraum wird als eine Aktion bzw. ein Ereignis zusammengefasst.

Die Kameras wurden im Vorfeld auf Auslösedistanzen, Auslösesensibilität und auf ihre Funktionsfähigkeit hin geeicht. Auf ausgewählten Flächen mit keinem bzw. geringem messbarem Wildeinfluss und auf Flächen mit deutlich messbarem Wildeinfluss wurden die Fotofallen unter zuvor eingeholter Genehmigung und Forschungsausweisung angebracht, ausgerichtet und aktiviert. Hierbei lag die Präferenz auf ungezäunten Vergleichsflächen mit Anteil schwererartiger Baumarten wie Eichen und Buchen. Dabei wurden sowohl schwer zugängliche Flächen inmitten von Waldbeständen, als auch Flächen in Wegesnähe ausgewählt. Eine engmaschige Betreuung der Kameras durch Helfer vor Ort erwies sich als zu hohe Belastung lückenlose Zeitreihen an Bildern gewährleisten zu können. Besonders in den Wintermonaten bedurfte es bei höherer Wildaktivität und niedrigen Temperaturen eines häufigen Batteriewechsels. Die Pflege und das Auslesen der Kameras wurde daher durch die TU Dresden umgesetzt, fünf Bilder je Auslösung präpariert. Als Diebstahl- und Datenschutz dienten Metallgehäuse (mit TU Dresden-Kennzeichnung). Darüber hinaus befanden sich an den Gattern Hinweise zum Fotofallenmonitoring.

57 Millionen Wildkameraaufnahmen und ihre Auswertung boten Hinweise zum Feststellen der Aufenthalte und Einflüsse von Wild auf den Vergleichsflächen im Verlauf der Jahresvegetation.

Die Auswertung des Bildmaterials wurde unter Anwendung des Programms FFM 2.0 - Software zur Beschreibung und Archivierung von Fotofallenbildern (Rahm 2011) durchgeführt. Das Programm ist in der Lage die Serienbilder aufeinanderfolgender Auslösungen, alias Ereignisse zu trennen. Informationen, wie Bildnummer, Datum, Uhrzeit, Anzahl der Auslösung pro Ereignis und Nummer des Ereignisses etc. wurden automatisch aus den Dateiinformatoren der Bilder übernommen. Der Schwerpunkt dieser Datenauswertung lag auf den Schalenwildaufnahmen.

Der Einfluss menschlicher Anwesenheit ist ein zu berücksichtigender Faktor, der Störung und Stressauslösung für das Wildverhalten verursachen kann. Aufnahmen von Nichtzielarten wie Insekten, Vögel, Waldbesucher, Forstmaschinen, Hunde, Pflanzenbewegungen oder die

Forschungsteams des Projektes wurden als „Fehlauslösungen“ klassifiziert und betragen an der Gesamtbildmenge 7-12 %.

Als graphische Darstellungen wurden in R-Studio erzeugte Alluvial-Plots verwendet. Die angewandte statistische Auswertung erfolgte ebenfalls mit dem Statistikprogramm R-Studio.

Ergebnisse und Diskussion

Wild verhielt sich auch unter Kamerabetrieb artspezifisch. Das erlaubte sehr gute, repräsentative Ergebnisse (Wildarten, Individuenzahlen, Verweilzeiten und Störungen (7-12 % der Aufnahmen betrafen Nichtzielarten) in guter Qualität zu Tag- und Nachtzeiten auszuweisen (Abb. 22 bis Abb. 29).

Gebietsentsprechend wurden alle vorkommenden Schalenwildarten wie Rehwild, Rotwild, Muffelwild, Schwarzwild aber auch Sika- und Damwild erfasst und ein fotogenerierter Bildnachweis erbracht. Neben den Zielarten dokumentierten die Kameras auch Aufnahmen von Vögeln und Kleinsäugetern, wie z. B. Mäuse und Eichhörnchen (*Sciurus vulgaris* L.), die nicht weitergehend ausgewertet wurden. Schalenwild, Raubsäuger wie der Wolf und Hasenartige wurden jedoch, wenn möglich, bis zur Art, Altersklasse und Geschlecht genau identifiziert.

Insbesondere unter dem Einfluss von Schwarzspechten mussten einige Fotofallen ausgetauscht werden. Auch störungsempfindliche, seltenere Arten wie die Wildkatze konnten regelmäßig monitorisiert werden.



Abb. 22 Rotwild (äsender Hirsch)



Abb. 23 Rotwild (äsendes Alttier)



Abb. 24 Rehwild (Ricke und Zwillingsskitze)



Abb. 25 Rehwild (Ricke)



Abb. 26 Muffelwild



Abb. 27 Schwarzwild



Abb. 28 Wolf



Abb. 29 Wildkatze

Fotos: Claudia Jordan-Fragstein, TUD

Bei Wolfsvorkommen (wie in Sachsen-Anhalt und sporadischen Sichtungen in BW) adaptiert sich das Schalenwild nach einigen Wochen anfänglicher Meidung zurück in die bisherigen Verhaltensweisen.

Während die Bilddokumentation der Wildkameras lediglich ein Nachweis über die Anwesenheit der Arten und den Umfang ihres Auftretens im jeweiligen Habitat im Versuchszeitraum dokumentierten, stellte ein Auswerten der Verweilzeiten und Aufenthaltsarten Einblicke in die

Einwirkungsintensität des Wildes auf den Flächen dar.

Die Flächenfrequentierung der Kamerastandorte wies in den Pilotregionen unterschiedliche Verweildauern des Schalenwildes auf (Abb. 30). Neben differenter Waldbestandestypen boten vielfältige Bestandesstrukturen sowohl unterschiedliche Voraussetzungen an Sichtschutzdeckung und Nahrungssituation, als auch für Fluchtverhalten und Störungsintensitäten beim Wild. Vor allem in Thüringen ist eine standortbedingte Artendichte und Wüchsigkeit der Vegetation bei gleichzeitiger intensiver touristischer Flächennutzung und konsequenter Bejagung des Pilotgebietes als Ursache für geringe maximale Verweildauern des Schalenwildes anzuführen.

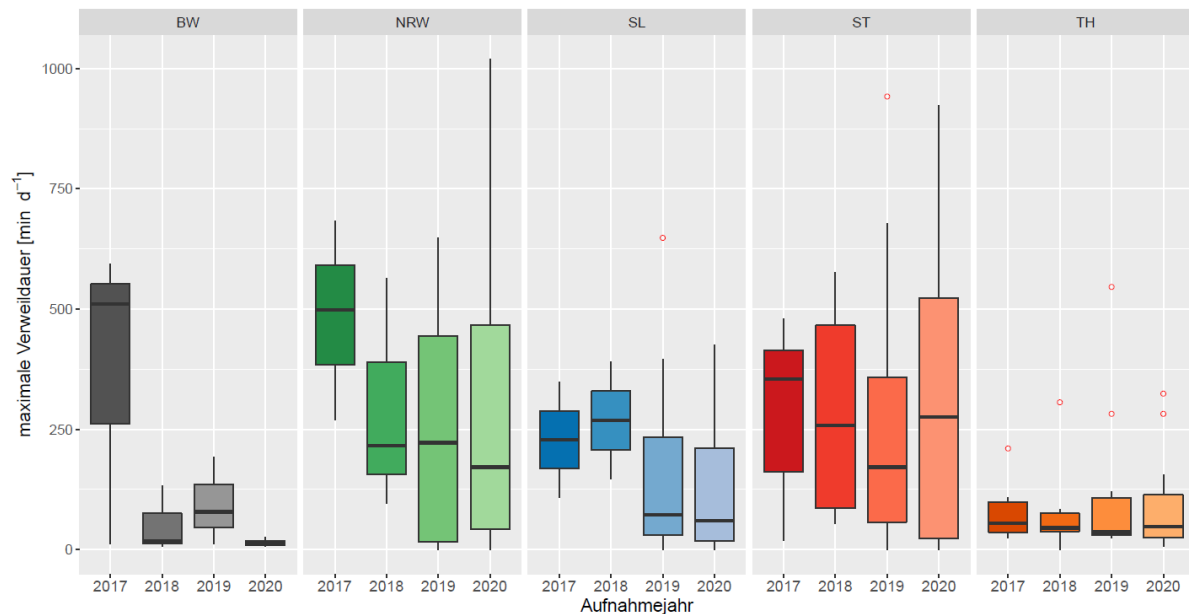


Abb. 30 Maximale Verweildauer aller Schalenwildarten

Spitzenwert von über 1.000 Minuten (17 h) Schalenwildfrequentierung einer Beobachtungsfläche waren in NRW messbar. Im Mittel bedeutete dies vier Stunden tägliches Wildaufkommen auf einer 10 x 10 m große Fläche das ganze Jahr über. Weniger stark frequentierte Flächen wie in Thüringen wiesen im Mittel eine Stunde tägliches Wildaufkommen auf.

Die Flächenfrequentierungen wurden nach Wildarten aufgeschlüsselt und deren Anteile an der Gesamtfrequentierung ermittelt. Gemäß dem wildbiologischen Verhalten der Wildarten in Lebensweise wie Standorttreue, Nahrungsaufnahme und Nahrungsweise unterschieden sich entsprechend auch die durchschnittlichen Verweildauern bezogen auf eine 24 h Betrachtung. Rotwild und Schwarzwild boten häufiger längere Verweilsequenzen während Rehwild nur dann länger verweilt, wenn Rot- und Schwarzwild kürzere Anwesenheiten hatte. Muffelwild bot auf den ausgewählten Monitoringstandorten niemals längere Verweildauern (max. 15 Minuten). Einzelne Kamerastandorte lassen sich aber auch grundsätzlich charakterisieren als Flächen mit kürzeren oder längeren Frequentierungsvorlieben des Wildes. Dabei besteht ein enger Zusammenhang zur strukturellen Ausprägung des Lebensraumes und Äsungsverfügbarkeit in Qualität und Quantität, aus der sich zusätzlich in Abhängigkeit seltener- und häufigerer Störungsereignisse auch die Intensität an Wildeinflüssen ableiten lässt (Abb. 31).

Flächen mit hoher Wildfrequentierung (vor allem Verweildauer) waren Flächen mit deutlich messbarem Wildeinfluss an der Waldflora. Frequentierungshöhepunkte auf Flächen mit schwersamigen Baumarten (EI, RBU) konzentrieren sich zur Samenreife (Herbst) und Keimlingszeit (Frühjahr). Die Saat- und Keimlingsreduktion durch Schalenwild kann noch vor „An-

kommen“ der Verjüngung erheblich sein und die Verjüngung völlig verhindern. Schalenwildarten konnten bis zu 17 h pro Tag (NRW) auf einer Beobachtungsfläche nachgewiesen werden.

Schalenwild differenzierte deutlich zwischen verschiedenen Störungsursachen und Störungsarten. Im Falle von Störungen durch Spaziergänger vergingen oft Tage bis zum Wiedererscheinen des Wildes, insofern die Besucher die Wege verlassen und die Bestände abseits der Wege querten. Anders verhielt es sich in Bereichen, in denen sich die menschlichen Aktivitäten auf die ausgewiesenen Wege beschränkten. Das Wild agiert dort unbeeinflusst sogar in nächster Nähe zu den Wegen. Die Kameraaufnahmen dokumentierten beispielsweise eine Ricke, welche ihre Kitze über mehrere Jahre direkt auf einer am Hauptweg gelegenen Fläche setzte und diese dort offensichtlich als gut geschützt einschätzte. Angeleinte Hunde wurden toleriert, während freilaufende Hunde Fluchtverhalten auslösten. An einschätzbare Bewegungsmuster gewöhnt sich das Wild mit großem Anpassungspotential, insofern Ausweichorte zur Verfügung stehen. Plötzliche Störungen, die bis in die Ruhezone des Wildes hineinreichen, verursachen jedoch großen Stress. Ein Kamerastandort wies beispielsweise mehrmals im Jahr mitten im Bestandesinneren Motorcrossfahrer auf, die mit hohen Geschwindigkeiten das Gelände erprobten. Das Durchfahren löste große Verunsicherung aus, die das Wildverhalten über Wochen hinweg in seinem normalen Ablauf störten.

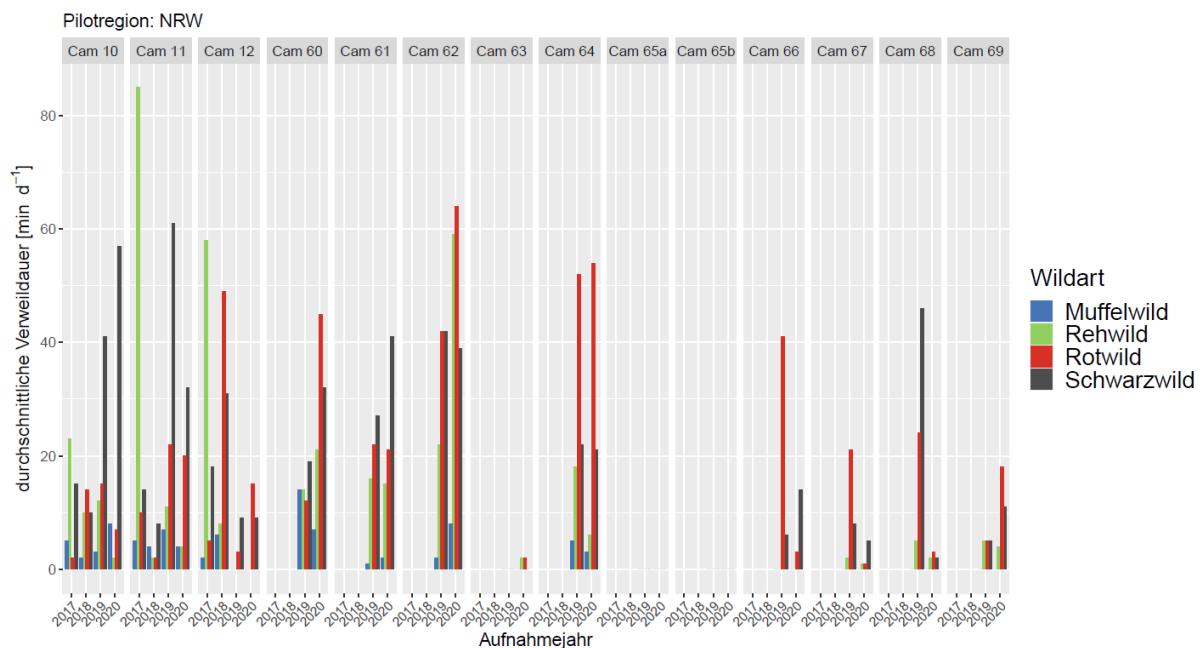


Abb. 31 Durchschnittliche Verweildauer nach Wildart je Kamerastandort und Aufnahmejahr innerhalb von 24 Stunden für NRW

Innerhalb der einzelnen Kamerastandorte wurde mit Hilfe von Alluvialplots eine Darstellungsmöglichkeit gewählt, welche Verweilsequenzen in Abhängigkeit ihrer Dauer als Verweilklassen zuordnen lässt. Ihre prozentualen Anteile an der Gesamtfrequenzierung zeigen nicht nur die Verteilung an unterschiedlichen Aufenthaltssequenzen, sondern ermöglichen darüber hinaus ein Nachverfolgen kamerastandortgenauer Veränderungen bei der Flächenfrequenzierung zwischen den einzelnen Aufnahmejahren. So wurden innerhalb der einzelnen Pilotregionen Flächenfrequenzierungen je Wildart untersucht. Auffällig war dabei, dass neben Äsung und Verbiss an bestehenden Gehölzpflanzen eine nicht unerhebliche Flächeneinwirkung vor Etablierung einer Gehölzpflanze zu messen war. Energiereiches Saatgut wie Eicheln und Bucheckern werden ausdauernd über Wochen hinweg mehrere Stunden täglich

von Schwarz-, Rotwild und Rehwild im Herbst aufgenommen. Die Keimlinge dieser Baumarten waren im Frühjahr bei Schwarz- und Rehwild nicht minder beliebt und wurden ausgiebig geäst. Während dem Schwarzwild als Boden bearbeitendes Schalenwild für Rohbodenkeimer ein vorbereitender, d. h. positiver Effekt bescheinigt wird, ist sein Einfluss auf das Keimlingsstadium nicht zu unterschätzen und als starker Wildeinfluss einzuordnen.

2018 und 2019 wiesen viele Vergleichsflächen in Sachsen-Anhalt ein Mastjahr auf. Am Beispiel des Schwarzwildes ist das in Abb. 32 ersichtlich. Es können in der Folge des hohen Baumsamenvorkommens deutliche Erhöhungen der Verweilzeiten auf diesen Flächen gemessen werden. Waren 2017 maximal 10-20 Minuten Besuchszeit pro Tag auf der Fläche gemessen worden, so kommen im Folgejahr nicht nur häufiger längere Besuchszeiten des Schwarzwildes vor, es werden auch Verweilzeiten bis zu einer Stunde pro Tag erreicht. Die Grafik ermöglicht es, auch Aussagen hinsichtlich der einzelnen Flächennutzungsanteile durch das Wild zu treffen. So boten die gleichen Kamerastandorte, an denen das Schwarzwild 2018 durchschnittlich zwischen 30 und 40 Minuten pro Tag verweilte, im Folgejahr ein Nahrungsangebot unter dem eine durchschnittliche Verweilzeit von 60 Minuten pro Tag erreicht wurde. 33 % aller Kamerastandorte waren 2018 Flächen ohne Aufenthaltszeiten des Schwarzwildes. 2019 wurde die Hälfte jener Flächen jedoch 20-30 Minuten täglich aufgesucht. Die ungezäunten Kontrollflächen veränderten sich nicht nur in ihrem Nahrungsangebot, sondern standen in der Folge auch unter unterschiedlich intensivem Wildeinfluss. Für 2020 war sowohl eine Abnahme der Anzahl der hochfrequentierten Flächen durch Schwarzwild zu verzeichnen als auch eine Senkung des prozentualen Anteils der Flächen mit langen Verweilzeiten.

Mit Hilfe dieser Art der Auswertung lassen sich zu jedem einzelnen Kamerastandort und zu jeder dort aufgetretenen Wildart sowohl Äsungsverhalten auf der Fläche als auch konkrete Einwirkungsausprägung durch das Wild messen.

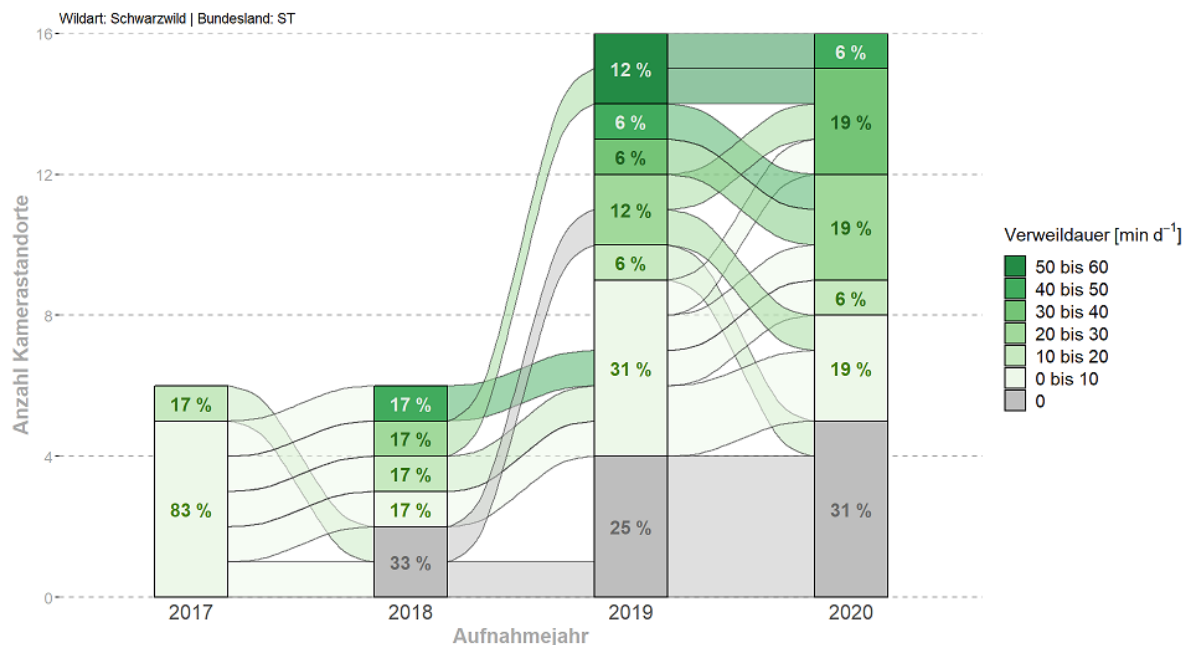


Abb. 32 Verweildauer Schwarzwild je Aufnahmejahr unter Ausweisung der prozentualen Anteile an unterschiedlichen Verweildauerklassen (0 bis 60 Minuten je 24 h) in Sachsen-Anhalt

Das BioWild-Projekt beschäftigte sich mit Untersuchungen auf bewirtschafteten Waldflächen. Das Fotofallenmonitoring zeigte auch, dass Störungen durch forstliche Bewirtschaftungsmaßnahmen vom Wild als geringe Störungen wahrgenommen wurden. Bereits wenige Minuten nach Abzug von Forstmaschinen oder Ende der Arbeiten stellte sich das Wild ohne

Anzeichen von Beunruhigung erneut auf den Flächen ein oder bewegte sich bevorzugt auf neu entstandenen Rückegassen, da es sich dort offensichtlich energiesparender fortbewegen konnte.

Fazit Wildmonitoring

Auf Flächen mit hohem Wildeinfluss/Verbissaufkommen konnten sowohl höhere Wildaktivitäten als auch verschiedene Arten und hohe Artenzahlen an Individuen von Schalenwild in allen Jahreszeiten nachgewiesen werden. Die Aufnahmen dokumentierten ein Wildvorkommen, das die Akteure vor Ort auf ihren Flächen in diesen Größenordnungen zumeist nicht vermutet und deutlich unterschätzt hatten.

Auf Kontrollflächen, welche wenig Wildeinfluss aufwiesen, waren ganzjährig keine bis geringe Wildaktivitäten nachzuweisen.

Beeinträchtigungen des Wildverhaltens durch die Kameras konnten ausgeschlossen werden. Die Aufnahmen wiesen sowohl wechselndes und äsendes als auch wiederkäuendes und ruhendes Wild auf.

Flächen mit schwersamigen Bäumen zeigten vor allem im Herbst und Frühjahr erhöhte Besuchshäufigkeiten und Verweilzeiten des Schalenwildes, um Samen und Keimlinge zu äsen.

Die Beäsungszeiten erreichten auf diesen Standorten Maxima von über 17 Stunden pro Tag. Dabei wechselten sich die Schalenwildarten, agierten niemals zeitgleich.

Die am Häufigsten erfasste Wildart war Rehwild, gefolgt von Schwarzwild. In den Rotwildgebieten stellt Rotwild die am dritthäufigsten erfasste Wildart dar, gefolgt von Muffelwild, während Dam- und Sikawild nur sporadisch nachzuweisen waren.

Der Umstand unberechenbaren menschlichen Verhaltens (Querungen im Bestandesinneren fern der Wege) schafft einen deutlichen Stressfaktor und stellt eine Belastung für das Wild dar.

Die Anwesenheit des Wolfes ist nur zu Beginn seines Vorkommens mit Verhaltensveränderungen des Schalenwildes verbunden. Nach einer Adaptionszeit von einigen Wochen kehrt das Schalenwild zu seinem gewohnten Verhaltensmuster in seinen Revieren zurück. Rotwild und Wolf teilten sich sogar gleiche Wechsel. Schwarzwild differenziert hier ein wenig und bildet bei Wölfen, welche sich auf Schwarzwild spezialisiert haben, Großverbände. In Sachsen-Anhalt fanden sich jedoch hauptsächlich Knochen von Reh und selten Schaf, sodass Schwarzwild im Projektzeitraum eine geringere Bedeutung als Beute zu haben schien und derzeit keine Rottengröße über 60 Stücken bildet.

2.1.2.3 Habitatentwicklung

Strukturelle Biodiversitätsanalyse der Wildlebensräume (Habitate) unter Anwendung von Oktant- & Silhouettenverfahren und Laserscanning.

Oktanten & Silhouettenverfahren

Methodik

Habitatelemente bilden die Charakteristik struktureller Vielfalt des Lebensraumes und sind Indikator sowohl für Deckung als auch für nutzbare Winteräsung (verfügbare Äsung Oktober-April). Hohe Lebensraumkapazitäten minimieren daher die Schadensanfälligkeit des Waldes. Die quantitative und qualitative Erfassung von Struktur und damit gebender Diversität erfolgte mittels Oktanten- und Silhouettenverfahren (unter pot. Beäsungsmöglichkeit) an 248 Aufnahmepunkten (ungezäunte Vergleichsflächen der Weisergatterpaare). Auf der Grundlage von 9.920 Datensätzen wurden Rückschlüsse auf das Deckungspotential für Rehwild in Bezug auf die Habitatqualität und dessen Veränderung im Verlauf des Projekts abgeleitet.

Bei der Oktanten- & Silhouetten-Methode wurde eine permanente kreisförmige Probefläche mit einem Radius von 25 m auf die nicht eingezäunte Beobachtungsfläche gelegt. Dabei war der Mittelpunkt der Fläche identisch mit dem Mittelpunkt der nicht eingezäunten Dauerinventurfläche von 10 x 10 m, die für die Vegetationsaufnahme genutzt wurde. Die Probekreisfläche mit einer Fläche von ca. 1.963 m² wurde in acht gleich große Teilflächen (Oktanten) unterteilt. Innerhalb jedes Oktanten wird das dem Zentrum der Kreisfläche am nächsten liegende Gehölz (Strukturelement) mit einer Höhe zwischen 80 und 200 cm erfasst (Abb. 33). Es wurden zum einen Gehölze erfasst, die sich im Äsungsbereich von Reh- und Rotwild befinden und unter dem Aspekt des Wildeinflusses monitorisiert werden können. Zum anderen stellt die zu erfassende Mindestgrenze einer Pflanzenhöhe die Mindestanforderung an ein Gehölz dar, um potenziell als Strukturelement Deckung bieten zu können. Dabei wurde die am häufigsten vorkommende Schalenwildart in deutschen Wäldern, das Rehwild, gewählt, welches eine durchschnittliche Widerristhöhe von 80 cm aufweist und aufgrund seiner Lebensweise besonders auf Deckung angewiesen ist. Die Abstandsmessung der Gehölze innerhalb der Versuchsflächen wurde mit einem Vertex IV-GS (Haglöff) und einem Transponder T3 (Haglöff) auf Ultraschallbasis durchgeführt. Zusätzlich erfasste Attribute der Gehölze waren die Gehölzart, die horizontale und vertikale Ausdehnung der Pflanze selbst, sowie direkte Einflüsse des Schalenwildes auf das Gehölz (Verbiss, Schäle). Je mehr Oktanten besetzt und je mehr Strukturelemente in der Probefläche vorhanden waren, desto mehr potentielle Sichtschutzfläche bietet der Lebensraum. Abnehmender Abstand der Gehölze zum Zentrum der Probefläche bedeutet eine ansteigende Dichte der Strukturelemente und dadurch eine zunehmende potenzielle Qualität der Sichtschutzdeckung im Habitat.

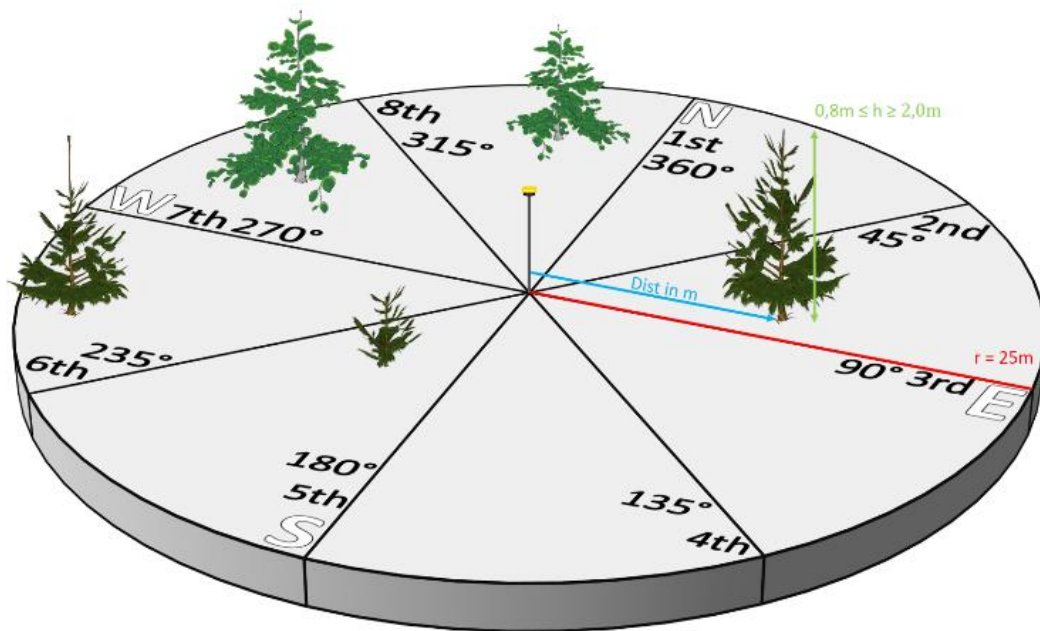


Abb. 33 Schematische Darstellung des „Oktantenverfahrens“

Das Oktantenverfahren stellt eine moderate Methode zur Anwendung durch Nichtwissenschaftler dar, sich eines Messverfahrens zur Erfassung und Bewertung eines Habitates und dessen Entwicklung bedienen zu können. Der Anspruch des Forschungs- und Entwicklungsprojektes BioWild zielte hier auf die Überprüfung und Ausweisung eines einfachen handhabbaren Verfahrens ab, welches Hilfsmittel für Jedermann sein könnte.

Für jede der 248 Probestellen wurde zunächst die Strukturentwicklung durch die Veränderung des jährlich bewerteten Schalenwildeinflusses innerhalb der Projektlaufzeit ermittelt, wobei zu beachten war, dass die Entwicklung nicht nur vom Schalenwildeinfluss selbst, sondern auch von der Art des Oberstandes, den Standorteigenschaften und den Lichtverhältnissen abhängig ist.

Anhand des Silhouettenverfahrens wurde dann die visuelle Deckung der vorhandenen Bäume innerhalb des Huftiereinflussbereiches ausgemessen. Diese Methode basiert auf einer lebensgroßen Silhouette von zwei Rehen (adultes Reh und Kitz) zur Beurteilung des Deckungsgrades. Für Rehwild ist die visuelle Deckung eine entscheidende Voraussetzung für seinen Lebensraum und damit ein entscheidender Faktor zur Charakterisierung der Lebensraumqualität (Vospornik und Reimoser 2008). Wichtig für die Silhouetten-Methode ist jedoch nicht die Form der angewandten Silhouette, sondern eine definierte Größe (Fläche der Silhouette), die als gemeinsamer Standard für alle Silhouettenmessungen verwendet werden konnte. In unserem Fall erlaubt die Silhouettenform zusätzlich eine anschauliche Visualisierung der Deckung für Rehwild. Das mit der Oktantenmethode identifizierte Strukturelement wurde nun direkt vor der Rehsilhouette fotografiert (Abb. 34). Die Rehsilhouette wurde dabei so positioniert, dass die Pflanze in ihrer größten Ausdehnung erfasst wird. Der Abstand und die Höhe der Digitalkamera, das verwendete Objektiv und die Vergrößerungseinstellung zur Silhouette wurden konstant gehalten. Die Rehsilhouette war weiß, da sie in Waldbeständen während der Vegetationsperiode sowohl unter Lichteinfall als auch bei Schattenwurf den besten Kontrast bot.

Der Bedeckungsgrad (bei dem Pflanzenteile die Silhouettenfläche bedecken) wurde durch Pixelzählung erfasst. Um Fehler durch Schatten und Lichtverzerrungen zu vermeiden, wurden die Bilder manuell bearbeitet. So konnten Farbverläufe innerhalb der Pflanze oder durch Reflexion verschobene Farbspektren erkannt, zugewiesen und einbezogen werden. Die visuelle Abdeckung einer Pflanze im Verhältnis zur Rehsilhouette wird in Prozent angegeben.

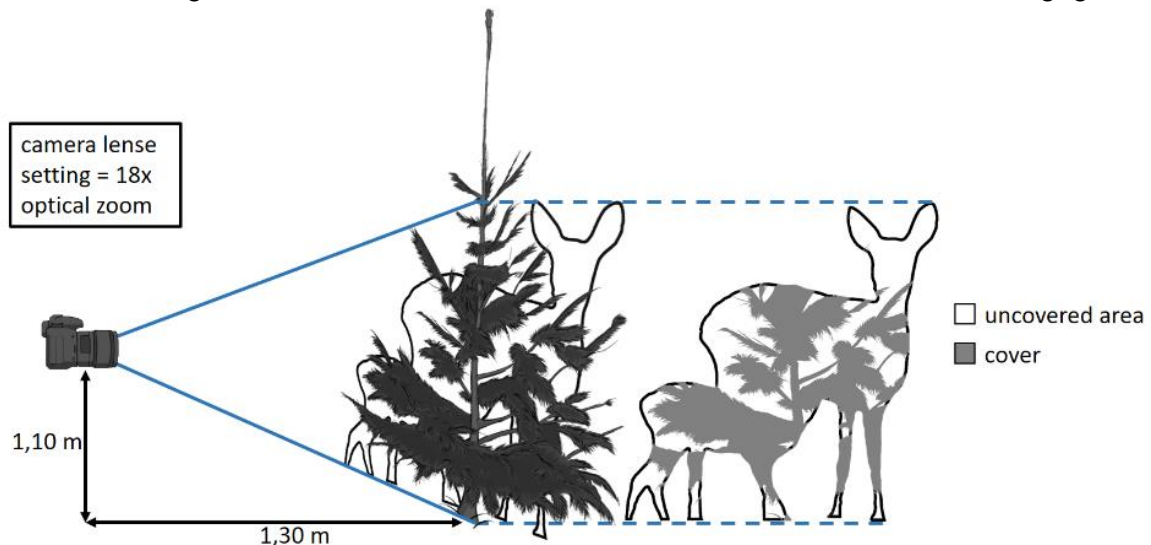


Abb. 34 Schematische Darstellung des „Silhouettenverfahrens“

Ergebnisse und Diskussion

Während der Projektlaufzeit konnte eine deutliche Abnahme der Entfernung der Gehölzpflanzen zum Mittelpunkt der Versuchskreisfläche in allen Pilotgebieten und Jagdvarianten bis 2019 nachgewiesen werden. Ab 2020 wiesen alle Pilotgebiete (ausgenommen BW) eine leichte Erhöhung der durchschnittlichen Gehölzentfernungen zum Mittelpunkt in allen Jagdvarianten auf. In den C-Varianten erfolgt die Verringerung der Gehölzentfernungen kontinuierlicher als in den Varianten A und B.

Thüringen wies mit 100 % den höchsten Anteil voll besetzter Oktanten aller Pilotregionen auf. Die Ergebnisse in den Pilotregionen in Sachsen-Anhalt, Baden-Württemberg und im Saarland lagen bei 51 bis 77 % voll besetzter Oktanten. In der Pilotregion in Nordrhein-Westfalen verdoppelten sich die Anteile voll besetzter Oktanten von 2016 bis 2020 auf 55 % (Abb. 35).

Der Hauptanteil aller Gehölze innerhalb der Versuchsfächen eines Untersuchungsradius von 25 Metern wurde in einer Entfernung zwischen 3 und 14 m vorgefunden. Der Anteil der Laubgehölze überwiegt in Versuchsfächen mit mehr als 6 besetzten Oktanten. Der Mischungsanteil von Nadelgehölzen ist in Oktantenbesetzung von 1 bis 4 Oktanten häufiger hoch. Auf Flächen mit geringem Oktantenbesatz bedingten zum einen die geringere Verfügbarkeit von Licht häufiger Ausgangsvoraussetzungen, unter denen nur sehr schattentolerante Baumarten wie Gemeine Fichte und Weiß-Tanne in Abhängigkeit des großflächigen Altbestandes Waldverjüngungen begründen können. Zum anderen traten Flächen mit geringem Oktantenbesatz vor allem unter Nadelbaumbeständen auf, in denen Waldumbaumaßnahmen mit höheren Mischungsanteilen unterschiedlicher Baumarten noch begründet werden sollten oder die auf Grund ihrer spezifischen Standortsansprüche höheren Anforderungen an ein Gelingen des Waldumbaus unterlagen. Gleichzeitig war gerade auf diesen Flächen der Wilddruck für ankommende Baumarten anderer Arten besonders hoch und die Äsungskapazität niedriger als auf Flächen mit Altbeständen mit höheren Mischungsanteilen und höherem Lichteinfall am Boden. Innerhalb der vegetationskundlichen Strukturuntersuchungen zwischen 2016

und 2020 fiel auf, dass unterschiedliche Baumarten in ihren Vorkommen zwar bestätigt werden können, die Pflanzenhöhe über 0,80 m jedoch über Jahre hinweg durch stetigen Verbiss nicht erreichen konnten. Das Artenpotential der Flächen unterschied sich teilweise deutlich von den derzeit anzutreffenden wenigen und die Flächen charakterisierenden Arten.

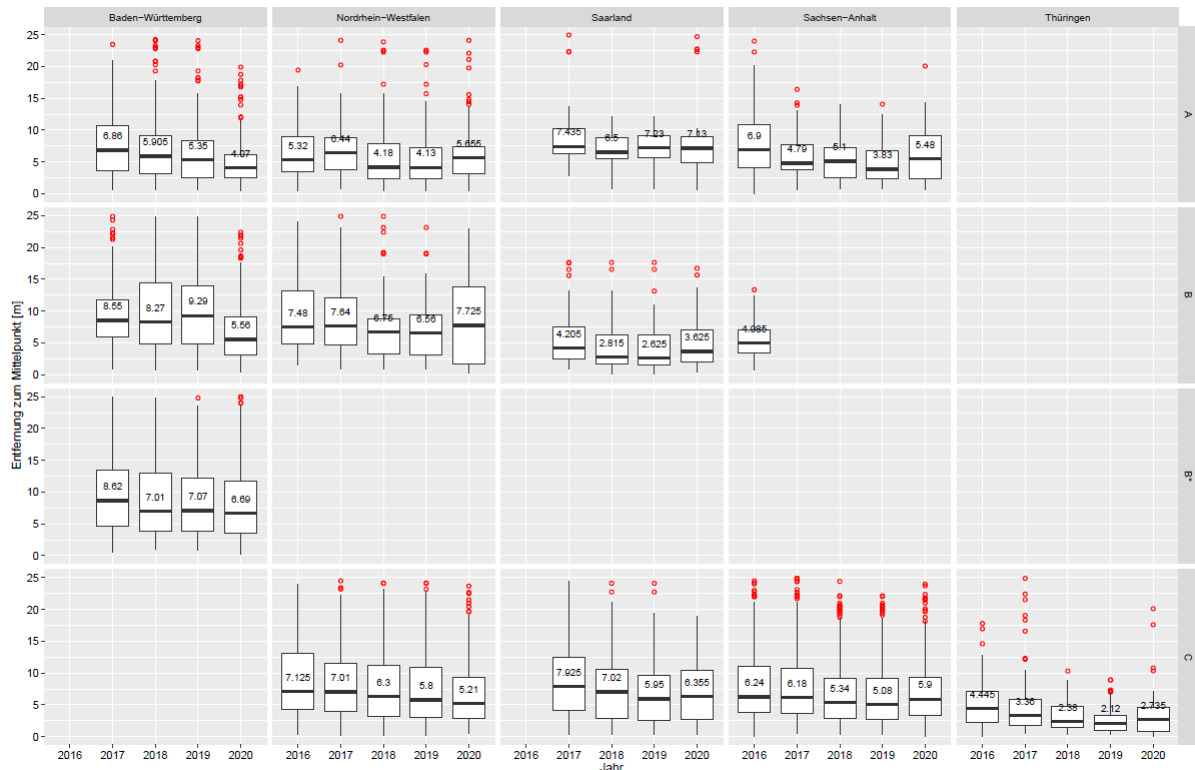


Abb. 35 Entfernung Strukturelemente zum Mittelpunkt nach Pilotregion und Aufnahmejahr innerhalb der drei Jagdvarianten A (HUW), B (HAW), C (HZW)

Die Anteile der Laub- und Nadelgehölze mit Strukturpotential verändern sich innerhalb der Oktantenbesetzung über die Aufnahmejahre 2016-2020 (Abb. 36). Als Ursachen sind neben dem Wildeinfluss auch die Bewirtschaftung der Waldbestände, Naturereignisse wie Sturm und Käferkalamitäten oder natürlich bedingte Sukzessionsprozesse, d. h. der Einfluss inter- und intraspezifischer Konkurrenz zu benennen. Die Anteile der Weiß-Tanne, Eichen und sonst. Laubbäume nahmen leicht zu. Zum einen waren diese den Wuchsbedingungen entsprechend teilweise konkurrenzstärker, gegenüber Trockenstress toleranter und dadurch als neue Strukturelemente in den Erfassungsradius der Aufnahmemethodik hineingewachsen.

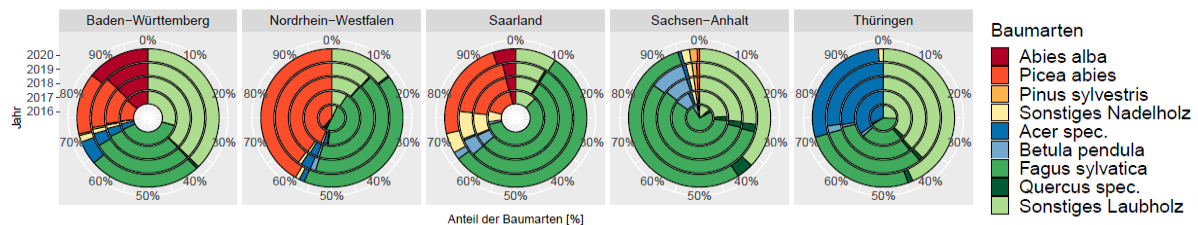


Abb. 36 Anteil Baumartenverteilung an den besetzten Oktanten in Prozent je Pilotregion und Aufnahmejahr

Habitus und Kronenarchitektur der verschiedenen Baumarten bedingen von Natur aus unterschiedliches Verdeckungspotential. Gleichzeitig steht dieses Potential in Abhängigkeit zu

Wuchsbedingungen vor Ort und artspezifischem Wuchsverhalten (Trophie, Niederschlag, Bestandesstruktur, Lichtverfügbarkeit, Bewirtschaftungsform, Wildeinfluss, inter- und intraspezifische Konkurrenzverhältnisse). Daher wurden das Sichtschutzpotential baumartenspezifisch untersucht und 5 Höhenklassen ausgewiesen, die sich artspezifisch in ihrem Sichtschutzdeckungspotential unterscheiden (Abb. 37). Rotfichte und Weißtanne bieten mit bis zu 70 % Sichtschutzdeckung je Pflanze im Mittel mehr als Rotbuche mit durchschnittlich 61 %. Die geringste Sichtschutzdeckung prägen sonstige Laubgehölze (z. B. *Sorbus aucuparia* L.) mit ca. 15 % aus. Die größte Verschiebung der Sichtschutzdeckungsprozente trat bei Eichen zwischen der 3. und 4. Höhenklasse (121–160 cm) auf. Sonstige Nadelgehölze fallen über 180 cm Höhe deutlich in der Sichtschutzdeckungsgebung ab.

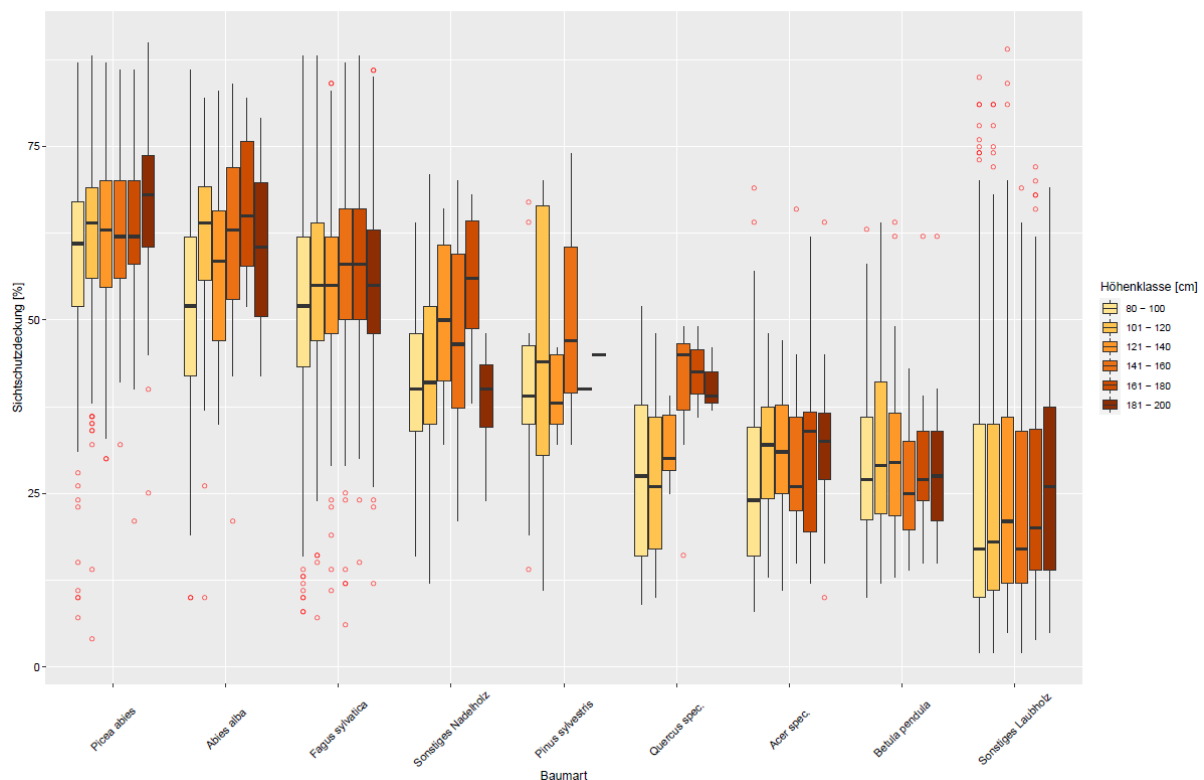


Abb. 37 Prozentwert Sichtschutzdeckung der vorkommenden Baumarten nach Höhenklassen

Für die Bedeutung der Sichtschutzdeckung prägte das Pilotgebiet in Nordrhein-Westfalen 2020 die höchste Sichtschutzdeckung aus, was vor allem in der arttypischen Habitusstruktur bestimmter Baumarten begründet lag und deren prozentualer Anteil an der Artenzusammensetzung eines Oktanten. So war in NRW der Anteil der Koniferen recht hoch, welche gegenüber einer Eberesche (*Sorbus aucuparia*, L.) ein völlig anderes Sichtschutzdeckungspotential besitzen. Für Baden-Württemberg, Sachsen-Anhalt und Thüringen war eine leichte Absenkung der Sichtschutzdeckung je erfasster Einzelpflanze zu verzeichnen, während im Saarland eine kontinuierliche Zunahme der Sichtschutzdeckungsprozente abbildbar war (Abb. 38). Die Trockenjahre 2018 und 2019 verliefen im Saarland etwas abgemildert, sodass hier die Auswirkungen des Mangels im Wasserhaushalt weniger deutliche Effekte aufzeigte. Für Thüringen kam ein weiterer Umstand hinzu, der des Dichtstandes der Verjüngungspflanzen. Die hohe Nährkraft des Standortes und die Baumartenkonkurrenz bedingen für die Ausprägung der Einzelpflanze weniger Raumangebot, sodass zwar die Sichtschutzkapazität der Einzelpflanzen sank, diese aber in einem engen Verbund auftraten und daher dennoch für die Komplexität Höchstwerte erzielte. Die Mischung verschiedener Baumarten und Baumaltersklassen erhöhen entsprechend die Sichtschutzdeckung (Nischennutzung).

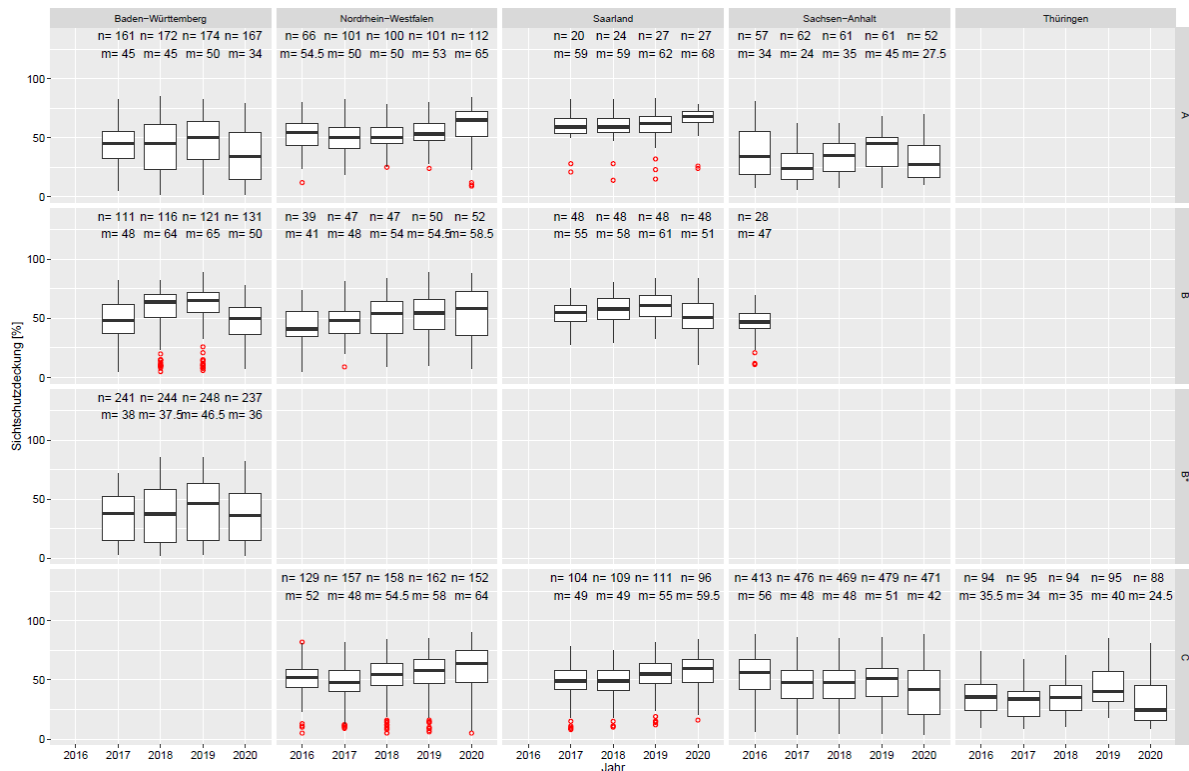


Abb. 38 Prozentwert Sichtschutzdeckung nach Pilotgebieten, Jagdvarianten und Aufnahmejahr

Die Ergebnisse des Oktanten- und Silhouettenverfahrens, im weiteren Verlauf als „Deckung“ bezeichnet, wurden mit Hilfe eines linearen Modells tiefergehend untersucht, um den Zusammenhang zwischen Deckung und den unabhängigen Variablen zu prüfen. Dafür wurde die Deckung in Abhängigkeit der Trockensubstanz (Biomasse), der Artenzahl, der Jagdvariante und des Bundeslandes gesetzt. Die Trockensubstanz und das Bundesland wiesen einen großen Einfluss auf, die Jagdvariante verblieb mit messbarem, aber nachgeordnetem Einfluss. Die Jagdvarianten unterschieden sich zwar darin Effekte aufzeigen zu können, jedoch sind diese noch nicht besonders groß. Die Jagdvariante Variante C besaß eine geringere Deckung als die Variante A, was vor allem durch höhere Nadelbaumanteile in Variante A zu begründen ist. Waldumbau hin zu mehr Laub- und Mischwäldern bringt also je nach Standort, Baumarten sowie deren Ausprägung teilweise Verbesserungen und teilweise Verschlechterungen von Deckung und Äsung für Wild hervor, was vorhandene waldökologische Forschungen (Hofmann et al. 2008) für die Pilotgebiete bestätigt.

Fazit

Innerhalb der wildbeeinflussbaren Höhen (0-200 cm Höhe) wies die Entwicklung der Strukturparameter eine waldsukzessionsbedingt typische Entwicklung der Flora auf.

Anteile der Laub- und Nadelgehölze verändern sich innerhalb der ungezäunten Vergleichsflächen durch Wildeinflüsse aber auch durch Bewirtschaftung und natürliche Entwicklungen.

In den C-Varianten erfolgt die Strukturverdichtung der Gehölze kontinuierlicher als in den Varianten A und B. Dabei nehmen die Anteile von Weiß-Tanne, Eichen und sonstigen Laubbäumen zu.

Artspezifische Habitat- und Kronenarchitektur der Baumarten bedingen von Natur aus unterschiedliche Verdeckungspotenziale. Hinzu kommen Abhängigkeiten von Wuchsbedingun-

gen, artspezifischem Wuchsverhalten wie Trophie, Niederschlag, Bestandesstruktur, Strahlung, Bewirtschaftungsformen, Wildeinflüssen, inter- und intraspezifischen Konkurrenzverhältnissen.

Gemeine Fichte und Tannen bieten (bis 70 % im Mittel) mehr Sichtschutzdeckung als Rot-Buche (durchschnittlich bis 61 %). Geringste Sichtschutzdeckung gibt es bei sonstigen Laubgehölzen (z. B. *Sorbus aucuparia* L.) mit 15 %. Andere Nadelgehölze (LÄ, DGL, KTA) fallen bei Höhen über 180 cm deutlich in der Sichtschutzdeckungsgebung ab.

Sichtschutzdeckungen der Einzelpflanzen schwanken je Aufnahmejahr (Wildeinfluss) und Pilotgebiet (Standortbedingungen).

Signifikante Einflüsse waren für die Oktanten- und Silhouettenaufnahmen mit Hilfe eines linearen Modells für die Jagdvariante C ausweisbar, wo die Deckung stetig zunahm, aber derzeit noch den intensiven Beanspruchungen durch Wild entsprechend niedriger ausfiel als erhofft. Sie entspricht somit den Einschätzungen der Akteure, ihren Zielstellungen entgegenstehenden, zu hohen Wildbeständen im Wald ausgesetzt zu sein.

Akkumulationseffekte in der Waldverjüngung dauern an, zeitlich verzögerte, neue Effekte treten auf (z. B. Mischungsregulierung im Dickungsstadium, Lichteinfall, tatsächliches Absenken der Wildbestände auf ein stabiles Niveau). Der Einfluss der Jagdvarianten ist unter den Bedingungen der Pilotregionen für diese erst nach frühestens 6 Jahren als messbar zu erwarten und benötigt für die Beurteilung dieser Effekte ein weiterführendes Monitoring.

2.1.2.4 Habitatscans

Methodik

Die Untersuchungen zur Komplexität der Flächen betrachten die strukturelle Diversität aller 248 Weisergatterpaare. Sie gibt jedoch keine Diversität des an der Strukturgebung beteiligten Artenspektrums wieder. In Kombination mit den Biodiversitätsuntersuchungen der Wald bildenden Vegetationsschichten durch die Partner der Universität Göttingen, ermöglicht der Vergleich des Komplexitätswertes (Dimension Box-Wert = DB) jedoch Habitat beschreibende Deckungs- und Dickungsausprägungen. Je höher der DB, desto höher die gegebene Komplexität in der Fläche. Die LiDAR (Light Detection And Ranging) gestützte Habitatanalyse ermöglicht bei einem Scanner Sichtfeld von 360° x 270° bei Reichweite von 30 m Aufnahmesequenzen von 43.000 Punkten pro Sekunde. Bei einer Wellenlänge von λ 905 nm wird eine Genauigkeit von 1 cm erzielt. Die Besonderheit des zur Anwendung gekommenen ZEB Revo ist der „simultaneous localization and mapping“ (SLAM) Algorithmus, welcher zur Orientierung und Kartenerstellung im Verlauf des Scanverfahrens im Raum Bezug nimmt und die Anwendung des Gerätes, unabhängig von GPS-Signalen Scans in unzugänglichen Bereichen wie denen von Dickungen ermöglicht. Es erfolgten Aufnahmen der gezäunten und ungezäunten Flächen als gescannte und fertig konvertierte Flächenpaare, dargestellt über die 3D-Punktwolkenverarbeitungssoftware „CloudCompare“ (Abb. 39). 248 Weisergatterpaare wurden hinsichtlich ihrer Komplexität mittels 3D-Scan mit dem Light Detection and Ranging (LiDAR) auf Struktureigenschaften hin untersucht und abgebildet.

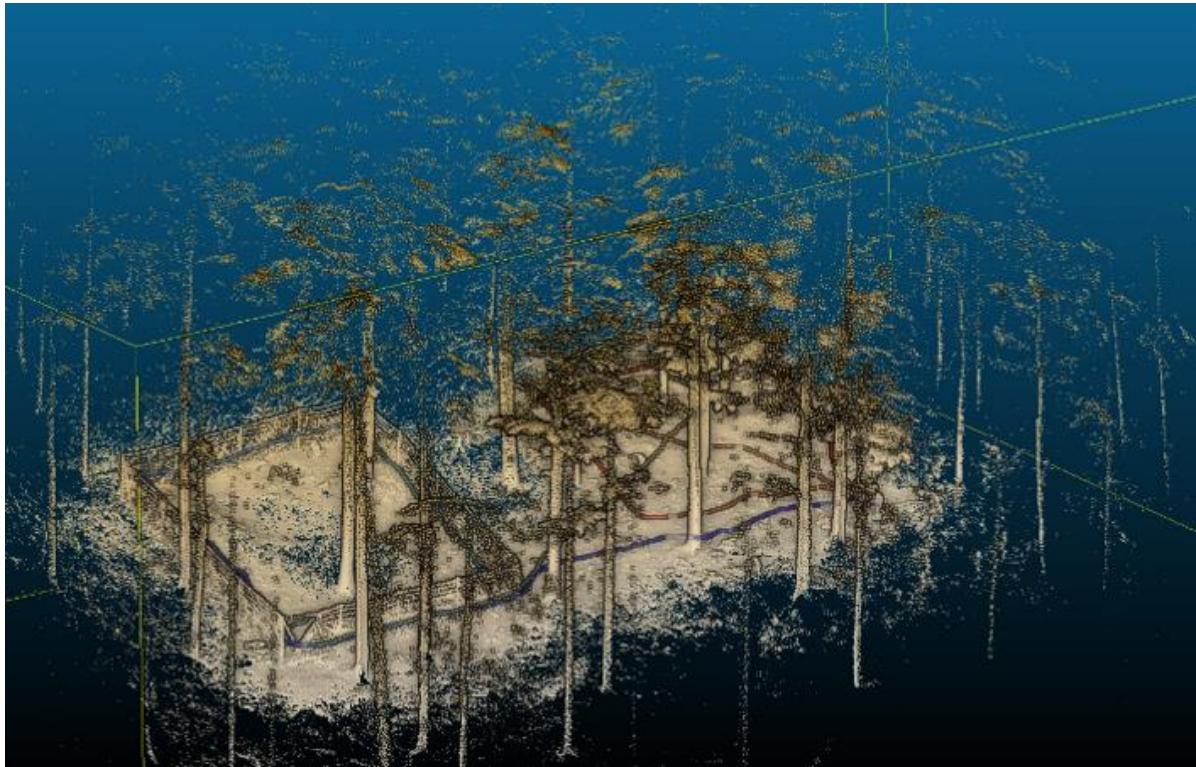


Abb. 39 Geschnittenes und konvertiertes Weiserflächenpaar (gezäunte (links) und ungezäunte (rechts)) Teilfläche.

Unter umfassenden Berechnungen der Daten zur Erstellung von 3D-Abbildungen ist für den direkten Flächenvergleich die sogenannte Box-Dimension „Db“ gewählt worden, welche einen gesamtheitlichen Wert darstellt und als Indiz der Komplexität gilt. Zur Untersuchung der unabhängigen Variablen und deren Beziehungen zueinander, kamen mehrere statistische Verfahren zum Einsatz. Signifikanten Einfluss auf den Komplexitätswert (Box-Counting-Dimension) haben eine Vielzahl an Variablen unterschiedlicher Ausprägung. Die im Zuge der Untersuchung vorliegenden und betrachtend erklärenden Variablen (unabhängig) sind in Abb. **40** dargestellt.

Variable	Faktorstufen / Wert	Beschreibung
Jagdvariante (Faktor)	A, B, C	Die im Rahmen des BioWild-Projektes ausgewiesenen Jagdvarianten
Oberstand (Faktor)	Rotbuche, Fichte	Hauptbaumart im Oberstand
Zaun (Faktor)	mit Zaun, ohne Zaun	Teilfläche eines Flächenpaares mit oder ohne Zäunung
Artenanzahl (numerisch)	1 - 9	Anzahl der auf der Fläche vorkommenden Pflanzenarten über 50 cm Höhe
Pflanzenanzahl (numerisch)	1 - 211	Anzahl der auf der Fläche vorkommenden Pflanzen über 50 cm Höhe
mittlere Pflanzenhöhe (numerisch)	53,0 – 159,1 cm	Die mittlere Pflanzenhöhe der Pflanzen über 50 cm, je untersuchter Fläche
Stammanzahl (numerisch)	0 - 7	Anzahl der auf den Flächen gezählten Baumstämme des Oberstandes
TSF₁₉ (numerisch)	3,4 % – 94,4 %	Totale, gemessene Strahlung unterhalb des Oberstandes im Jahr 2019

Abb. 40 Untersuchte Variablen des Box-Counting-Dimension am Beispiel der Pilotregion NRW

Ergebnisse und Diskussion

Struktur beeinflussende Faktoren wie die der Baumarten, Stammzahlen, des Lichteinfalls (Strahlung), Pflanzenarten und Pflanzenanzahl sowie der Zäunung/Nichtzäunung (Wildeinfluss) und des Jagdverhaltens bilden die statistisch signifikant ausgewiesenen Einflussfaktoren des Komplexitätswertes (Db).

Im Vergleich der vom Wildeinfluss ausgeschlossenen Flächen (gezäunt) mit den ungezäunten Vergleichsflächen weist die Komplexität der Gatterflächen in der Mehrheit der Pilotregionen leicht erhöhte Db's auf. Die Weisergatterpaare in Thüringen bilden hierbei eine Ausnahme: Db's im ungezäunten Bereich stellen sich hier deutlich höher dar als im Zaun. In NRW konnten keine Unterschiede zwischen den Weisergatterpaaren nachgewiesen werden. Das Niveau der Komplexitätswerte ist im Saarland am niedrigsten, gefolgt von Nordrhein-Westfalen während Sachsen-Anhalt und Baden-Württemberg eine Mittelstellung einnehmen (Abb. 41).

Die Komplexität der Flächen in Gattern zeigt sich also insgesamt den ungezäunten Untersuchungsflächen gegenüber oft nur leicht erhöht. Ein Erklärungsansatz bildet die durch Wildeinflüsse erhöhte Verzweigungsmorphologie der Gehölze auf den ungezäunten Flächen.

Flächen der Jagdvariante C weisen in den Pilotgebieten in NRW, SL und ST höhere Komplexitätswerte auf, als die anderer Jagdvarianten. Der bisher erfasste Ist-Zustand ist damit zu begründen, dass sich die Gebiete der C-Variante vor allem auf Flächen konzentrieren, die zu Projektbeginn als Flächen unter der Zielstellung entgegenstehenden Wildeinwirkungen einzuordnen, auf dem Wege der beabsichtigten Verbesserungen, aber noch nicht am Ziel angekommen sind.

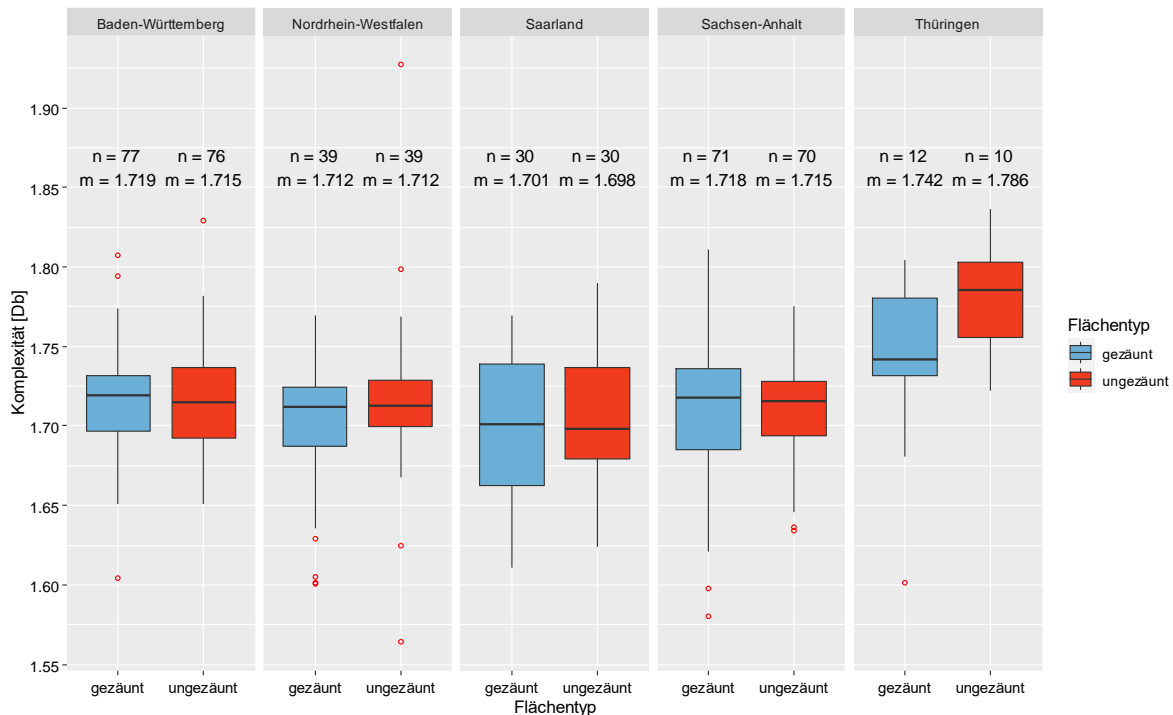


Abb. 41 Komplexitätswerte [Db] der gezäunten und ungezäunten Flächen

Thüringen nahm unter den Pilotregionen eine Ausnahmestellung ein, die Db's im ungezäunten Bereich erweisen sich deutlich höher als im Zaun. In NRW gibt es keine signifikanten Unterschiede zwischen den Flächen der Weisergatterpaare. Die Flächenentwicklungen unterliegen hier vor allem dem Faktor Licht. Auch bei sinkenden Wildbeständen und Wildeinfluss ist eine Flächenentwicklung hin zu höheren Anteilen beigemischter Laubgehölze nur im Zusammenspiel waldbaulicher Maßnahmen zu erreichen, dominante Baumarten zu regulieren, unterlegene Wunschzielarten ggf. fördern zu müssen.

Zu beachten wäre auch, dass in weiter entwickelten Waldverjüngungen zunehmend Astreinigung und Konkurrenzen zwischen den Bäumen auftreten, die zu einer Verringerung der Komplexität führen müssen. Komplexitätswerte sollten deshalb zukünftig nur innerhalb bestimmter Waldentwicklungsphasen verglichen werden. Während bei anfänglichen Waldverjüngungen geringe Komplexitätswerte auf fehlende Strukturen hinweisen, sind bei höher entwickelten Verjüngungsphasen wieder sinkende Komplexitätswerte bei hinreichenden Baumzahlen für die gewünschte waldbauliche Entwicklung durchaus als positiv zu bewerten.

Fazit

Die 3D-Scanmodellierung zur Berechnung der DB-Werte wurde erstmals erprobt und eignet sich als Verfahren Komplexität der Waldstruktur messbar abbilden und bewerten zu können.

Komplexitätswerte bilden keine Indizes für die Beschaffenheit der Artenzusammensetzung. Sie beschreiben aber die Strukturdiversität als eine mögliche Voraussetzung für Biodiversität.

Gebiete der C-Varianten konzentrieren sich z. T. auf Flächen besserer Standorte und Waldumbaumaßnahmen aber auch Verzweigungsmorphologien infolge Verbiss bedingen dadurch höhere Komplexitätswerte. Hier sind Weiterentwicklungen der Methodik erforderlich, um die Ursachen mit den Komplexitätswerten sachgerecht zu verbinden.

Strukturdiversität bedeutet für Wild jedoch stets Deckung, eine niedrigere Störungsabhängigkeit, geringere Fluchtdistanzen und somit eine Minimierung der Schadensanfälligkeit des Waldes.

Nahrungskapazität - Betrachtung und Diskussion

Neben den strukturellen Voraussetzungen der Lebensraumansprüche für Wild, um Äsungs-, Rückzugs-, Schutz- und Aufzuchträume aufsuchen zu können, ist die Nahrungskapazität eine zentrale und begrenzende Größe, um Naturressourcen und Habitattragfähigkeit für Wild zu definieren. Äsen ist ein natürliches Verhalten des Schalenwildes, das es im Habitat zu befriedigen sucht. Schalenwildbestände erreichen z. T. Höhen bei denen ihr Nahrungsbedarf nicht nur eine natürliche Waldentwicklung unterbindet, sondern auch die eigenen Lebensraumkomponenten in ihrer Verfügbarkeit so verändert, dass diese nur noch ungenügend zur Verfügung stehen, sogar die Verbisstoleranzen der Nahrungspflanzen überschritten und wessensfremde Nahrungsquellen (z. B. durch Schäl) erschlossen werden.

Berechnungen der oberirdischen Pflanzenmasse ermöglichten mit Hilfe des Programmes PhytoCalc (Bolte et al. 2002) die Nahrungskapazität auf der Grundlage Biomassevorräte zu berechnen. Hinsichtlich der Sommervegetation können für die Pilotregionen im BioWild aus den Daten der Projektpartner aus Göttingen erste Vergleiche der Trockenmassen aufgezeigt werden (Abb. 42). Thüringen und BW wiesen die höchsten Werte auf, Tendenz mit 3.200-3.700 kg/ha steigend. Das Saarland hatte mit 1.900-2.200 kg/ha die niedrigsten Werte, gefolgt von Nordrhein-Westfalen mit 1.900–2.500 kg/ha. Sachsen-Anhalt nahm die Mittelstellung aller Pilotgebiete mit Werten zw. 2.400–2.700 kg/ha ein und hatte die geringsten Schwankungen.

Für die weiteren Auswertungen wären vor allem die Bestimmung der Winteräsungskapazitäten aussagekräftig, um Einschätzungen zur quantitativen und qualitativen Beschaffenheit der Nahrungshabitate treffen zu können, aus der heraus sich die tatsächliche, maximale Tragfähigkeit für die Höhe der Wildbestände unter dem Ansatz des Mindestnahrungsbedarfes ableiten ließe. Eine Schadensfreiheit ist beim Erreichen dieser Wildbestände dennoch nicht immer zu erwarten und muss weiterhin durch ein Wildeinflussmonitoring abgesichert werden.

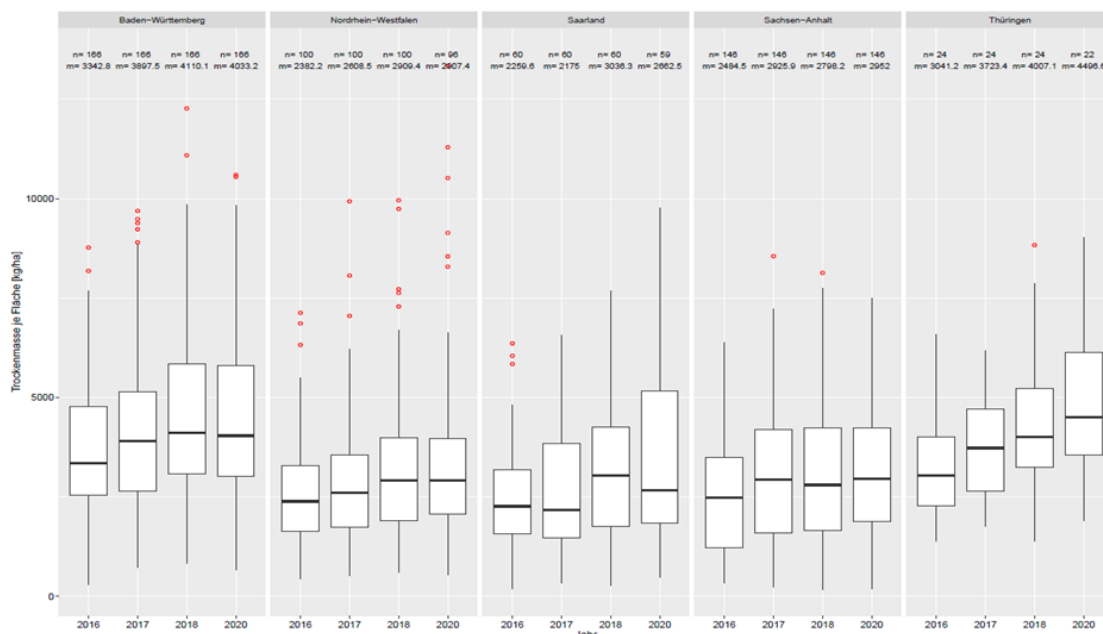


Abb. 42 Trockenmassen Pflanzen im Sommer nach Pilotgebieten und Jahr

2.1.2.5 Statistik

Für die Aufnahme, Darstellung und statistische Auswertung der gewonnenen Daten wurden die Programme Microsoft Excel 2016 und RStudio Version 1.1.463 (RStudio Team 2018) mit den Packages conover.test Version 1.1.5 (Dinno 2017), ggplot2 Version 3.3.2 (Wickham et al. 2020), PMCMRplus Version 1.4.4 (Pohlert 2020), plyr Version 1.8.4 (Wickham 2016) und tidyverse Version 1.3.0 (Averick 2019; Wickham et al. 2019) verwendet.

Die ein Großteil der Daten laut Shapiro-Wilk-Test keine Normalverteilung aufweist, wurden alle Daten einheitlich mit nichtparametrischen Tests ausgewertet. Die Analyse bezüglich statistisch signifikanter Unterschiede erfolgte dabei im Fall multivariater Daten mittels Kruskal-Wallis-Test (KW) in Verbindung mit dem Conover-Iman-Post-Hoc-Test, im Fall bivariater Daten mittels Mann-Whitney-U-Test (MU).

2.1.2.6 Weitere Ergebnisse aus unveröffentlichten Abschlussarbeiten

Neubert, D. (2019): Analyse der jagdlichen Einrichtungen auf Flächen der Dübener Heide, die im Rahmen des BioWild-Projektes unter dem Bejagungskonzept HZW (Habitat anzupassende Wildbestände), Masterarbeit, TU Dresden, Professur für Waldschutz. 131 Seiten.

Makarski, D. A. (2018): Analyse der Waldränder und des Deckungsschutzes für Schalenwild zur Berücksichtigung bei der Besucherlenkung in der BioWild-Pilotregion Nordrhein-Westfalen, Masterarbeit Universität Rostock, 107 Seiten.

Groschke, M. (2020): Zur LiDAR-gestützten Untersuchung von Habitatstrukturen auf Versuchsflächen des BioWild-Projektes in Nordrhein-Westfalen - eine explorative Studie in der Thematik des Laserscans, Masterarbeit, TU Dresden, Professur für Waldschutz, 121 Seiten.

2.1.3 Auswirkungen von Schalenwild auf Ökosystemleistungen und Baumartenzusammensetzung (TU München)

Gliederung

2.1.3.1 Inventurdesign

2.1.3.2 Ökonomische Evaluation und Risikoanalysen

2.1.3.3 statistische Auswirkungen

2.1.3.1 Inventurdesign

Nach der Vorhabensbeschreibung des BioWild-Projektes war es Aufgabe der TUM zum Auftakt des Projektes ein statistisches Modell zur Schätzung der Wahrscheinlichkeit Naturverjüngung an einem bestimmten Ort aufzufinden zu entwerfen und auf die Waldflächen der Pilotregionen anzuwenden. Das Modell sollte den Projektpartnern der Universität Göttingen unterstützen, objektiv geeignete Stichprobenpunkte zur Errichtung der Weisergatter und Kontrollflächen zu finden. Somit sollte ein aussagekräftiger Stichprobenumfang am Versuchsobjekt „Waldverjüngung“ gewährleistet werden.

Es wurde ein lineares gemischtes Modell ausgewählt, das mit dem binär codierten Verjüngungsdatensatz [Verjüngung vorhanden/nicht vorhanden] der dritten Bundeswaldinventur

trainiert wurde. Die Variablen Bestandesgrundfläche, Anzahl der Bestandesschichten, Besitzstruktur, Hangneigung und Bestandestyp, sowie das mittlere Alter und der mittlere Baumdurchmesser des Hauptbestandes wurden in das Modell aufgenommen, aufgrund ihres signifikanten Einflusses auf die Verjüngungswahrscheinlichkeit. Das finale Modell zeichnet sich durch seine hohe Präzision aus: Mittels eines unabhängigen Datensatzes konnte die TUM in 73.51% der Fälle, die Präsenz von Verjüngung korrekt bestimmen.

Die Anzahl der Bestandesschichten war die einflussreichste Variable auf die Verjüngungswahrscheinlichkeit: Die Erhöhung der Anzahl der Bestandesschichten von einer auf zwei erhöhte die Verjüngungswahrscheinlichkeit um fast das Zwölfwache. Mit einer dritten Schicht (durch Einzelbaumdurchforstungen) erhöhte sich diese Wahrscheinlichkeit um das 36-Fache im Vergleich zu einem Bestand mit einer Schicht (s. Abb. 43 A). Insbesondere die in vielschichtigen Beständen typischen Einzelbaumdurchforstungen öffnen Lichtkegel im Kronendach des Altbestandes, die Naturverjüngung begünstigen.

Zudem erklärt die Eigentumsstruktur bis zu einem gewissen Grad die Verjüngungswahrscheinlichkeit. Bestände in Staatswäldern hatten eine um 22 % höhere Verjüngungswahrscheinlichkeit als Privatwälder, während Kommunalwälder eine geringere Wahrscheinlichkeit als Privatwälder aufwiesen (s. Abb. 43 B). Es konnten zwei Faktoren ausfindig gemacht werden, die den Effekt der Eigentumsstruktur erklären: Zum einen liegen Vielzahl der Staatswälder in Gebieten, deren Klima- und Standortbedingungen der natürlichen Verjüngung zuträglich sein könnten, sind. Zum andern könnte die höhere Wahrscheinlichkeit des Auftretens von Naturverjüngung in Staatswäldern darin bestehen, dass diese Wälder auf eine Weise bewirtschaftet werden, die Naturverjüngung fördert.

Des Weiteren haben Mischbestände im Vergleich zu reinen Nadelholzbeständen eine geringere Wahrscheinlichkeit für das Auftreten von Naturverjüngung, während reine Laubholzbestände eine fast gleiche Wahrscheinlichkeit aufweisen (s. Abb. 43 C). Eine Erklärungsmöglichkeit für dieses Phänomen könnte ein generell höherer Kronenschlussgrad in Mischbeständen sein (z.B. Pretzsch, 2014), und die somit verringerte Lichtverfügbarkeit für die Waldbodenvegetation.

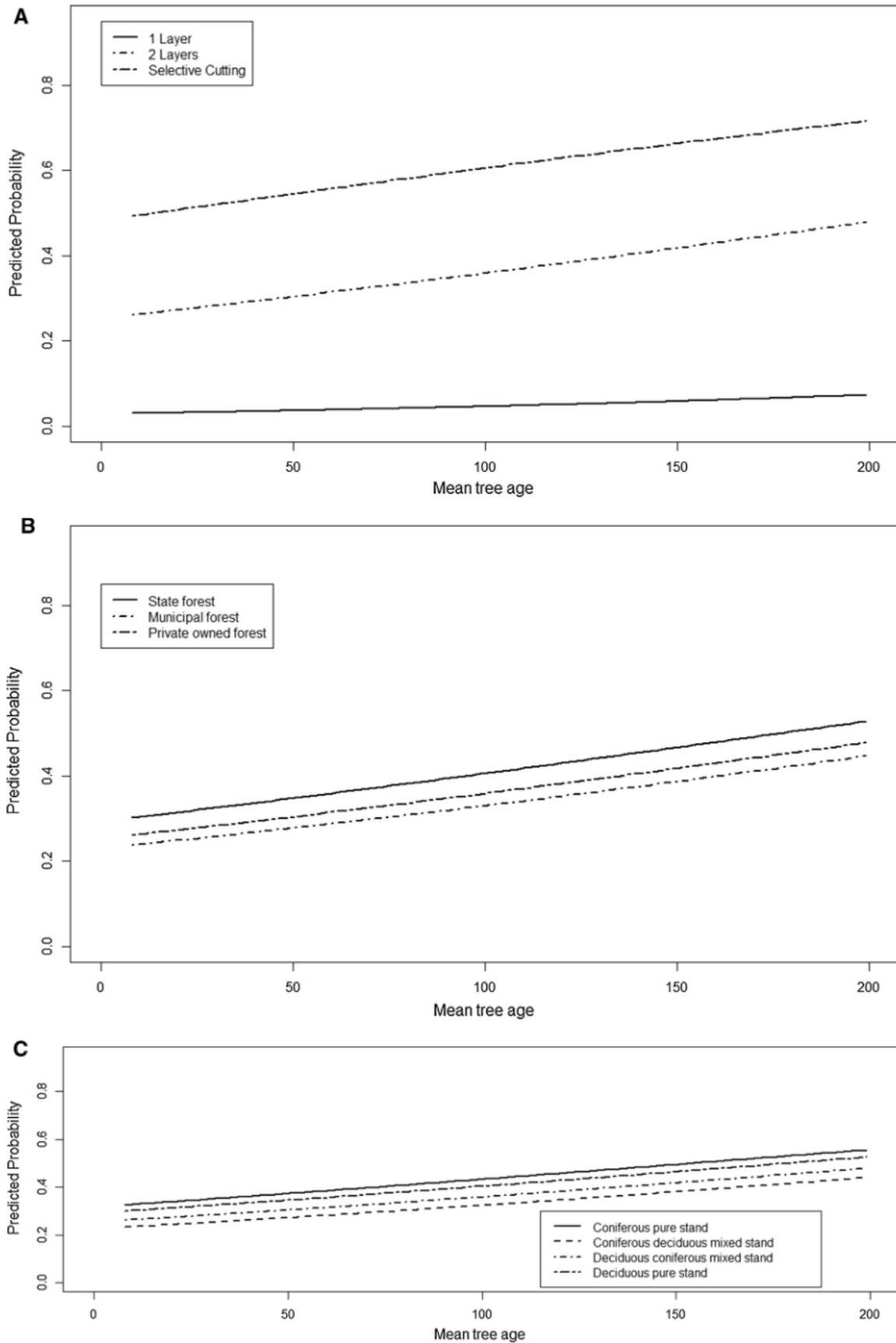


Abb. 43 Geschätzte Naturverjüngungs-Wahrscheinlichkeit (Vorhersagen sind bis zu einem Alter von 200 Jahren aufgetragen, da es nur sehr wenige Fälle mit höherem Alter gibt). A Variable Anzahl der Bestandsschichten variiert; B Variable Eigentumsstruktur variiert; C Variable Bestandstyp variiert. Auszug aus Kolo et al. (2017).

Zur Auswahl der Weisergatterflächen wurde ein 200 x 200 Meter-Raster über die Pilotregionen gelegt und für jeden Schnittpunkt mittels des beschriebenen Modells auf der Basis der vorhandenen Forsteinrichtungs-, Klima- und Standortdaten die Verjüngungswahrscheinlichkeit ermittelt. Die Schnittpunkte mit der höchsten Verjüngungswahrscheinlichkeit wurden dann für die Einrichtung von Probeflächen von der Uni Göttingen in Betracht gezogen. Wenn die Datenlage unzureichend war und somit keine Verjüngungswahrscheinlichkeit ermittelt werden konnte, wurden die Probeflächen zur Wahrung der Objektivität mittels Zufallsauswahl per Computer aus dem Rasterpunkte-Pool gezogen. Auf Vorschläge von Waldbesitzern, Jagdausübungsberechtigten oder Förstern wurde aufgrund des Versuchsdesigns nicht zurückgegriffen.

Darüber hinaus wurde eine Möglichkeit geschaffen, die es der TUM erlaubt auch die Verjüngungswahrscheinlichkeit einzelner Baumarten vorherzusagen. Diese Option fand allerdings bei der Findung der Weisergatterstandorte im BioWild-Projekt keine Anwendung. Die Methode wurde von Kolo et al. (2017) im *European Journal of Forest Research* veröffentlicht.

2.1.3.2 Ökonomische Evaluation und Risikoanalysen

Die TUM plante, laut Vorhabensbeschreibung, die Risiken von Wildverbiss für die Waldbestände im Hinblick auf ökonomische Parameter und weitere Ökosystemleistungen abzuschätzen. Ökosystemleistungen umfassen eine Reihe von Ökosystemaspekten, welche für uns nützlich sind, beispielsweise die Bereitstellung von Holz oder die Klimaregulation durch Speicherung von Kohlenstoff. Selektiver Verbiss kann, wie in Kapitel 2.1.3 gezeigt, die Konkurrenzverhältnisse und damit auch die Baumartenzusammensetzung in einem Waldbestand verschieben. Die Baumartenzusammensetzung wiederum beeinflusst die Bereitstellung von Ökosystemleistungen. Die Zusammensetzung unserer Waldbestände wird aber nicht allein durch den Wildeinfluss bestimmt. Waldbesitzende können die Baumartenzusammensetzung steuern, z.B. durch Pflanzung, Saat bzw. Naturverjüngung (gezielte Umlichtung der Altbäume, die sich verjüngen sollen). Eine solche gezielte Steuerung ist auf den BioWild-Projektflächen jedoch nicht bzw. selten erfolgt, sodass die konkurrenzstarke Buche auf den meisten Untersuchungsflächen dominiert. Zur Beurteilung des Wildeffekts auf die Ökosystemleistungen in den BioWild-Pilotregionen verglich die TUM die in 2020 erfassten Verjüngungsbestände mit optimierten Referenzbeständen.

Zunächst wurde mithilfe einer simultanen Kompromissoptimierung, deren Methode im Rahmen dieses Projektes erarbeitet und in internationalen Fachzeitschriften publiziert wurde (s. Knoke, Kindu, et al., 2020; Kolo et al., 2020), Referenzbestände erschaffen, die eine Auswahl an Ökosystemleistungen (Holzproduktion, Kohlenstoffspeicher, aufsummierte Einnahmen aus Holzerlösen und Rentabilität (Bodenertragswert)) bestmöglich erfüllen. Darüber hinaus wurde noch die Heterogenität (Vielfalt der Altersklassen und Baumarten) der Referenzbestände bewertet. Der Optimierungsalgorithmus wurde mit Baumarten(-gruppen): Laubbäume, Fichte, Tanne, Douglasie, die in den Pilotregionen typischen sind, initialisiert. Der Algorithmus vermag es zur Zielerreichung (bestmögliche Bereitstellung der Ökosystemleistungen) an folgenden Stellschrauben zu "drehen": Baumartenanteile, Verjüngungsbeginn, Abfolge der Verjüngungshiebe. Das Optimierungsmodell zeichnet sich also dadurch aus, dass die Baumartenzusammensetzung und die Eingriffsstärken nicht vorab definiert werden müssen; diese Informationen sind vielmehr Ergebnisse der Optimierung. Des Weiteren wird

bei den Optimierungen unterstellt, dass der Waldbesitzer sich gegen Risiken (z.B. Ausgelöst durch (in-)direkte Effekte des Klimawandels) absichern möchte, aber dennoch ein möglichst gutes ökonomisches Ergebnis erzielen will (hier ausgedrückt durch den Bodenertragswert). Nachfolgend konnte dann, beispielhaft anhand der BioWild-Pilotregion, der Wildeinfluss auf die Bereitstellung von Ökosystemleistungen von der TUM bewertet werden.

Es wurden strukturreiche, gemischte, dauerwald-artige Referenzbestände generiert. Die Referenzbestände stellen bereits ein aussagekräftiges Zwischenergebnis dar: Um vielfältige Ökosystemleistungen in Anbetracht von Bestandesrisiken und Unsicherheiten bereit zu stellen, bedarf es arten- und strukturreiche Bestände. Der Wegfall einer einzelnen Baumart, sei es durch Wild, Ausschattung konkurrenzstarker Baumarten oder gar von den Waldbesitzenden gewollt, kann die Bereitstellung der Ökosystemleistungen drastisch beeinträchtigen (s. Bödeker & Knoke, 2020, 2021).

Nachfolgend konnte von der TUM der in den Pilotregionen vorgefundene Wildeinfluss auf die Zielkriterien bewertet werden. Es wurden die verbissbedingten Differenzen der Baumartenzusammensetzung und ergänzende Kulturkosten (abgeleitet anhand der Baumzahlen), der Zaun- und Vergleichsflächen den idealen Referenzbeständen gegenübergestellt und die Erfüllung der jeweiligen Ökosystemleistung bewertet. Dabei wurde festgelegt, dass die jeweilige Ökosystemleistung im idealen Referenzbestand zu 100% erreicht wird. Die Erfüllungsgrade eines Zielkriteriums einer Zaun- oder Vergleichsfläche konnten dann miteinander verglichen werden (s. Abb. 42). In einigen Pilotregionen in denen Laubbaumarten stark dominierten, wurden Beispielrechnungen mit einer theoretischen Einbringung der Baumart Douglasie durchgeführt, um aufzuzeigen wie sich die Zielkriterien unter einer Diversifizierung des Baumartenportfolios entwickeln. Ferner ist hervorzuheben, dass die bisherige Datengrundlage nur vorsichtige Aussagen über den Wildeinfluss auf die Zielkriterien erlaubt.

Baden-Württemberg

In den Zaunflächen lag der gesicherte Baumartenanteil (Höhe > 1,3m) von Fichte bei 25%, Tanne bei 9% und 66% bei den Laubholzarten. Mit Wildeinfluss lag der Baumartenanteil von Fichte bei 5%, 11% Tanne und 84% bei Laubholz. Sowohl in der Zaun- als auch in der Vergleichsfläche hatte die Buche den höchsten Laubholzanteil. Weiterhin wurden 55% weniger Bäumchen auf den Vergleichsflächen vorgefunden (folglich wurden in der Modellierung erhöhte ergänzende Kulturkosten angesetzt). Die Erfüllungsgrade der baden-württembergischen Pilotregion zeigen einen deutlichen verbissbedingten Verlust der finanziellen Leistungsfähigkeit des Waldes (-65 Prozentpunkte bei der Rentabilität gegenüber der Vergleichsfläche; s. Abb. 44). Der Verlust beziffert sich auf eine Reduktion des Bodenertragswertes von etwa 4.000 € ha⁻¹, bzw. der Bodenrente von 60 € ha⁻¹ a⁻¹. Dieser wildbedingte Verlust übersteigt deutlich die gängigen Jagdpacht-Einnahmen eines Waldbesitzenden. Zu der Verlustrechnung ist hervorzuheben, dass es sich hierbei um sehr konservative Werte handelt: Die TUM ist immer von einer vorhandenen Naturverjüngung ausgegangen, die nur durch Pflanzung ergänzt werden muss, und es wurden keine Kosten durch verbissbedingte Wuchsverzögerungen (s. Kapitel 2.5.3) oder Präventivmaßnahmen (z.B. Zaunbau) veranschlagt. Es ist also davon auszugehen, dass die realen ökonomischen Verluste die Berechnungen der TUM beträchtlich übertreffen. Die Erfüllungsgrade der Ökosystemleistungen Holzproduktion, Kohlenstoffspeicher und Heterogenität der Bestände zeigen keine oder nur geringere Differenzen in Abhängigkeit vom Wildeinfluss. Die ausgeglichenen Erfüllungsgrade zwischen Zaun- und Vergleichsfläche bei der Kohlenstoffspeicherung erklären sich durch die erhöhten Kulturkosten auf den Vergleichsflächen. Diese Kosten führen zu einem Herauszögern von Kulturinvestitionen und somit zu einem Herauszögern von Verjüngungshieben. So wird im Schnitt in den Beständen, basierend auf den Vergleichsflächen, genauso viel Kohlenstoff gebunden

wie in den Beständen der Zaunflächen.

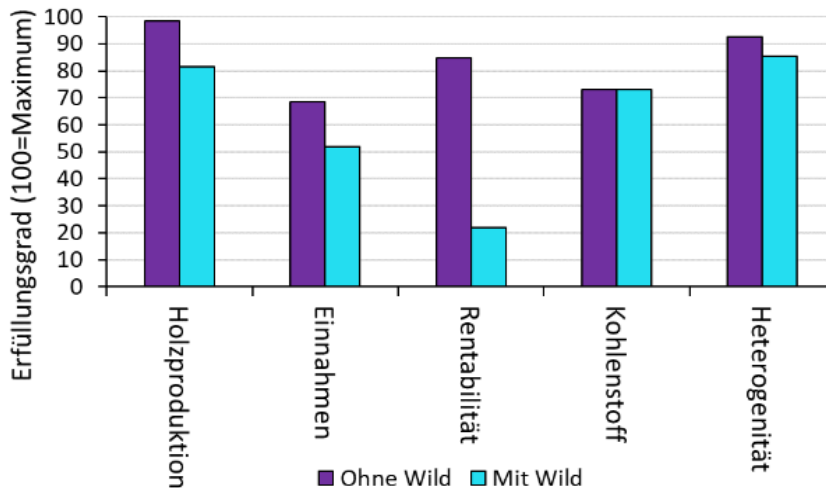


Abb. 44 Erfüllungsgrade der Zielkriterien für die Pilotregion Baden-Württemberg, mit (blau) und ohne (lila) Wild-einfluss.

Nordrhein-Westfalen

In den Zaunflächen lag der gesicherte Baumartenanteil (Höhe > 1,3m) von Fichte bei 38% und 62% bei den Laubholzarten. Mit Wildeinfluss lag der Baumartenanteil von Fichte bei 42% und 58% bei Laubholz. Gleichzeitig wurden 60% weniger Bäumchen auf den Vergleichsflächen vorgefunden (folglich wurden in den Optimierungen für dies Flächen erhöhte Kulturkosten angesetzt). Die Erfüllungsgrade in NRW zeigen einen deutlichen verbissbedingten Verlust der finanziellen Leistungsfähigkeit des Waldes (-20 Prozentpunkte gegenüber der Vergleichsfläche; s. Abb. 45). Die Erfüllungsgrade der bewerteten Heterogenität mit und ohne Wildeinfluss entsprechen nahezu den 100% des Referenzbestandes. Die Ökosystemleistungen Holzproduktion und Kohlenstoffspeicher der Bestände zeigen keine oder kaum Differenzen. Die Verjüngungsentwicklung in der Pilotregion zeigt, dass Ökosystemleistungspotentiale nur durch eine Kombination aus Wildeinflussregulierung und eine aktive, waldbauliche Steuerung der Baumartenzusammensetzung erschlossen werden können: In der Beispielrechnung mit einer Reduktion des Fichten- und Laubholzanteils zu jeweils 15% und einer Einbringung von 30% Douglasie, verbesserten sich alle Zielwerte (bis auf Heterogenität) deutlich (s. Abb. 45): Holzproduktion um +21 Prozentpunkte (PP), Einnahmen aus Holzerlösen um +35 PP, Rentabilität um +54 PP und Kohlenstoffspeicherung um +25 PP.

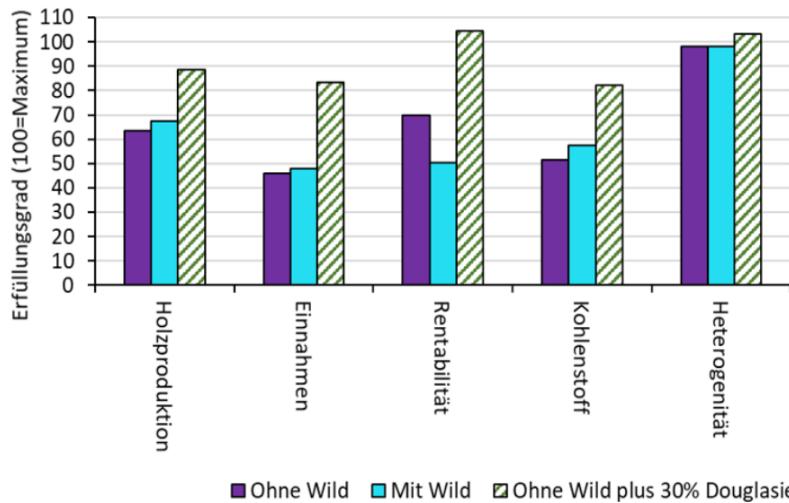


Abb. 45 Erfüllungsgrade der Zielkriterien für die Pilotregion in NRW, mit (blau) und ohne (lila) Wildeinfluss und der Beispielrechnung mit einer aktiven Steuerung der Baumartenanteile (grün gestreift).

Thüringen

In den Zaunflächen lag der gesicherte Baumartenanteil (Höhe > 1,3m) bei 100% Laubholzarten. Mit Wildeinfluss lag der Baumartenanteil von Fichte bei 1% und 99% bei Laubholz. Sowohl in der Zaun- als auch in der Vergleichsfläche hat die Buche den dominantesten Laubholzanteil. Weiterhin wurden 48% weniger Bäumchen auf den Vergleichsflächen vorgefunden (folglich wurden erhöhte Kulturkosten angesetzt). Die Erfüllungsgrade der thüringischen Pilotregion zeigen einen deutlichen verbissbedingten Verlust der finanziellen Leistungsfähigkeit des Waldes (-23 Prozentpunkte gegenüber der Vergleichsfläche; s. Abb. 46). Der Wildeinfluss führt sogar zu einem negativen Bodenertragswert (Rentabilität). Die Ökosystemleistungen Holzproduktion, Kohlenstoffspeicher und Heterogenität der Bestände zeigen geringere bis keine Differenzen durch Wildeinfluss. Allerdings stieß das Optimierungsmodell in der Pilotregion Thüringen mit seinen auf Laubholz fokussierten Betrieben an seine Grenzen, da alle Laubbäume als eine einzelne Baumartengruppe klassifiziert werden müssen und folglich keine Baumartendiversität berücksichtigt werden kann. In einer Beispielrechnung mit einer Reduktion des Laubholzanteils in den Zaunflächen um 20% zugunsten von Douglasie, verbesserten sich alle Zielwerte (bis auf Heterogenität) gegenüber den Vergleichsflächen deutlich (s. Abb. 46): Holzproduktion um +25 PP, Einnahmen aus Holzerlösen um +41 PP, Rentabilität um +71 PP und Kohlenstoffspeicherung um +27 PP.

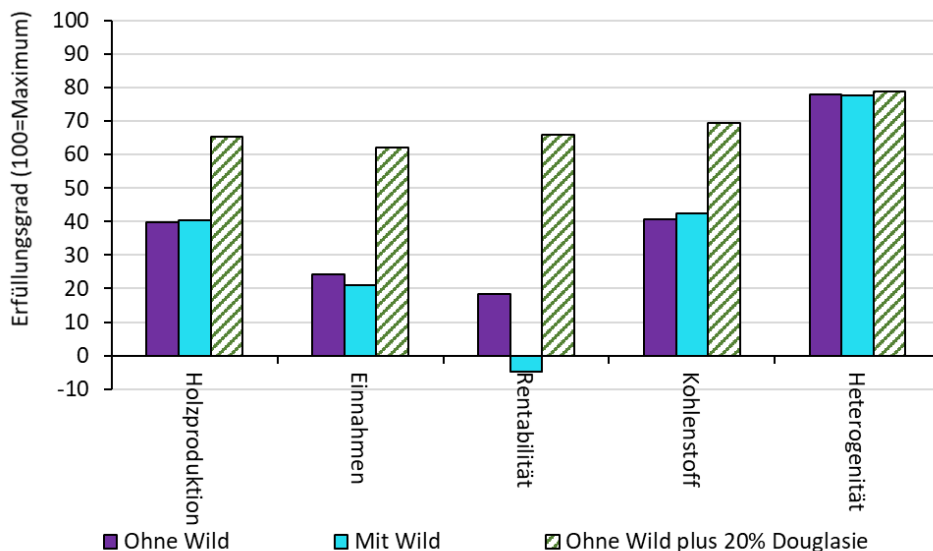


Abb. 46 Erfüllungsgerade der Zielkriterien für die Pilotregion Thüringen, mit (blau) und ohne (lila) Wildeinfluss und der Beispielrechnung mit einer aktiven Steuerung der Baumartenanteile (grün gestreift).

Sachsen-Anhalt

In den Zaunflächen lag der gesicherte Baumartenanteil (Höhe > 1,3m) von Fichte bei 3%, Douglasie bei 1% und 96% bei den Laubholzarten. Mit Wildeinfluss lag der Baumartenanteil von Fichte bei 2%, 1% Douglasie und 97% bei Laubholz. Sowohl in der Zaun- als auch in der Vergleichsfläche hat die Buche den dominantesten Laubholzanteil. Weiterhin wurden 79% weniger Bäumchen auf den Vergleichsflächen vorgefunden (folglich wurden erhöhte Kulturkosten angesetzt). Die Erfüllungsgrade der Pilotregion in Sachsen-Anhalt zeigen einen deutlichen verbissbedingten Verlust der finanziellen Leistungsfähigkeit des Waldes (-39 Prozentpunkte gegenüber der Vergleichsfläche; s. Abb. 47). Der Wildeinfluss führt sogar zu einem leicht negativen Bodenertragswert (Rentabilität). Die Ökosystemleistungen Holzproduktion, Kohlenstoffspeicher und Heterogenität der Bestände zeigen geringere bis kaum Differenzen durch Wildeinfluss. Die Verjüngungsentwicklung in der Pilotregion zeigt, dass Ökosystemleistungspotentiale nur durch eine Kombination aus Wildeinflussregulierung und eine aktive, waldbauliche Steuerung der Baumartenzusammensetzung erschlossen werden können: In einer Beispielrechnung mit einer Reduktion des Laubholzanteils in den Zaunflächen um 16% zugunsten von Douglasie, verbesserten sich alle Zielwerte (bis auf Heterogenität) gegenüber den Vergleichsflächen deutlich (s. Abb. 47): Holzproduktion um +20 PP, Einnahmen aus Holzerlösen um +36 PP, Rentabilität um +78 PP und Kohlenstoffspeicherung um +20 PP.

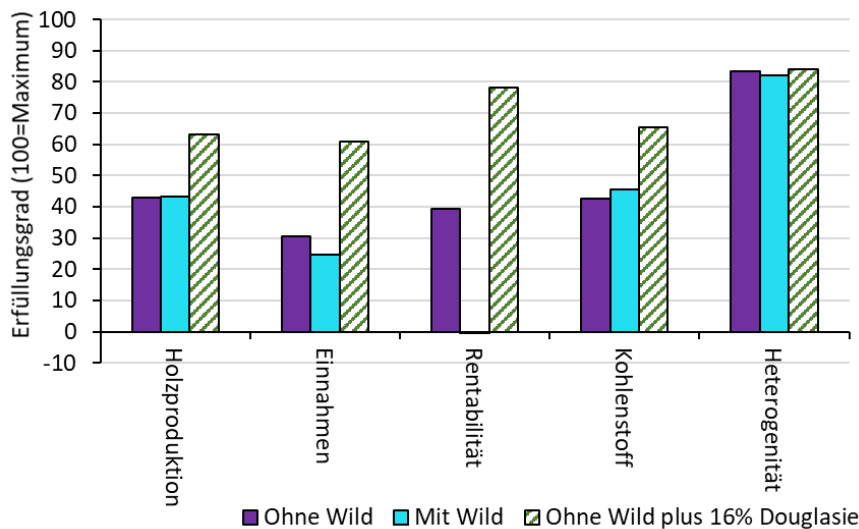


Abb. 47 Erfüllungsgerade der Zielkriterien für die Pilotregion Sachsen-Anhalt, mit (blau) und ohne (lila) Wildeinfluss und der Beispielrechnung mit einer aktiven Steuerung der Baumartenanteile (grün gestreift).

Saarland

In den Zaunflächen lag der gesicherte Baumartenanteil (Höhe > 1,3m) von Fichte bei 3%, Douglasie bei 2% und 95% bei den Laubholzarten. Mit Wildeinfluss lag der Baumartenanteil von Fichte bei 1%, 0% Douglasie und 99% bei Laubholz. Sowohl in der Zaun- als auch in der Vergleichsfläche hat die Buche den dominantesten Laubholzanteil. Weiterhin wurden 50% weniger Bäumchen auf den Vergleichsflächen vorgefunden (folglich wurden erhöhte Kulturkosten angesetzt). Die Erfüllungsgrade der Saarländischen Pilotregion zeigen einen deutlichen verbissbedingten Verlust der finanziellen Leistungsfähigkeit des Waldes (-32 Prozentpunkte gegenüber der Vergleichsfläche; s. Abb. 48). Der Wildeinfluss führt sogar zu einem negativen Bodenertragswert (Rentabilität). Die Ökosystemleistungen Holzproduktion, Kohlenstoffspeicher und Heterogenität der Bestände zeigen geringere bis kaum Differenzen durch Wildeinfluss. Die Verjüngungsentwicklung in der Pilotregion zeigt, dass Ökosystemleistungspotentiale nur durch eine Kombination aus Wildeinflussregulierung und eine aktive, waldbauliche Steuerung der Baumartenzusammensetzung erschlossen werden können: In einer Beispielrechnung mit einer Reduktion des Laubholzanteils in den Zaunflächen um 15% zugunsten von Douglasie, verbesserten sich alle Zielwerte (bis auf Heterogenität) gegenüber den Vergleichsflächen deutlich (s. Abb. 48): Holzproduktion um +18 PP, Einnahmen aus Holzerlösen um +31 PP, Rentabilität um +59 PP Kohlenstoffspeicherung um +17 PP.

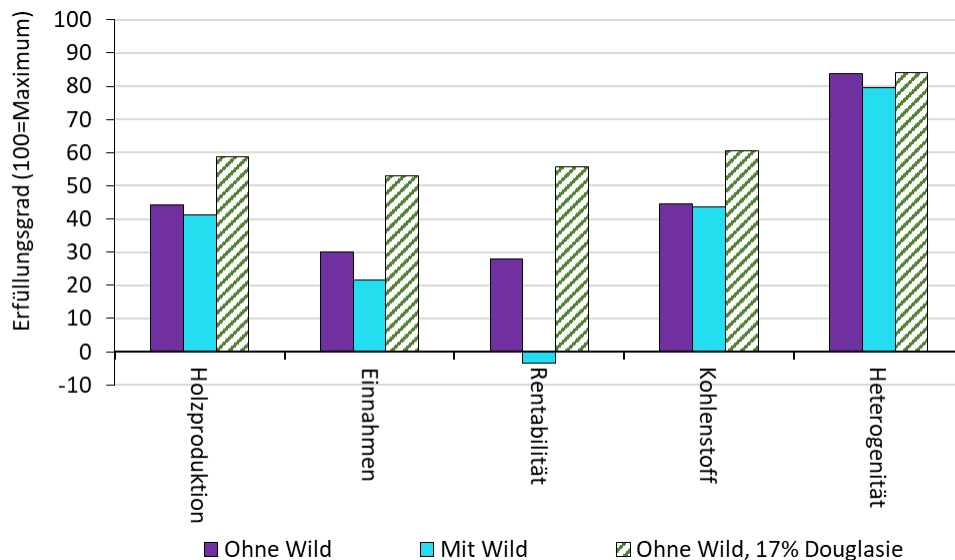


Abb. 48 Erfüllungsgrade der Zielkriterien für die Pilotregion Saarland, mit (blau) und ohne (lila) Wildeinfluss und der Beispielrechnung mit einer aktiven Steuerung der Baumartenanteile (grün gestreift).

2.1.3.3 Statistische Auswertung

Neben der in der Vorhabensbeschreibung erwähnten, statistisch beratenden Tätigkeit wurden von der TUM eigenständige Auswertungen durchgeführt und Methoden erarbeitet. Der Fokus wurde auf die Quantifizierung und Beeinflussbarkeit von Wildverbiss, sowie auf die Auswirkungen und Bedeutung des Wildverbisses auf die Waldverjüngung gelegt.

Der zeitlich begrenzte, 6-jährige Einblick in die Vegetation-Wald-Wild-Dynamik erlaubt per se keine Aussagen über die mittel- oder langfristige Entwicklung der Verjüngung mit und ohne Wild, da Wildverbiss, insbesondere am Terminaltrieb, einen Baum über Jahre hinweg durch verschobene Konkurrenzverhältnisse beeinträchtigen kann. Deshalb widmete sich die TUM der Variable Höhenwachstum der Verjüngung, das sensibel auf biotische und abiotische Einflussparameter reagiert und das ein Proxy für (verbissbedingte) Mortalität ist; bevor es zum Absterben eines Bäumchens kommt, sei es verbissbedingt oder im Rahmen der natürlichen Differenzierung, kommt es zuerst zu Höhenwachstumsverlusten (s. Eiberle & Nigg, 1987). Mittels eines Random Forest Modells, das sich Methoden des maschinellen Lernens bedient, modellierte die TUM über die Generierung zahlreicher Entscheidungsbäume aus einer Vielzahl an potenziellen Höhenwachstum-Einflussvariablen (wie Verbiss, Licht, Klima, Standort) den mittleren jährlichen Höhenzuwachs der einzelnen Weisergatter- und Vergleichsflächen. So konnte zum einen die Bedeutung der einzelnen Einflussvariablen auf den Höhenzuwachs bestimmt und zum anderen die direkte Abhängigkeit einer Einflussvariable zur Zielvariablen Höhenzuwachs grafisch dargestellt werden. Die Modellierungen konzentrierten sich auf die seltenen, selektiv verbissenen Baumartengruppen ab einer Höhe von 50 cm, die nach dem Standard der Bundes Wald Inventur zusammengefasst wurden: "andere Laubbaumarten mit hoher Lebensdauer" *aLh*, "andere Laubbaumarten mit niedriger Lebensdauer" *aLn*, seltene Nadelhölzer (Tanne, Douglasie, Lärche) *sN*. Der Verbiss wurde als Verbisswahrscheinlichkeit quantifiziert, was vergleichbar mit dem Verbissprozent zu interpretieren ist (Bödeker et al., 2021).

Die Ergebnisse der TU München zeigen, dass Wildverbiss einen großen Einfluss auf das Höhenwachstum der jungen Bäume hat. Insbesondere ist der Verbiss am Leittrieb bei den Baumartengruppen *aLh* und *aLn* unter den 5 Höhenwachstum beeinflussensten Faktoren. Bei den *sN* liegt Wildverbiss im Mittelfeld der bedeutendsten Einflussfaktoren (siehe Abb.

49). Allerdings waren im Schnitt die Laubbäume mehr als sechsmal stärker durch Verbiss beeinträchtigt als Nadelbäume.

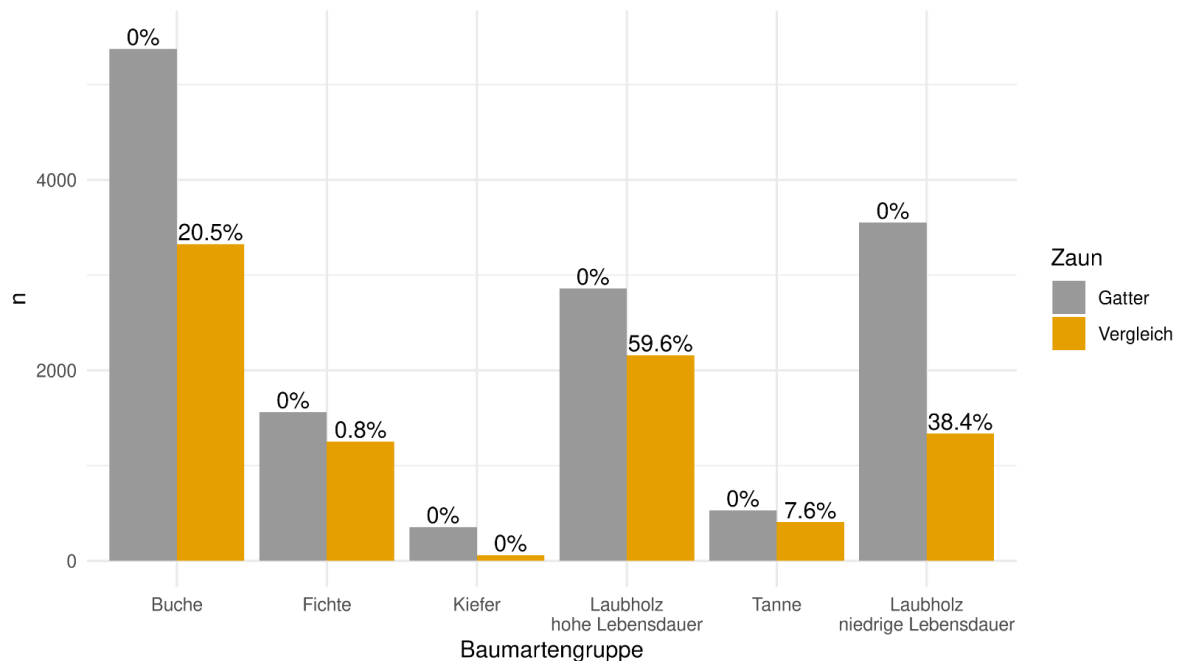


Abb. 49 Baumartenverteilung in der Verjüngungsschicht mit Verbissprozenten über den Histogrammbalken; n entspricht dem Stichprobenumfang der jeweiligen Baumartengruppe des BioWild-Datensatzes zwischen 50 und 500cm im Jahr 2020.

Bei aLh war der mittlere jährliche Höhenzuwachs auf nicht oder nur wenig (Verbisswahrscheinlichkeit < 10%) verbissenen Parzellen am höchsten. Das Überschreiten der 10 % Verbiss-Schwelle führte zu einem abrupten Rückgang des Höhenzuwachses. Den Schwellenwert vor diesem Rückgang definieren wir als Kippunkt. Nach Überschreiten des Kippunkts erholte sich das jährliche Höhenwachstum nicht mehr, sondern nahm mit geringer Steigung stetig ab. Ähnliche Beobachtungen konnten bei aLn gemacht werden. Allerdings wurde hier der Kippunkt bei einem BP von etwa 40% erreicht. Wir können ausschließen, dass die beobachteten Kippunkte das Ergebnis einer Überanpassung (ein sog. Overfit) unseres Modells sind; die Datendichte deutet weder auf eine Clusterbildung hin, die auf einen ortsabhängigen "zufälligen" Effekt hindeuten könnte, noch lassen sie aufgrund einer geringen Stichprobengröße Ausreißer erkennen. Für die Baumartengruppe sN konnten allerdings keine vergleichbaren Kippunkte festgestellt werden, sondern eine deutliche und konstante Abnahme des Höhenzuwachses mit steigender Verbisswahrscheinlichkeit. Ab einer Verbisswahrscheinlichkeit von ca. 8% flacht die negative Steigung ein wenig ab. Für eine Verbisswahrscheinlichkeit > 20% können aufgrund der unzureichenden Datenlage keine zuverlässigen Schätzungen gemacht werden (siehe Abb. 50).

Es ist hervorzuheben, dass die beschriebenen Schätzungen und Kippunkte ein globales Mittel über alle Pilotregionen hinweg darstellen; sie sind deshalb nicht ohne weiteres auf konkrete Regionen mit von den mittleren Bedingungen abweichenden Verhältnissen übertragbar. Für die beprobten Regionen können Sie allerdings als lokale Verbiss-Schwellenwerte interpretiert werden, die mittelfristig nicht überschritten werden sollten, um den Ausfall dieser Arten zu vermeiden.

Die Lichtverfügbarkeit am Waldboden war bei allen Baumartengruppen eine der bedeutendsten Einflussvariablen auf das Höhenwachstum. Bis zu einem bestimmten Sättigungspunkt

korreliert die Lichtverfügbarkeit positiv mit dem mittleren jährlichen Höhenzuwachs. Sobald dieser Sättigungspunkt (z.B. Indirect Site Factor > 0.5) überschritten wurde, stagniert das Höhenwachstum bei allen Baumartengruppen; zum einen reagieren Schattenbaumarten, wie die Weißtanne nur begrenzt auf Lichtverfügbarkeit mit Höhenwachstum und investieren mehr Ressourcen in Dickenwachstum, oder werden bei zu viel Licht gar in ihrem Höhenwachstum gehemmt. Zum anderen kann bei Halbschatten- oder Lichtbaumarten das Höhenwachstum limitiert sein durch weitere Einflussfaktoren, wie die Nährstoffverfügbarkeit (siehe **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**).

Die Verjüngungsdichte in den Zaun und Kontrollflächen, die die TUM mit der Absicht im Modell berücksichtigt hat, die inter- und intraspezifische Konkurrenz darzustellen, hatte einen mittleren (sN und aLn) bis hohen (aLh) Einfluss auf die Schätzung. Für alle Baumartengruppen wurde eine klar steigende Tendenz des Höhenwachstum mit zunehmender Verjüngungsdichte beobachtet (siehe Abb. 50).

Die Anzahl an abgestorbenen Bäumchen pro Plot hatte eine mittlere (für Laubbaumarten) bis geringe (Nadelbäume) Bedeutung für die Vorhersage des jährlichen Höhenwachstums. Für alle Baumartengruppen fand die TUM jedoch eine deutliche lineare Abnahme des Höhenwachstums mit zunehmender Anzahl toter Bäumchen. Diese negative Korrelation kann nur in den Abschnitten der x-Achse beobachtet werden, in denen genügend Beobachtungen vorliegen. Dieser Befund kann als „Proof of Concept“ interpretiert werden, da er den Zusammenhang zwischen Mortalität und verbissbedingten Höhenzuwachsverlusten aufzeigt (s. Abb. 50).

Erstaunlicherweise hatte die kategoriale Variable [Zaun/Nicht-Zaun] keinen oder nur einen vernachlässigbar geringen Effekt auf die Schätzung des mittleren jährlichen Höhenwachstums. Einen leichten, nicht signifikanten Zauneffekt lassen die Schätzungen dennoch erahnen. Als Grund für dieses Ergebnis konnte die große Spannbreite zwischen nicht und stark verbissenen Kontrollflächen (mit Wildeinfluss) identifiziert werden (siehe **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**).

Ein Auszug der oben dargestellten Ergebnisse wurden auf Deutsch von der TUM im Dezember 2021 publiziert (Bödeker & Knoke, 2021), weitere Fachpublikationen werden folgen.

Nachdem die TUM sowohl den Auswirkungen von Wildverbiss auf die Ökosystemleistungen unserer Wälder als auch das Höhenwachstum der Verjüngung gewidmet hat, stellte sich die Frage: *Was beeinflusst den Wildverbiss in den BioWild Pilotregionen?*

In einem vergleichbaren methodischen Ansatz wie der Höhenwachstumsmodellierung wurde die Verbisswahrscheinlichkeit in Abhängigkeit von den oben beschriebenen Standortvariablen und jagdlichen Variablen (z.B. Rehwildstrecke $100 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) geschätzt. Die Auswertungen wurden nach den Jagdregimen unterteilt, wobei die Varianten A&B zusammengruppiert wurden, da sie keinen jagdstrategischen Wechsel gegenüber der Zeit vor dem BioWild-Projekt darstellen.

Dabei konnten die Wissenschaftler der TUM feststellen, dass Wildverbiss auf Flächen mit steigender Lichtverfügbarkeit tendenziell höher war. Zum einen profitieren lichtliebende Baumarten (zahlreich zu finden in den Baumartengruppen aLh und aLn (s.o.)) von einer erhöhten Lichtverfügbarkeit und auch der Biomassezuwachs der krautigen Vegetation nimmt zu (s. Universität Göttingen) – es gibt also ein größeres Äsungsangebot für das Wild. Zum anderen findet das Wild bei einem höheren Verjüngungsaufkommen auch mehr Deckung und verweilt potenziell länger auf den Verjüngungsflächen (s. TU Dresden).

Die Verbisswahrscheinlichkeit der beiden selektiv verbissenen Laubbaumartengruppen unter

der Bejagungsstrategie C wurden stark durch menschliche Jagdaktivitäten beeinflusst (siehe Abb. 50). Insbesondere die jährliche Rehwildstrecke zeigte sich als einer der wichtigsten Parameter, die den Wildverbiss deutlich reduzierten. Die Verbisswahrscheinlichkeit von aLh konnte mit steigender Rehwildstrecke um ca. 15 und die von aLn um ca. 10 Prozentpunkte reduziert werden. Die ausgeprägte Aussagekraft der Rehwildstrecke erklärt sich an der weiten Verbreitung des Rehwildes in Deutschland – für jedes Jagdrevier der Pilotregionen konnten Rehwilddaten gesammelt werden.

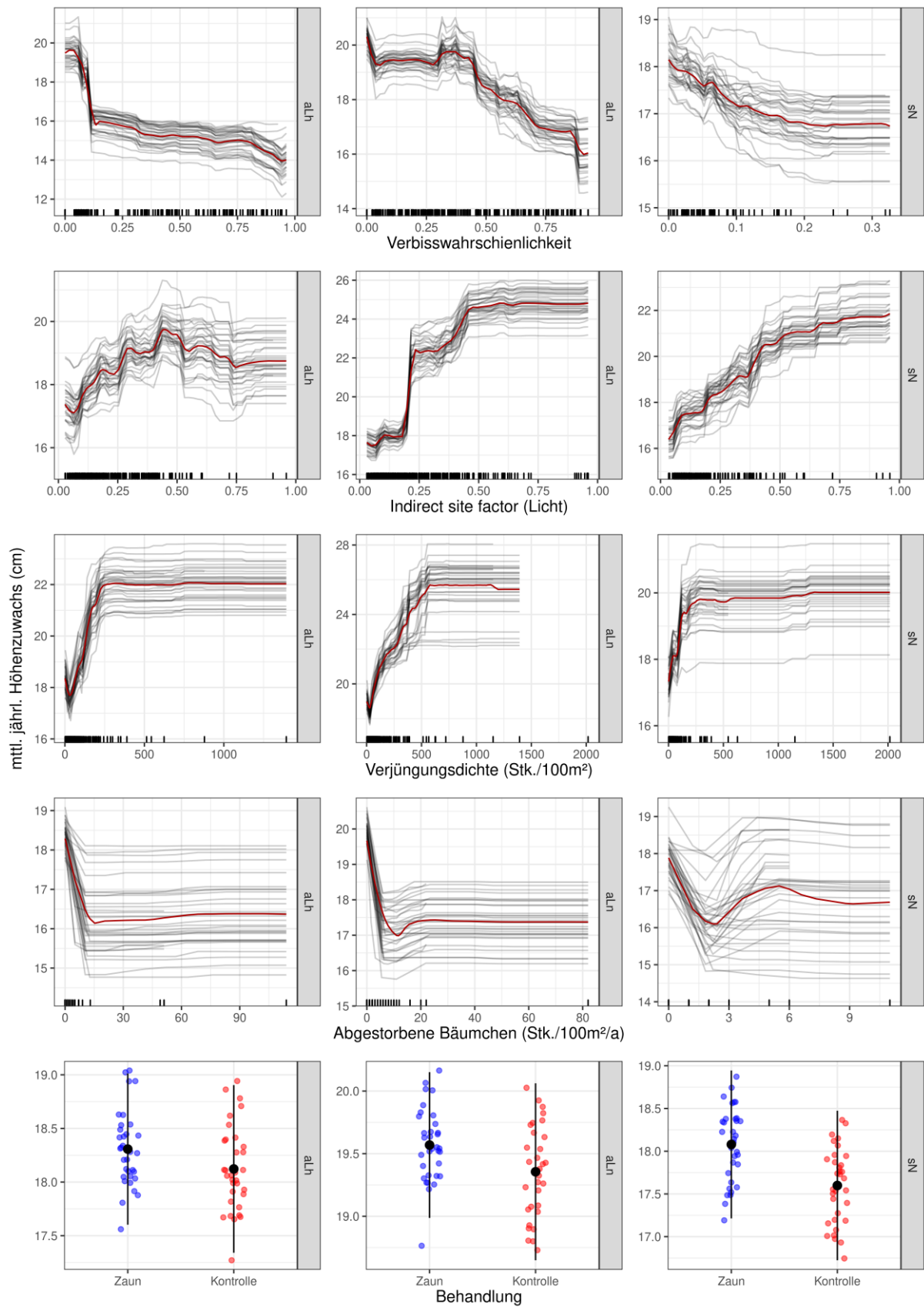


Abb. 50 Auszug verschiedener Einflussparameter auf den Höhenzuwachs. Einflussparameter sind geordnet nach ihrer Bedeutung auf die Schätzung der Verbisswahrscheinlichkeit.

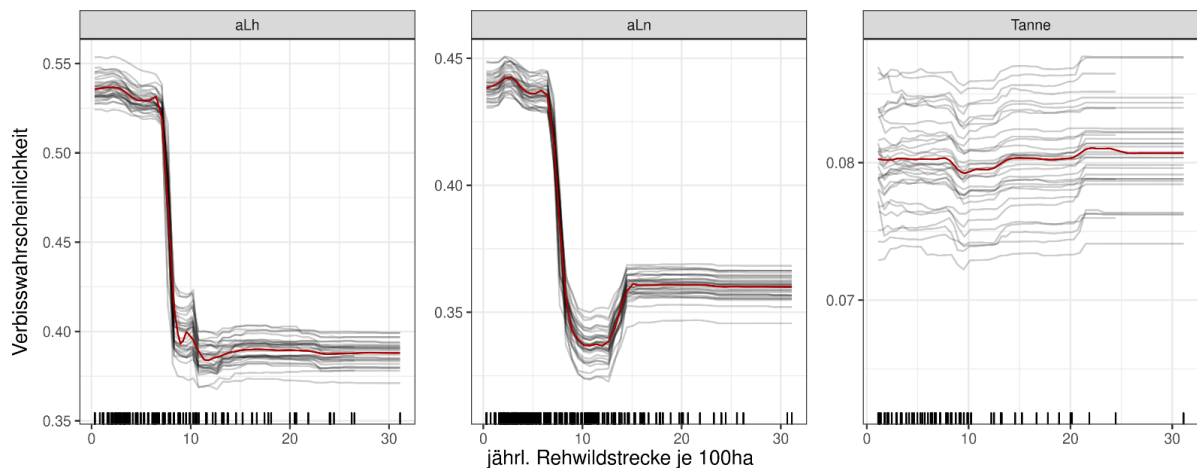


Abb. 51 Verbisswahrscheinlichkeit in Abhängigkeit zur jährlichen Rehwildstrecke je 100ha für die drei Baumartengruppen unter dem Jagdregime C.

Auffällig ist, dass der Verbiss-Rückgang bei den stark verbissenen Laubbbaumarten ab einer Strecke von etwa 8 Rehen pro 100 ha auftrat, was durch eine hohe Stichprobendichte gestützt wird. Dieses Ergebnis könnte darauf hindeuten, dass bei dieser Strecke die Wilddichte in den BioWild-Pilotregionen unter die lokalen Habitatkapazitäten gedrückt werden konnte. Ebenso könnten die hohen Strecken von einer ausgeprägten Erfahrung und Motivation der lokal agierenden Jägerschaft, der ermöglichten Apriljagd auf Rehwild und/oder einer präziseren Abstimmung der waldbaulichen Ziele der Waldbesitzer und den Jägern in den C-Gebieten zeugen; der Wunsch nach Veränderung der Jagd wurde von den Akteuren in den Gebieten der C-Variante bewusst gewählt und könnte eine Vielzahl nicht quantifizierbarer Veränderungen in den Jagdgebieten hervorgerufen haben. Zum Vergleich hatten in den Revieren, die sich der Jagdstrategie A&B verschrieben hatten, die Jagdvariablen eine wesentlich geringere Bedeutung für die Schätzung der Verbisswahrscheinlichkeit. Auch konnte kein signifikanter Effekt der Jagdvariablen unter dem Jagdregime A&B festgestellt werden. Der Wert von 8 Rehen je 100 ha unter dem C-Regime ist deshalb nicht generell für jedes Waldgebiet anwendbar, zumal er auch, wie bei den Höhenschätzungen, über alle C-Pilotregionen gemittelt wurde. Des Weiteren deuten unsere Ergebnisse darauf hin, dass es zwar sehr wahrscheinlich ist, dass mit steigender Strecke Wildverbiss reduziert werden kann, das Modell der TUM selbst sagt aber nur aus, dass in den Gebieten mit hoher Strecke der Verbiss bei den beschriebenen Baumarten geringer ausfällt.

Die im Vergleich zu den Laubbäumen weniger verbissene Baumartengruppe sN zeigte unter allen Jagdregimen keinen signifikanten Rückgang des Verbisses unter steigenden Wildstrecken (siehe **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Dieses Ergebnis lässt vermuten, dass der Verbiss der an den intensivst verbissenen Baumarten, sensitiv Veränderungen der Bejagung reflektiert. Weitere Nachforschungen sind allerdings nötig, um dieses Indiz zu validieren.

Bei aller Vorsichtigkeit im Umgang mit den Effekten der beschriebenen jagdlichen Variablen auf die Verbisswahrscheinlichkeit ist der Befund, dass in den Pilotregionen mit dem innovativen C-Jagdregime der Wildverbiss bei steigender Rehwildstrecke sinkt einzigartig. Das Ergebnis der TUM beweist, dass unter der Voraussetzung einer bewussten Entscheidung von Waldbesitzenden und Jagenden den Wildverbiss der seltenen und selektiv verbissenen Baumarten vor Ort zu senken, Jagd ein probates Mittel zur Zielerreichung ist.

Weitere signifikante bzw. interpretierbare Effekte der hier nicht benannten erklärenden Variablen konnten nicht gefunden werden. Zu variabel waren die lokalen jährlichen Verbisschwankungen, bzw. zu klein der Stichprobenumfang (z.B. der vielfältigen Bodentypen).

2.1.4 Ergebnisse der Stakeholderanalysen und Empfehlungen zur strategischen Kommunikation in den Pilotregionen (re:member)

Gliederung:

- 2.1.4.1 Ergebnisse aus den Stakeholder- und Themenfeldanalysen
- 2.1.4.2 Interventionsebenen für Umbauprozesse Wald und Jagd
- 2.1.4.3 Empfehlungen zur strategischen Kommunikation
- 2.1.4.4 Geeignete Forstbetriebe zum Anstoßen konkreter Waldumbauprojekte
- 2.1.4.5 Anbahnung und Intensivierung von Kooperationen
- 2.1.4.6 Zielgruppenspezifische Kommunikation der Ergebnisse des BioWild-Projektes
- 2.1.4.7 Möglichkeiten zum Aufbau von Beziehungen zur Jägerschaft

2.1.4.1 Ergebnisse aus den Stakeholder- und Themenfeldanalysen

Aus der Analyse verschiedener Praxisfälle in den fünf Pilotregionen konnte für die Akteure und Akteurinnen im „sozialen System Wald“ herausgearbeitet werden, in welchem Maße bei ihnen ein Problembewusstsein für die Notwendigkeit des Waldumbaus besteht, ob sie Ziele für den Waldumbau definieren, welche Arrangements sie treffen, um ihre Waldziele zu erreichen und wie ihre Interessen mit den Interessen anderer Wald-Akteure konkurrieren.

Bei der Analyse hat es sich als sinnvoll herausgestellt, Waldbesitzende in große Privatwald-, staatliche und kommunale Forstbetriebe sowie kleine private Waldbesitzer zu unterteilen.

Große Privatforstbetriebe in der Praxis

Große Privatforstbetriebe haben sicherlich die besten Voraussetzungen, Veränderungsprozesse in ihrem Wald umzusetzen. Sie können selbst entscheiden, welche Waldfunktionen sie optimieren wollen, Mittel bereitstellen, um Umbauprozesse in Angriff zu nehmen, und Kontrollindikatoren aufstellen.

Aber auch hier kann es zu Problemen kommen. Wenn sich ein großer Privatwaldbesitzer z. B. entscheidet, seinen Wald auf Holzertrag zu optimieren, wird er bei überhöhten Schalenwildbeständen sehr wahrscheinlich mehr jagen müssen. Wenn er genügend Zeit hat und der Wald nicht allzu groß ist, kann er diese Management-Aufgabe selbst erledigen und behält die volle Kontrolle über die Umsetzung seines Waldziels „Holzertrag“. Da er diese Zeit in der Regel jedoch nicht hat, wird er das Jagdrecht verpachten und verliert somit in hohem Maße den Einfluss auf die Entwicklung seines Waldes.

Um die Jagd über das Jahr hinweg zu gewährleisten, haben die großen Privatforstbetriebe in den Pilotregionen alle entweder jagendes Personal eingestellt oder leicht kündbare Begehungsscheine vergeben, wie die folgenden Beispiele zeigen.

- Im Forstbetrieb ist ein Revierjagdmeister mit Funktion eines Försters angestellt, der mit seiner Familie im Forstgut lebt.

- Die Waldflächen des Betriebs werden nicht mehr verpachtet. Stattdessen werden 300 Jagdverhältnisse als jährlich kündbare Begehungsscheine vergeben.
- Der Forstbetrieb hat einen Förster eingestellt und arbeitet mit sieben Jägern zusammen, die eigenständig eine Fläche von jeweils 150 ha bejagen.
- Die Jagd erfolgt in Eigenregie. Das Gebiet ist in vier Pirschbezirke gegliedert, denen je 2-4 Begehungsscheine zugeteilt sind.
- Alle Flächen werden in Eigenregie bejagt. Um die intensive Jagd auf Reh- und Schwarzwild zu ermöglichen, vergibt der Waldbesitzer Begehungsscheine an Jagdscheininhaber des benachbarten Dorfes.
- Die Bejagung der Fläche wird über den Einsatz von acht Begehungsscheininhabern organisiert.

Doch qualifiziertes Personal will erst einmal gefunden werden, sodass bei privaten Waldbesitzern zwar das Problembewusstsein da ist, der „Arbeitsmarkt“ aber kein ausreichend qualifiziertes Personal hergibt.

- Der Wunsch, den Wildbestand deutlich zu reduzieren, wird begrenzt von den eigenen Kapazitäten selbst im Revier auf Jagd zu gehen sowie von der Motivation der Begehungsscheininhaber mehr zu schießen.

Hinzu kommt, dass Begehungsscheininhaber auch motiviert werden wollen, viel zu schießen. Hier bieten Waldbesitzer preiswerte oder kostenlose Begehungsscheine plus weitere Vergünstigungen an.

- Die Begehungsscheine sind kostenfrei und jedes 5. geschossene Stück Wild darf behalten werden. Dafür kümmern sich die Begehungsscheininhaber um die Pflege der Jagdinfrastruktur
- Für die Jagd müssen die Jagenden nicht bezahlen und können frei auf die Jagd gehen. Ein geschossenes Stück Wild bekommen sie geschenkt, den Rest müssen sie im Auftrag des Betriebes (mindestens 5 Stück) vermarkten.
- Begehungsscheininhaber dürfen alles Wild, das sie schießen, selbst vermarkten. Dafür kümmern sie sich um das Revier, wenn der Eigentümer nicht vor Ort ist.
- Die Begehungsscheine sind kostenlos und zusätzlich zahlt der Waldbesitzer pro erlegtes Stück Rehwild dem Schützen 10 €. Als Gegenleistung übernehmen die Jäger Revierarbeiten, bauen Hochsitze und unterstützen bei den Drückjagden.
- Auch die Begehungsscheininhaber dürfen Hirsche schießen, nicht nur der Waldeigentümer.

Staatliche Forstbetriebe in der Praxis

Der Staatswald hat zum Umbau der Wälder ähnlich gute Ausgangsbedingungen wie die großen Privatforstbetriebe. Auch die staatlichen Forstbetriebe haben die Möglichkeit und Fähig-

keiten Ziele für ihren Wald aufzustellen und umzusetzen – in der Regel müssen sie das sogar. Bei der Umsetzung der Ziele kommt die Abhängigkeit von den politischen Vorgaben der jeweiligen Landesregierung hinzu, sodass deutlich schneller in eine gewünschte Richtung gesteuert werden kann.

Bei der Umsetzung ihrer Waldziele können staatliche Forstbetriebe auf ihr forstliches Personal zurückgreifen und sind dazu übergegangen, große Teile ihrer Flächen in Regiejagd zu bejagen. Verpachten die Forstbetriebe einzelne Flächen an Jäger, sind die Jagdpachtverträge so ausgestaltet, dass die Ziele des Forstbetriebs trotzdem eingehalten werden müssen.

- In den Pachtverträgen wurde festgelegt, dass die Pächter automatisch im BioWild-Projekt dabei sind und die entsprechenden Jagdzeiten berücksichtigen müssen.

Andere Waldflächen der Staatsforste werden über die Vergabe von Begehungsscheinen bejagt. Dabei behalten sich die Betriebe das Recht vor, die Flächen mit zu bejagen. Ein Landesforstbetrieb merkte aber an, dass es schwierig sei, Begehungsscheininhaber zu finden, die bereit sind, ausreichend zu schießen. Entsprechend mussten sich die Forstbetriebe etwas einfallen lassen, um Begehungsscheininhaber zu motivieren, auf die Jagd zu gehen.

- Jährlich zahlt der Begehungsscheininhaber eine Summe von 550 € (wenn nur Rehwild auf seiner Fläche vorkommt) oder 700 € (wenn Rot- und Rehwild vorkommen) an den Forstbetrieb. Wenn es ihm gelingt viel verbeißendes Wild zu schießen, muss er im nächsten Jahr nicht mehr die volle Summe für seinen Begehungsschein zahlen.
- Die Pirschbezirkler zahlen eine Pacht von 17 € pro ha und Jahr und können alles geschossene Wild behalten. Auf diese Weise haben sie einen Anreiz, mehr zu schießen, denn durch den Verkauf des Wildfleisches können sie ihre Kosten für die jährliche Pacht gegenfinanzieren.

Kommunalwald in der Praxis

Komplizierter wird der ganze Prozess bei Kommunalwäldern. Auch eine Kommune kann und sollte natürlich Waldziele festlegen. Doch hier kann neben dem Stadtförster noch der komplette Stadt- oder Gemeinderat mitreden. Die Vielzahl der Interessen macht eine Entscheidung viel komplizierter. Wenn es beispielsweise darum geht, ob die Bejagung des Stadtwaldes über die Verpachtung des Jagdrechts oder in Eigenregie erfolgen soll, entscheiden sich Kommunalparlamente lieber für die regelmäßig eingehende Pachtsumme eines Jagdpächters, auch wenn sie damit den Einfluss auf die Umsetzung ihrer Waldziele aufgeben. Die Mahnungen des Stadtförsters, dass die Verluste durch Wildschäden die Pachteinnahmen längst aufwiegen, werden überhört, weil die Verluste erst einmal nur auf dem Papier existieren.

Trotzdem haben kommunale Forstbetriebe in den letzten Jahren damit begonnen, sich zunehmend unabhängig von Jagdpächtern zu machen, wie die folgenden Beispiele zeigen:

- Um die Einnahmeverluste durch Wildschäden zu reduzieren, hat der Stadtförster sich das Ziel gesetzt, die Wildbestände im Stadtwald zu reduzieren. Die Stadt will etwas verändern, hat aber ihr Jagdrecht langfristig verpachtet und findet (noch) keine Mehrheiten im Stadtrat, um Jagdpächtern, die zu wenig schießen, zu kündigen.

- Nach Auslaufen der alten Jagdpachtverträge wurden einzelne Flächen in Regiejagd übernommen sowie bei einer Neuverpachtung der Jagdpachtvertrag so geändert, dass die Stadt mitjagen kann.
- Nach jahrelangem Ringen gelang es 2013 über einen Stadtratsbeschluss die Hälfte des Stadtwaldes in Regiebejagung zu überführen. Auf den 2.000 ha Wald jagt die Stadt seitdem mit vier Förstern und 16 Begehungsscheininhabern.
- Die Bejagung des Gebiets wird zu 100 % in Eigenregie über neun Förster und 50 Begehungsscheininhaber sichergestellt.

Selbst wenn kommunale Forstbetriebe sich von klassischen Jagdpächtern unabhängig machen, brauchen sie in der Regel Unterstützung bei der Jagd, um ihre waldbaulichen Ziele zu erreichen. So jagt meist das Personal der kommunalen Forstämter in Kombination mit Begehungsscheininhabern. Betriebe, die mit Begehungsscheininhabern zusammenarbeiten, bieten Begehungsscheine deutlich preiswerter an, als die Verpachtung des Jagdrechts gekostet hätte. Der Vertrag läuft meist über 1 Jahr. Allerdings bringt die Vergabe von Begehungsscheinen deutlich geringere Einnahmen.

- Die Jagd wurde nach Auslauf des Pachtvertrages übergangsweise von der Stadt organisiert. Heute werden jährlich drei Begehungsscheine für je 1000 € pro Jahr ausgegeben. Die Begehungsscheininhaber können „alles schießen“ und mitnehmen.
- Nach Auslaufen des Pachtvertrages wurde das Jagdrecht nicht wieder verpachtet, sondern in Regiejagd überführt. Jetzt wird die Fläche von einem Förster und vier Begehungsscheininhabern bejagt.
- Auf den 2.000 ha Wald jagt die Stadt mit vier Förstern und 16 Begehungsscheininhabern.

Dabei bieten die Stadtförsten die Begehungsscheine deutlich preiswerter an als Jagdpacht und setzen weitere Anreize.

- Das Städtische Forstamt setzt auf eine vertrauensvolle Zusammenarbeit mit den Begehungsscheininhabern. Den Begehungsscheininhabern wird sogar eine Unfallversicherung angeboten, was in dieser Form einmalig ist.

Diese Entwicklung bedeutet aber nicht, dass die Abkehr von der Verpachtung des Jagdrechts das einzige Zukunftsmodell für kommunale Forstbetriebe ist. Andere Kommunen sind den Weg einer besseren Kommunikation und Kooperation mit ihren Jagdpächtern gegangen.

- Der Förster/die Försterin hat ein gutes Verhältnis zu den Jagdpächtern und wenn Neuanpflanzungen hochkommen sollen, bittet er die Jagdpachtenden, verstärkt in diesem Gebiet zu jagen.
- Der Stadt liegt daran, ihre Jagdpachtenden mit Fakten, Karten und intensiver Kommunikation zu überzeugen. So macht der Forstbetrieb regelmäßig mit den ihnen Waldbegehänge, um zu zeigen, wie hoch die Verbissintensität ist, welche potenzielle Verjüngung auf den Flächen vorkommen würde, wie hoch die tatsächliche Verjüngung ist und wieviel Wild in den letzten drei Jahren geschossen wurde. So soll den Jagdpächtern gezeigt werden, wo in Zukunft verstärkt gejagt werden sollte, weil sich dort Verjüngungsflächen befinden, die für den Forstbetrieb essenziell sind.

- Stadtforstbetrieb und Jagdpachtende sprechen sich gut über die Waldziele ab.

Kleine Waldbesitzende in der Praxis

Am schwierigsten ist es, wenn der Wald sehr viele Besitzer hat, denen nur kleine Waldflächen gehören. Auf diesen Flächen gibt es kein Eigenjagdrecht. Nur alle Eigentümer gemeinsam besitzen das Jagdrecht in Form einer Jagdgenossenschaft. Auch diese kleinen Waldbesitzer könnten Waldziele definieren, aber durch die geringe Fläche ist es vielen Waldbesitzern egal, was mit ihrem Wald passiert. Außerdem sind auch die Eigentümer landwirtschaftlicher Flächen in den Jagdgenossenschaften vertreten, die verständlicherweise wenig Interesse an der Aufstellung von Waldzielen haben. Mittelgroße Waldbesitzer, die durchaus noch Interesse an Holzertrag hätten, haben es schwer, in dieser Gemengelage Mehrheiten für Waldziele zu finden, und die Gefahr ist groß, dass überhaupt keine Waldziele aufgestellt werden.

In dieser Situation wird das Jagdrecht der Jagdgenossenschaft meist an einen Jagdpächter verpachtet. Damit verlieren die Kleinwaldbesitzenden zwar die Möglichkeit, gemeinsam Ziele in ihrem Wald umzusetzen, aber für die meisten ist es attraktiver, für ihr kleines Stück Wald pro Jahr wenigstens noch ein paar Euro Pacht einzunehmen.

- Die mittelgroßen Waldbesitzer einer Jagdgenossenschaft sind unzufrieden mit den Jagdergebnissen des bisherigen Jagdpächters und würden den Pachtvertrag gern auslaufen lassen. Stattdessen könnte ein Mitglied der Jagdgenossenschaft die Jagd für eine geringe Summe pachten und den anderen würden Begehungsscheine ausgestellt werden. Aber die Diskussionen in der Jagdgenossenschaft sind schwierig, da nicht nur die Pachteinnahmen sinken würden, sondern auch die Unterstützung des aktuellen Jagdpächters für Kindergarten und Förderverein wegfallen würde.

Es gibt zumindest einige wenige Beispiele, bei denen ein Kleinwaldbesitzer bereit war, selbst Jagdpächter zu werden.

- Da die Jagdgenossenschaft keine Waldziele aufgestellt hat, entschloss sich ein Waldbesitzer, die Jagd selbst zu pachten. Nun kann er so jagen, dass sich der Wald gut entwickeln kann und Erträge bringt.

Interventionsebenen für Waldumbauprozesse

Interventionsebene: Problembewusstsein

Die Analyse der Praxisfälle zeigte, dass bei allen großen staatlichen und privaten Forstbetrieben ein klares Bewusstsein für Probleme im eigenen Wald vorhanden ist. Zugleich verfügen sie über die Möglichkeit und die Mittel, Entscheidungen in Richtung Waldumbau zu treffen und umzusetzen.

Auch bei Kommunalwaldbetrieben gibt es ein klares Bewusstsein, wo in ihrem Wald es Probleme z. B. mit überhöhten Wildbeständen gibt und welche Konsequenzen dies für den künftigen Holzertrag haben wird. Die Möglichkeiten kommunaler Waldbesitzer Entscheidungen für ein Umsteuern im Wald zu treffen, sind aber deutlich eingeschränkt. Das liegt zum einen an strukturellen Gegebenheiten, wenn z. B. das Jagdrecht über lange Zeiträume verpachtet ist. Vor allem liegt es aber an der Schwierigkeit in Stadt- und Gemeinderäten Mehrheiten für ein Umsteuern zu finden. In den Räten fehlt oft die Kompetenz, solche Entscheidungen zu

treffen, und gleichzeitig sind die Räte in soziale Netzwerke und Abhängigkeiten vor Ort eingebunden und können demnach nicht frei nach rationalen Gesichtspunkten abwägen.

Bei vielen Kleinwaldbesitzenden, so zeigt es die Analyse, gibt es gar kein Problembewusstsein für ihren Wald und es besteht kein Interesse etwas am Status Quo zu ändern.

Ansatzpunkt für künftige Interventionen könnten Veranstaltungen für Mitglieder von Jagdgenossenschaften sowie für Stadt- und Gemeinderäte sein, auf denen die Konsequenzen thematisiert werden, die entstehen, wenn die aktuellen Probleme im Wald weiterhin ausgeblendet werden.

Interventionsebene: Zielformulierung

Alle großen staatlichen und privaten Forstbetriebe verfügen über Möglichkeiten und Mittel, Entscheidungen in Richtung Waldumbau zu treffen und umzusetzen. Bei kommunalen Waldbesitzern ist die Formulierung von Waldzielen schwieriger, denn hier entscheidet der Stadt- und Gemeinderat über Waldziele und es ist wichtig Mehrheiten zu finden.

Aus der Analyse der Praxisfälle hat sich gezeigt, dass es gerade die in Jagdgenossenschaften organisierten kleinen Waldbesitzer schwer haben, Waldziele zu entwickeln. Dabei geht es nicht nur um fehlendes forstfachliches Wissen, sondern auch um die Kompetenz, Mehrheiten innerhalb von Jagdgenossenschaften zu entwickeln. Künftig wäre es wichtig die Kompetenz der regionalen Forstämter zu nutzen, um Waldumbauprojekte fachlich zu begleiten. Zugleich sollten aber Angebote an Jagdgenossenschaften gemacht werden, wie in Beteiligungsprozessen Waldziele strukturiert erarbeitet werden können.

Interventionsebene: Rahmenbedingungen schaffen

Um ihr Jagdrecht nicht vollständig aus der Hand zu geben, stellen Waldbesitzer jagendes Personal ein, setzen wie bei staatlichen Forstbetrieben vorhandenes forstliches Personal auch für die Jagd ein oder vergeben Begehungsscheine an Jäger. Begehungsscheine müssen jährlich verlängert werden, sodass der Waldbesitzer weiterhin die Kontrolle darüber hat, ob die Begehungsscheininhaber ausreichend zur Erfüllung der eigenen Waldziele beitragen oder nicht.

Eine andere Interventionsmöglichkeit ist die Ausgestaltung der Pachtverträge. Große Waldbesitzer sind dazu übergegangen, Jagdpachtverträge so zu formulieren, dass ihre waldbaulichen Ziele auch bei einer Verpachtung des Jagdrechts berücksichtigt werden müssen. Kleinen Waldbesitzern fehlt in der Regel die Kompetenz, rechtssichere Jagdpachtverträge zu formulieren und die Verhandlungsmacht, eigene Waldziele im Jagdpachtvertrag gegenüber dem potenziellen Jagdpächter auch durchzusetzen. Künftig wäre es wichtig, gerade Kleinwaldbesitzern, die in Jagdgenossenschaften organisiert sind, Beratungsangebote zur Gestaltung von Jagdpachtverträgen zu machen.

Interventionsebene: Anreize setzen

Selbst wenn es gelungen ist, Begehungsscheininhaber zu finden, ist es wichtig, sie dazu zu motivieren ausreichend intensiv auf Jagd zu gehen. Viele Waldbesitzer arbeiten mit unterschiedlichen Vergünstigungen und Anreizen. So werden Begehungsscheine preiswert oder kostenlos angeboten, Begehungsscheininhaber können durch erfolgreiche Jagd die Pacht im nächsten Jahr reduzieren, sie können das geschossene Wild kostenfrei behalten oder

bekommen sogar eine Prämie pro Stück gezahlt.

Aber auch Bewusstseinsbildung ist bei Begehungsscheininhabern gefragt. So nehmen einzelne Waldbesitzer bewusst Jungjäger und -jägerinnen in ihren Wald, um ihnen eine neue Sichtweise von Wild im Wald mitzugeben. Andere Waldbesitzer haben damit begonnen, selbst Jäger auszubilden, so dass diese von Anfang an mit einem anderen Bewusstsein auf die Jagd gehen.

Doch die Verpachtung des Jagdrechts muss kein Auslaufmodell sein. Einzelne Forstbetriebe zeigen, wie durch eine vertrauensvolle Kommunikation, klare Absprachen und gemeinsame Waldbegänge mit den Jagdpächtern trotzdem die waldbaulichen Ziele des Waldbesitzers erreicht werden können.

Es gibt somit auf der Managementebene viele Beispiele, wie von Forstbetrieben steuernd eingegriffen werden kann, um die eigenen Waldziele zu erreichen. Darunter können eher abgrenzende Maßnahmen sein, wenn z. B. das Jagdrecht nicht mehr verpachtet wird. Aber es gibt auch Wege, wie sich über Kooperation die eigenen Waldziele erreichen lassen. Für die künftige Beratung von Forstbetrieben wird es immer entscheidender, dass der Berater um die Vielfalt der Veränderungsmaßnahmen weiß und den Forstbetrieb spezifisch beim Waldumbau beraten kann.

Empfehlungen zur strategischen Kommunikation

Im Rahmen des BioWild-Projekts sind in allen fünf Pilotregionen Stakeholder- und Themenfeldanalysen durchgeführt worden. In der Gesamtschau der vielen Einzelergebnisse kristallisieren sich mehrere Bereiche für die strategische Kommunikation heraus. Dazu zählt, dass:

- in den Pilotregionen konkrete Waldumbauprojekte angestoßen und moderativ begleitet werden sollten,
- die Zusammenarbeit mit wichtigen Akteuren außerhalb der Pilotregionen gesucht und mit einzelnen BioWild-Partnern wiederaufgefrischt werden sollten,
- die Kommunikation der Ergebnisse des BioWild-Projekts zielgruppengerechter erfolgen sollte sowie
- für die Zusammenarbeit mit der organisierten Jägerschaft gezielt Themen genutzt werden sollten, bei denen es eine hohe Interessenüberschneidung gibt.

Anstoßen konkreter Waldumbauprojekte

Viele der an den BioWild-Pilotregionen beteiligten großen Forstbetriebe sind bereits im Waldumbau engagiert. Entsprechend müssen die großen staatlichen, kommunalen und privaten Forstbetriebe nicht erst überzeugt werden, ihre Wälder in Richtung natürliche Verjüngung umzustellen, sondern haben bereits eigene Wege gefunden, um ihre waldbaulichen Ziele zu erreichen.

Zielgruppen, die unter Nutzung der Ergebnisse aus dem BioWild-Projekt unterstützt werden könnten, ihre Wälder in Richtung artenreiche Wirtschaftswälder mit Naturverjüngung umzubauen, sind z. B.:

Kommunen mit mittelgroßen Wäldern. Diese beschäftigen in der Regel keine eigenen Förster, sondern werden von Förstern der staatlichen Forstämter mitbetreut. Diese sogenannten „Betreuungsförster“ sehen zwar die Schäden durch Wildverbiss, vermeiden es aber zu offensiv an die Kommunen heranzutreten und die kommunale waldbauliche Strategie zu ändern (und damit gegebenenfalls den Jagddruck zu erhöhen), weil sie wissen, dass die Kommunen oft Ärger mit ihren Jagdpächtern vermeiden wollen.

Privatwaldbesitzer mit 20-40 ha Wald, die in eine Jagdgenossenschaft eingebunden sind, aber durchaus Interesse daran haben, den Holzertrag ihres Waldes wirtschaftlich zu nutzen. In Bayern gibt es bereits gute Beispiele, bei denen Jagdgenossenschaften Regiebejagung eingeführt haben. Der Bürgermeister als Vorsitzender der Jagdgenossenschaft hat aber oft nicht die Expertise oder ist zu sehr in die lokalen sozialen Geflechte eingebunden, als dass er eine Änderung der waldbaulichen Ziele verbunden mit einer intensiveren Bejagung vorantreiben würde.

Waldgenossenschaften, Gehöferschaften oder Markenverbände. Ziel einer Waldgenossenschaft ist es, die vielen kleinen Waldgrundstücke gemeinsam zu „beackern“ und dann auch gemeinsam von den wirtschaftlichen Erträgen durch den Holzverkauf zu profitieren. Das Konstrukt Genossenschaft dient somit dazu, überhaupt erst einmal unter den kleinen Waldbesitzern ein Bewusstsein dafür zu schaffen, dass der eigene Wald mehr als nur Brennholz liefern kann. Haben sich Kleinstwaldbesitzer genossenschaftlich zusammengefunden, um gemeinsam wirtschaftliche Ziele zu verfolgen, werden sie auch andere Ansprüche an Jagdausübungsberechtigte stellen.

Bei diesen Akteuren und Akteurinnen fehlt häufig das notwendige:

- Fachwissen (z. B. Was könnte in meinem Wald wachsen?)
- Regulationswissen (z. B. Was gehört in einen Jagdpachtvertrag?)
- Kommunikations- und Koordinierungswissen (z. B. Mit wem müsste ich reden oder zusammenarbeiten, um etwas zu verändern?)

In einem Nachfolgeprojekt zu BioWild könnten dieser Personenkreis angesprochen werden, ob er Interesse hat, mit externer Expertise und unter moderativer Begleitung seine waldbaulichen Ziele hin zum Aufbau artenreicher Wirtschaftswälder mit Naturverjüngung zu ändern.

Ein solches Projekt könnte wie folgt gestaltet sein: Mit interessierten Kommunen, Privatwaldbesitzern, Jagdgenossenschaften und Waldgenossenschaften werden mehrere Veranstaltungen durchgeführt, die die Veränderungsprozesse im Forstbetrieb begleiten. Experten aus dem BioWild-Projekt stellen ihre Forschungsergebnisse vor und Forstbetriebe, die sich bereits erfolgreich im Waldumbau engagieren, berichten von ihren Erfahrungen. In den Veranstaltungen reflektieren die lokalen Akteure anschließend gemeinsam mit „ihren“ Jagdpächtern, in welchem Maße Waldumbau vor Ort gewünscht und möglich ist, welche Auswirkungen das auf die bisherige Jagdstrategie hat, es werden Verantwortlichkeiten festgelegt und erste Maßnahmen geplant.

Anbahnung und Intensivierung von Kooperationen

In allen Pilotregionen wurde festgestellt, dass es im Umfeld weitere Akteure und Akteurinnen gibt, die sich bereits dem Waldumbau verschrieben haben, und mit denen es sich lohnen

würde, stärker zusammenzuarbeiten. Die Zusammenarbeit als strategische Partner hätte Bedeutung

- für den Austausch von Wissen und Erfahrungen, von denen beide Seiten profitieren können,
- für die Außendarstellung, um anderen Waldbesitzern zu zeigen, dass Waldumbau eine erfolgversprechende Strategie ist, um mit Herausforderungen des Klimawandels umzugehen und
- für das gemeinsame Einwerben von Projektmitteln.

Angesichts der Größe und Komplexität der aktuellen Herausforderung im Wald wird deutlich: Neue Wege lassen sich eher finden, wenn Menschen miteinander kooperieren, um sich für das übergeordnete Thema „zukunftsfähiger Wald“ einzusetzen. Es wird empfohlen, Diversität und Multiperspektivität im „Diskurs Wald“ als Stärke und Ressource zu verstehen und verstärkt darauf zu setzen, mit anderen Akteuren zu kooperieren. Denn nur so wird es möglich sein, aus den alten Denk- und Handlungsmustern, die nicht mehr tragen, auszubrechen und neue, innovative Lösungen zu finden.

Zielgruppenspezifische Kommunikation der Ergebnisse des BioWild-Projekts

Das BioWild-Projekt hat neben den begleitenden wissenschaftlichen Projektteilen schon von seinem Förderrahmen her einen klaren Praxisbezug. Das bedeutet, dass die Ergebnisse aus dem Projekt nicht nur in wissenschaftlichen Zeitschriften publiziert werden, sondern ganz klar auch in die Öffentlichkeit und an die Praxispartner des Projekts kommuniziert werden müssen. Das erfordert vielfältige „Übersetzungsleistungen“. Das betrifft

- die Erwartungen der Praxispartner an die Nutzung revierbezogener Daten, die im Projektverlauf erhoben wurden,
- die Verständlichkeit und den Praxisbezug bei der Präsentation der erhobenen Daten und
- die Kommunikation der Ergebnisse in die breite Öffentlichkeit.

Nutzung revierbezogener Daten

Das BioWild-Projekt zielt darauf ab, wissenschaftlich zu untermauern, dass durch konsequentes Schalenwildmanagement der Aufbau eines artenreichen Wirtschaftswaldes mit Naturverjüngung möglich ist. Mit Hilfe dieser Erkenntnisse sollen auf regionaler Ebene Veränderungen in Richtung Waldumbau angestoßen werden. Und genau dieses Feedback wünschen sich die Waldbesitzenden auf ihre Reviere bezogen und möglichst praxisnah.

Waldbesitzer würden z. B. Aussagen in folgender Form schätzen:

- Die Weisergatterauswertungen haben gezeigt, dass in einem bestimmten Revier diese oder jene Baumarten von allein wachsen würden, wenn nicht Wild oder andere Faktoren dies verhinderten.
- An dem Standort wächst nur Fichte, sodass sich eine Umstellung hier nicht lohnt.

- Durch die Vorverlegung der Jagd in den April hat sich der Prozentsatz verbissener Pflanzen um so und so viel Prozent verringert.
- Die konsequente Einhaltung der Jagdruhe in den Ruhephasen hat zu weniger Schälschäden geführt.
- Die Erhöhung des Jagddrucks hat die Kosten durch Wildschäden um diesen und jenen Betrag reduziert.
- In diesem Revier ist der Wildverbiss hoch. Hier müsste verstärkt gejagt werden.

Dieser Punkt wurde mittlerweile vom BioWild-Projekt aufgegriffen und erste Waldbesitzer erkennen, dass ihnen die Ergebnisse auch ganz konkreten Nutzen bringen.

Verständlichkeit und Praxisbezug bei Ergebnispräsentation

Kritisiert wurde, dass die Sprache auf den BioWild-Veranstaltungen für die Teilnehmenden unverständlich bleibt. Immer wieder wurde die Halbzeitveranstaltung als Beleg für die unpassende Art der Kommunikation zitiert. Die Vorträge wurden als zu wissenschaftlich und praxisfern eingeschätzt und die Teilnahme an den Veranstaltungen zum Teil als Zeitverschwendung empfunden.

Für die Abschlussveranstaltung müssten die Ergebnisse dringend in eine verständliche Sprache „übersetzt“ werden. Es sollte klar benannt werden, was der Praktiker aus den Ergebnissen lernen kann. Die Ergebnisse des BioWild-Projekts sollten nicht im wissenschaftlichen Klein-Klein „verkauft“ werden, sondern eher im Peter-Wohlleben-Style.

Kommunikation in die breitere Öffentlichkeit

Sobald die Ergebnisse aus dem BioWild-Projekt vorliegen, sollten diese in Vorträgen und Publikumszeitschriften in die breite Öffentlichkeit kommuniziert werden. Die Ergebnisse könnten dazu genutzt werden, in der Bevölkerung ein Bewusstsein dafür zu schaffen, dass Wald nicht nur Erholungskulisse ist, sondern auch im Zusammenhang mit dem Klimawandel ein wichtiger Kohlenstoffspeicher ist und die Waldböden für sauberes Trinkwasser verantwortlich sind.

Viel wichtiger als „kluge Bücher“ und Vorträge sind jedoch die Wälder selbst, in denen nach und nach die Effekte der Schalenwildreduktion sichtbar werden. Die Weisergatter sollten als „pädagogisches Instrument“ genutzt werden. So könnten beispielsweise Gruppen von Interessierten, die noch an der Bedeutung einer Schalenwildreduktion für eine natürliche Verjüngung des Waldes zweifeln, zu den Weisergattern geführt und ihnen vor Ort anschaulich erklärt werden, wie Waldumbau mit Naturverjüngung im Optimalfall aussehen kann. Hier sollten neben den Weisergattern auch die Wald-Wild-Beispielreviere verstärkt zur Anschauung genutzt werden.

Möglichkeiten zum Aufbau von Beziehungen zur Jägerschaft

Das BioWild-Projekt arbeitet in den Pilotregionen intensiv mit Forstbetrieben zusammen. Um Veränderungsprozesse in Richtung Waldumbau zu initiieren wird es aber auch notwendig sein, weiterhin die organisierte Jägerschaft in Kommunikationsprozesse mit einzubinden. Hierbei ist es von Vorteil, die Themen zu kennen, bei denen Waldbesitzer, Forstbetriebe und

die organisierte Jägerschaft ähnliche Interessen vertreten wie beim Tourismus oder der Wildbretvermarktung oder Themen, bei denen Interessen in Einklang gebracht werden können, ohne dass Waldbesitzer, Forstbetriebe und organisierte Jägerschaft auf wesentliche eigene Ziele verzichten müssten wie beim Lebensraumkonzept. Diese Themen können quasi als Türöffner genutzt werden, um wieder ins Gespräch oder sogar ins gemeinsame Arbeiten zu kommen.

Themen, über die es gut gelingen dürfte, mit der organisierten Jägerschaft in Kontakt zu kommen, wären:

- Einfluss von Tourismus auf Wald und Wild begrenzen
- Vermarktung von Wildbret unter dem Label „bio & regional“

Tourismus

Ein zunehmendes Problem in den Pilotregionen ist der zunehmende Tourismus. Dieses Problem wird sowohl von den Forstbetrieben als auch von der heimischen Jägerschaft thematisiert. Biker, Wanderer und Geocacher halten sich nicht mehr an ausgewiesene Wege, sondern fahren bzw. gehen querfeldein, selbst Rückegassen werden als Wege genutzt. Dabei dringen sie bis in die Ruhezeiten des Wildes vor. Hunde werden nicht angeleint, neue Wanderwege werden über Wildwechsel geplant und Landratsämter verabschieden immer neue Programme, um mehr Touristen in die Region zu locken. Hinzu kommt, dass in der Corona-Phase sehr viel mehr Menschen im Wald Erholung suchen. Das Wild wird zu Tag- wie zu Nachtzeiten gestört und zieht sich immer weiter in den Wald zurück.

Das macht es den Jagenden zunehmend schwerer, auf Wild anzusitzen und zu schießen. Jagende würden es befürworten, wenn wenigstens nachts die Waldwege gesperrt werden würden. In der Brunftzeit sollte sogar der ganze Wald gesperrt werden. Das macht aber auch den Waldbesitzern und Forstbetrieben zu schaffen, weil das Wild nicht mehr an den Waldrändern oder auf Wiesen äst, sondern im Wald und so Schäden an den heranwachsenden Pflanzen verursacht.

Waldbesitzende, Forstbetriebe und die organisierte Jägerschaft haben beim Thema Tourismus ein gemeinsames Interesse, diesen zum Wohl von Wild und Wald stärker zu regulieren. Ein Beispiel könnte die gezielte Besucherlenkung im Wandertourismus sein. Zwar erfreuen sich die Premiumwanderwege einer hohen touristischen Nachfrage, doch sind diese Wege nicht in jedem Fall mit Jägern, Förstern und Waldbesitzern abgestimmt. Eine gemeinsame Planung könnte den Erlebniswert der Wanderwege für Touristen zudem durchaus steigern, indem Wanderer gezielt an Stellen geführt werden, an denen Rotwild besser zu beobachten ist oder sogar die Brunft der Rothirsche miterlebt werden kann. Dies setzt wiederum die Schaffung größerer Wildruhezeiten voraus, wo das Rotwild sich sicher fühlt und außerhalb des Waldes in Ruhe äsen kann. Und damit dürfte es auch im Interesse des Waldbesitzers liegen, da Rotwild bei solchen Angeboten weniger Schäden im Wald anrichtet.

Wildbretvermarktung

In den Pilotregionen wurde von Jägern, Förstern und Waldbesitzern regelmäßig fehlende Vermarktungsstrukturen für Wildfleisch als Problem angesprochen. Um eine regelmäßige Vermarktung zu gewährleisten, bräuchte man z.B. eine Wildsammelstelle. Zudem müssten die Tiere vor dem Verkauf sauber zerlegt werden, da heute niemand mehr Tier im Fell kaufen

will. Dies würde eine rote und eine schwarze Kühlkammer sowie einen Zerwirkraum erfordern und ca. 100 T€ kosten. Auch die Preise für Wild sind im Keller. An der Grenze zu Polen kostet das Kilo Fleisch vom Wildschwein derzeit nur 50 ct und das Kilo Rehfleisch nur noch 3 €. Überhaupt wollen Restaurants oft nur Rehrücken und greifen dann lieber auf Wildfleisch von Farmen aus Neuseeland zurück, das sie in einem Gastro-Großmarkt kaufen können.

In den Pilotregionen gab es verschiedene Versuche, regionale Vermarktungsnetzwerke aufzubauen. Diese scheiterten letztlich aber alle, weil die Anfangsinvestitionen zu hoch, die zu schaffenden Strukturen zu komplex, die Hygienevorschriften zu hoch und die erwarteten Gewinne zu niedrig waren sowie die Nachverfolgbarkeit der Herkunft des Wildbrets nicht in jedem Fall gewährleistet werden konnte. Alle interviewten Jäger hatten daher eigene private Vermarktungsstrukturen aufgebaut. Für professionelle Vermarktung wäre eine ganz andere Infrastruktur nötig. Hier gibt es somit eine klare Interessenüberschneidung bei Jägern, Förstern und Waldbesitzern.

Aufwertung des Lebensraums

Um mit der organisierten Jägerschaft oder einer Rotwildhegegemeinschaft ins Gespräch zu kommen, eignen sich auch Konzepte, die Wirtschaftswälder systemisch betrachten und Wildregulierung mit Lebensraumaufwertung verbinden.

Um habitatangepasste Schalenwildbestände zu bekommen, kann man grundsätzlich an zwei Schrauben drehen: man kann den Wildbestand durch Abschuss soweit reduzieren, dass sie tatsächlich an das Habitat angepasst sind. Man kann aber auch am Habitat selbst ansetzen und den Lebensraum aufwerten und ausweiten, sodass vereinfacht gesprochen, mehr Tier hineinpassen.

Die organisierte Jägerschaft ist nicht grundsätzlich gegen den Abschuss, betont aber, dass es nicht angehe, dass für die unterschiedlichsten menschlichen Interessen der Lebensraum des Schalenwilds immer weiter eingeengt wird und das einzige, was von forstlicher Seite kommt, die Erhöhung der Abschusszahlen ist.

Regionale und überregionale Zukunftskonzepte sollten deshalb nicht allein die Holzproduktion im Blick haben, sondern müssen auch die darin lebende Tierwelt berücksichtigen. Auf das Schalenwild bezogen bedeutet dies, dass der Lebensraum aufgewertet und ausgeweitet werden muss – sprich Waldränder müssen deckungsreicher werden und mehr Nahrung bieten, den Wald umgebende Flächen sollten einen Übergang von Ackerland über Wiesen zu Wald bieten und auch im Wald braucht es Zonen wie z. B. Wildwiesen, auf denen das Wild ungestört äsen kann. In einem arten- und strukturreichen Mischwald würde mehr Wild satt werden und Gras fressendes Wild wäre weniger darauf angewiesen im Wald seinen Energiebedarf zu decken. Dieser Punkt ist letztlich auch der Schlüssel, um Rotwildhegegemeinschaft entgegen zu kommen und dabei gleichzeitig die eigenen Ziele für mehr Waldumbau umzusetzen.

Wenn man hier ein Projekt zur Schaffung von Ruhezeiten in Wirtschaftswäldern aufsetzen würde und dieses mit Pauken und Trompeten in die Öffentlichkeit brächte, könnten auch die organisierte Jägerschaft oder die Rotwildhegegemeinschaft nichts dagegen sagen. Auf diesem Weg würden Forstbetriebe in Vorleistung gehen und könnten dann auch „einfordern“, dass mehr geschossen wird.

2.2 Langfristige Wirkung des Projektes über den Förderzeitraum hinaus

Unter Bezugnahme auf die in Kapitel 1.1 aufgeführten Ziele werden hier langfristige Wirkungen von Ergebnissen prognostiziert.

- **Erfassung objektiver Kriterien der Schalenwildeinwirkung auf die Vegetation**

Unter anderem durch dieses Projekt wurde der Zustand der Vegetation (Verbiss, Entmischung) als allgemein anerkannter Weiser für die Ausgewogenheit des Verhältnisses von Wild und Wald beurteilt. Die Bewertung dieses Verhältnisses wird zukünftig vermehrt zur Herleitung der Abschusshöhe herangezogen werden und nicht mehr die nicht ermittelbare Stückzahl Wild / 100 ha.

Auf der Grundlage des im Projekt verwendeten Pflanzenaufnahmeverfahrens wird die Erarbeitung eines bundeseinheitlichen praxisgerechten Vegetationsgutachtens angestrebt. Das international gewürdigte und im Projekt entwickelte Verfahren zur Auswahl von Weisergatter-Standorten wird bei flächenbezogenen Projekten zur Anwendung kommen. Es kann die subjektive Auswahl solcher Standorte ablösen.

Um den Aspekt „Störempfindlichkeit“ von Wild besser beurteilen zu können, wird das durch Laserscanner unterstützte Ableiten von Komplexitätswerten oder das Oktantenverfahren zur Erfassung von Deckung vermehrt eingesetzt werden.

Über ein im Projekt erarbeitetes Simulationsmodell werden die Auswirkungen von Wildverbiss auf die Holzproduktion, den CO₂-Speicher und die Rentabilität abgeleitet.

- **Dokumentation und Kommunikation der Konsequenzen von Wildverbiss**

Die Projektergebnisse haben maßgeblich dazu beigetragen das Bewusstsein von Waldbesitzenden und Jagenden zu bilden, dass Wildeinflüsse die Waldentwicklung maßgeblich beeinflussen können. Auch die politisch Verantwortlichen hinauf bis zur Bundebene haben aufgrund der Datenlage erkannt, dass der Wildeinfluss hinsichtlich des Erfolges des angestrebten Waldumbaus eine wichtige Rolle spielt. Entsprechende Regelungen in den gesetzlichen Grundlagen sind vollzogen bzw. werden in Angriff genommen. Auch im Vertragsrecht ändern sich nach und nach Inhalte „pro Wald“.

- **Lösungsoptionen für identifizierte Probleme**

Im Rahmen des Projektes konnte bestätigt werden, dass mit traditionellen Jagdmethoden ein zielgerichtetes Jagdmanagement nur schwer erreichbar ist. Es wurden Vorschläge zu einer Synchronisation von Jagd- und Erlegungszeiten gemacht. Aufgrund der klimabedingten Änderungen in der Vegetationsentwicklung und der entsprechenden früheren Mobilität des Wildes führt eine Vorverlegung der Erlegungszeiten zu einer Effizienzsteigerung der Jagd.

Auch Ideen zu revierübergreifenden Jagden können die Erlegungseffizienz steigern.

Mit dem Vorschlag für einen gemeinsamen jährlichen Waldbegang von Waldbesitzenden und Jagdtausübungsberechtigten wurde die Grundlage gelegt für ein zielorientiertes vertrauensbasiertes Miteinander anstelle des bisherigen Nebeneinanders.

Erste Ansätze kritischer Verbissprozente als Referenz bei Vegetationserhebungen wurden ermittelt. Sie sind für den Waldbesitzenden ein wertvoller Indikator für zielgerichtete Entscheidungen.

Mit den verschiedenen Möglichkeiten jagdlicher Nutzung (Begehungsscheine, Verpach-

tung, Pirschbezirke usw.) in Verbindung mit unterschiedlichen Anreizmustern hat das Projekt den Waldeigentümern einen „Baukasten“ für individuelle Jagdnutzungsmodelle angeboten.

Die ehrenamtlich geführten Jagdgenossenschaften brauchen Unterstützung bei der Wahrnehmung ihrer Aufgaben. Zur Problemlösung werden sie unterstützt von den örtlichen forstlichen Zusammenschlüssen und dem Betreuungsförster. Die an konkreten waldbaulichen Maßnahmen ausgerichteten Waldbegänge mit den Jägern führen zu erkennbar zielorientierterem und erfolgreicherem Handeln.

- **Aktive Einbeziehung Verantwortlicher**

Neben den direkt an Entscheidungen Beteiligten wie Waldbesitzern oder Jägern haben indirekt Beteiligte wie z. B. Untere Jagdbehörden, Forstämter, Hegegemeinschaften, Tourismuseinrichtungen großen Einfluss auf den Umsetzungserfolg von betrieblichen Zielen. Es werden in dem Projekt Vorschläge zu partizipativen Prozessen zwischen unterschiedlichen Partnern gemacht. So wurde z. B. in der Pilotregion NRW eine abgestimmte Zusammenarbeit zwischen der Unteren Jagdbehörde und dem Forstamt bezüglich der Erfassung, Bewertung und Einleitung von Konsequenzen bei unterschiedlichen Verbissituationen besprochen.

2.3 Relevante Ergebnisse von dritter Seite

- **Gesetze**

Der Bewusstseinswandel bei politisch Verantwortlichen hat dazu geführt, dass z. B. in den Ländern Mecklenburg-Vorpommern, Rheinland-Pfalz, Baden-Württemberg, Bayern, Sachsen und Niedersachsen neue Regelungen aufgenommen wurden, die ein Bemühen um eine Balance von Wald und Wild unterstützen.

- **Umgang mit Wald und Jagd**

Die FVA Freiburg, aber auch einige Bundesländer haben Praxisleitfäden für ein erfolgreicheres Miteinander beteiligter Akteure zu Waldumbau und Jagd veröffentlicht.

- **Forschungsergebnisse anderer wissenschaftlicher Einrichtungen**

Es ist kein anderes FuE-Projekt bekannt, das im Vorhabenzeitraum eine dem BioWild-Projekt vergleichbare Thematik bearbeitet hat. Unter Einbeziehung des Wissensstandes, der Ergebnisse der Vorlaufprojekte und der Zwischenergebnisse des BioWild-Projektes erfolgten aber zahlreiche Veränderungen in den jagdrechtlichen Regelungen verschiedener Länder.

Arbeiten über den Wildeinfluss z. B. auf die Waldstabilität, die Biodiversität, die Ertragsaussichten, den Umbau vom Altersklassenwald zu strukturreichen Wäldern oder die Ökosystemleistungen des Waldes runden das Gesamtbild ab.

2.4 Veröffentlichungen der Projektergebnisse

Im Rahmen des Projektes fanden zahlreiche Vorträge statt, in deren Rahmen mündliche und schriftliche Präsentationen der Projektergebnisse im In- und Ausland bekannt gemacht wurden. Außerdem erfolgten mehrere Veröffentlichungen in Fachzeitschriften.

Im Folgenden werden auszugsweise Veröffentlichungen der an dem Projekt beteiligten Partner zu den Projektergebnissen zusammengestellt:

2.4.1 Veröffentlichungen

Jordan-Fragstein, C.; Müller, M. (2019): BioWild-Projekt: Habzeitveranstaltung (06.06.2019, Geisingen) - Wissenschaftliche Zwischenergebnisse nach 3 Jahren. Teilvorhaben Monitoring Wildparameter, Jagd und Anpassung Jagdmethoden. Der Dauerwald-Zeitschrift für Naturgemäße Waldwirtschaft Nr. 60, Oktober 2019, S. 23.

Jordan-Fragstein, C.; Müller, M. (2019): The BioWild Projekt. Deer – British Deer Society, Autum 2019, S.16-18

Jordan-Fragstein, C.; Müller, M. (2021): Monitoring, Jagd und Anpassung Jagdmethoden. Ökojagd, Heft 04/2021, S. 29-33

Schneider, S.; Ammer, C.; von der Goltz, H.; Jordan-Fragstein, C.; Knoke, T.; Kolo, H.; Müller, M.; Vor, T. (2017): BioWild-Projekt: Aktueller Stand und Bericht von den Projektpartnern. Der Dauerwald, Zeitschrift für naturgemäße Waldwirtschaft, 56/2017: 9-15.

Schneider, S.; Müller, M.; Jordan-Fragstein, C.; von der Goltz, H. (2019): Effizienter und tierschutzgerechter jagen im Rahmen des BioWild-Projektes. Der Dauerwald – Zeitschrift für Naturgemäße Waldwirtschaft Nr. 59, März 2019, S. 35-39

Schneider, S.; von der Goltz, H.; Müller, M.; Jordan-Fragstein, C. (2017): Jagdausübung und Jagdregime des BioWild-Projektes. AFZ-DerWald, Heft 06/2017: 27-29.

Tendler, E. et al. (2019): Waldbesitzeransprache und forstliche Öffentlichkeitsarbeit der KomSilva-Leitfaden (abgerufen am 24.07.2020 unter <https://komsilva.de/instrumente/>)

von der Goltz, H. (2022) BioWild - Projekt abgeschlossen AFZ 10 /2022

Von der Goltz, H., Müller, M., Ammer, C., Knoke, T., Zimmer, R. (2021) Abschlussbericht in Schlagworten (Broschüre)

Vor, T., Ammer, C. 2021. Vegetationsentwicklung unter Wildeinfluss: Ergebnisse aus dem Projekt BioWild (Biodiversität und Schalenwildmanagement in Wirtschaftswäldern). Ökojagd 25 (4), 19-24.

Entwicklung des Inventurverfahrens

Kolo, Horst. (2016). Methoden zur Beurteilung von Wildverbiss. AFZ-Der Wald, (13), 20–22.

Kolo, Horst, Ankerst, D., & Knoke, T. (2017). Predicting natural forest regeneration: A statistical model based on inventory data. European Journal of Forest Research, 136(5–6), 923–938.

Risikoanalysen und Modellierung der Ökosystemleistungen

Bödeker, K.; Knoke, T. (2020): Auswirkungen einer eingeschränkten Baumartenvielfalt. AFZ - Der Wald: 39-41.

Bödeker, K.; Knoke, T. (2021): Auswirkungen von Wild auf Ökosystemleistungen. Flyer für BioWild-Projektgebiete

Husmann, Kai, von Groß, Volker, Fuchs, Jasper and Bödeker, Kai (2021). optimLanduse: Robust land-use optimization. R package version 0.0.3.

Knoke, T., Kindu, M., Jarisch, I., Gosling, E., Friedrich, S., Bödeker, K., & Paul, C. (2020). How considering multiple criteria, uncertainty scenarios and biological interactions may influence the optimal silvicultural strategy for a mixed forest. *Forest Policy and Economics*, 118, 102239.

Kolo, H., & Knoke, T. (2018). Umgang mit Unsicherheiten und Risiken in der Forstplanung. *AFZ-Der Wald*, 14, 16–18.

Kolo, H., Kindu, M., & Knoke, T. (2020). Optimizing forest management for timber production, carbon sequestration and groundwater recharge. *Ecosystem Services*, 44, 101147.

Bewertung des Wildeinflusses (Auswertung der Erhebungen)

Bödeker, K., Ammer, C., Knoke, T., & Heurich, M. (2021). Determining Statistically Robust Changes in Ungulate Browsing Pressure as a Basis for Adaptive Wildlife Management. *Forests*, 12(8), 1030. <https://doi.org/10.3390/f12081030>

Bödeker, K., Knoke, T. (2021). Wie bedeutend ist Wildverbiss für den Höhenzuwachs und für die Ökosystemleistungen unserer Wälder?, *Ökojagd* 2021(4).

Henrich, M., Franke, F., Tomáš Peterka, Bödeker, K., Červenka, J., Ebert, C., Franke, U., Zenáhlíková, J., Starý, M., Peters, W., & Heurich, M. (2021). Future perspectives for the monitoring of red deer populations -a case study of a transboundary population in the Bohemian Forest ecosystem. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.29005.15842>

Knoke, T., Ertsey, C., Bödeker, K., & Friedrich, S. (2019). Einfluss überhöhter Wildbestände auf das Waldvermögen. *AFZ-Der Wald*, (21), 26–30.

Zur Veröffentlichung eingereicht:

Bödeker, Kai, Jordan-Fragstein, Claudia, Vor, Torsten, Ammer, Christian & Knoke, Thomas (vsl. 2022). Sapling height increment tipping points in beech-dominated forests reflect overbrowsing, which can be reduced by raising the deer harvest

Husmann, Kai*, von Groß*, Volker, Bödeker*, Kai, Fuchs, Jasper, Paul, Carola & Knoke, Thomas (vsl. 2022). optimLanduse: A Package for Multiobjective Land-cover Composition Optimization under Uncertainty. *Methods in Ecology and Evolution* (*Geteilte Erstautorenschaft)

von der Goltz, Hans, (2022). Wild im Wald mit Zukunft, *Natur und Landschaft* 7/2022

Entwurf liegt bei den Co-Autoren vor und soll bald zur Veröffentlichung eingereicht werden:

Bödeker, Kai, Jordan-Fragstein, Claudia, Vor, Torsten, Ammer, Christian & Knoke, Thomas (vsl. 2022). Sapling height increment tipping points in beech-dominated forests reflect overbrowsing, which can be reduced by raising the deer harvest

Tagespresse:

In der Tagespresse sind in den Pilotregionen und überregional für das gesamte Projekt im Rahmen der Halbzeit- und Abschlussveranstaltungen mindestens 37 Veröffentlichungen erschienen.

2.4.2 Vorträge

Jordan-Fragstein, (2018): BioWild-Project - Biodiversity and ungulate management in managed forests, British Deer Society 18.05.2018 Edinburgh

Jordan-Fragstein, C., Müller, M. (2020): „Jägertreff“ NRW

Jordan-Fragstein, C., Müller, M. (2020): Hatzfeld, ZIORJA, WWM-Thüringen, *BioWild-Projekte an der Professur für Waldschutz der TU Dresden für vielfältige, zielorientierte und nachhaltige Jagd, ANW Abend HSG Tharandt, TU Dresden, 25.11.2019 Tharandt

Jordan-Fragstein, C., Müller, M. (2021): Anwendungsforschung Hatzfeld, ZIORJA, WWM-Thüringen, *BioWild-Projekte an der Professur für Waldschutz der TU Dresden, 14.06.2021, an der Fachhochschule Erfurt, Fakultät Landschaftsarchitektur, Gartenbau und Forst, Prof. für Wildtiermanagement und Jagd

Die Wissenschaftler:innen der Hochschulen Göttingen, Dresden und München, sowie von der Firma re:member haben bei folgenden Veranstaltungen Vorträge gehalten:

Auftaktveranstaltung 10.03.2016, Mettlach

Auftaktveranstaltung 20.04.2016, Kassel

Auftaktveranstaltung 10.05.2016, Rottenburg

Auftaktveranstaltung 11.05.2016, Winterberg

Auftaktveranstaltung 26.05.2016, Kemberg

Einweisungsveranstaltung 07.12.2016, Kassel

Wald & Wild Forum Göttingen, 14.10.2017, Göttingen

Methodik 06.04.2017, Beichlingen

Methodik und erste Eindrücke 22.04.2017, Kassel

Erste Datenlage 09.11.2017, Kassel

Datenlage und Exkursion 02.07.2019 Beichlingen

Halbzeitveranstaltung 06.06.2019, Tuttlingen

Halbzeitveranstaltung 20.08.2019, Kassel

Halbzeitveranstaltung 14.11.2019, Orscholz

Abschlussveranstaltung 26.10., 27.10. 2021, Schmallenberg

Abschlussveranstaltung 11.11.2021, Orscholz

Abschlussveranstaltung 16.11.2021, Beichlingen

Abschlussveranstaltung 18.11.2021, Kemberg

Abschlussveranstaltung 24.11.2021, Trossingen