



**Wissenschaftlicher Beirat
für Waldpolitik**
beim Bundesministerium für
Ernährung und Landwirtschaft

Zum Umgang mit alten, naturnahen Laubwäldern in Deutschland im Spannungsfeld zwischen Biodiversitätsschutz, Klimaschutz und Anpassung an den Klimawandel

Stellungnahme des
Wissenschaftlichen Beirates für Waldpolitik

Dezember 2023



Zitieren als: Wissenschaftlicher Beirat Waldpolitik beim BMEL (Hrsg.) (2023): Zum Umgang mit alten, naturnahen Laubwäldern in Deutschland im Spannungsfeld zwischen Biodiversitätsschutz, Klimaschutz und Anpassung an den Klimawandel. Berlin, 29 S.

Autoren: P. Meyer, M. Lindner, J. Bauhus, J. Müller, N. Farwig, F. Lang, M. Dieter, E. Endres, A. Hafner, R. Kätzel, T. Knoke, B. Kleinschmit, U. Schraml, U. Seeling, G. Weber-Blaschke

Titelfotos: Die niedersächsischen Naturwälder Haringer Berg (links) und Großer Freedden (rechts) Fotos: P. Meyer

Mitglieder des Wissenschaftlichen Beirates für Waldpolitik beim BMEL

Prof. Dr. Jürgen Bauhus (Vorsitzender); Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Fakultät für Umwelt und Natürliche Ressourcen, Professur für Waldbau

Prof. Dr. Birgit Kleinschmit (stellvertretende Vorsitzende); Technische Universität Berlin, Institut für Landschaftsarchitektur und Umweltplanung

Prof. Dr. Matthias Dieter; Thünen-Institut für Internationale Waldwirtschaft und Forstökonomie, Hamburg

Prof. Dr. Nina Farwig; Philipps-Universität Marburg, Philipps-Universität Marburg, Fachbereich Biologie

Prof. Dr. Ing. Annette Hafner; Ruhr-Universität Bochum, Fakultät Bau- und Umweltingenieurwissenschaften

Prof. Dr. Ralf Kätzel; Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde, Fachbereich Waldökologie und Monitoring

Prof. Dr. Thomas Knoke; Technische Universität München, School of Life Sciences, Professur für Waldinventur und nachhaltige Nutzung

Prof. Dr. Friederike Lang; Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Fakultät für Umwelt und Natürliche Ressourcen, Professur für Bodenökologie

Dr. Marcus Lindner; European Forest Institute, Bonn, und Universität Ostfinnland, Fakultät für Naturwissenschaften und Forstwirtschaft

Dr. Peter Meyer; Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Abteilung Waldnaturschutz

Prof. Dr. Jörg Müller; Julius-Maximilians-Universität Würzburg, Biozentrum, Lehrstuhl für Tierökologie und Tropenbiologie

Prof. Dr. Ulrich Schraml; Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Freiburg

Prof. Dr. Ute Seeling; Berner Fachhochschule - Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften HAFL

Prof. Dr. Gabriele Weber-Blaschke; Technische Universität München, Lehrstuhl für Holzwissenschaft

Geschäftsführung des WBW

BMEL, Referat 513, 513@bmel.bund.de

Wissenschaftliche Mitarbeit

Dr. Rüdiger Unseld und Stefan Sorge; Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Fakultät für Umwelt und Natürliche Ressourcen, Professur für Waldbau

Inhalt

| | |
|---|----|
| Zusammenfassung | 1 |
| 1. Anlass und Zielstellung | 3 |
| 2. Politische Rahmenbedingungen | 4 |
| 2.1 EU-Politiken | 4 |
| 2.2 Nationale Politiken | 5 |
| 3. Schutz alter, naturnaher Laubwälder: Grundlagen und Definitionen | 6 |
| 3.1 Der Wert alter, naturnaher Laubwälder | 6 |
| 3.2 Flächenumfang und räumliche Verteilung von Schutzgebieten | 7 |
| 3.3 Dauer des Schutzes | 9 |
| 3.4 Definition und Flächenumfang alter, naturnaher Laubwälder | 9 |
| 3.5 Schutzgebietsplanung in Deutschland | 11 |
| 4. Alte Laubwälder in Zeiten des globalen Wandels | 13 |
| 5. Auswirkungen der Aufgabe forstlicher Nutzung auf Biodiversität, Klimaschutz, und Anpassungsfähigkeit | 16 |
| 6. Empfehlungen | 23 |
| Verwendete Literatur | 25 |

Zusammenfassung

Alte, naturnahe Laubwälder stehen zunehmend im Fokus der europäischen und nationalen Waldpolitik. Sie haben eine besondere Bedeutung für den Schutz der biologischen Vielfalt und es wird häufig angenommen, dass sie einen wichtigen Beitrag zum Klimaschutz leisten und über eine hohe Anpassungsfähigkeit im Klimawandel verfügen. Vor diesem Hintergrund zielen einige waldrelevante Politiken darauf ab, in diesen Ökosystemen Holznutzung dauerhaft oder temporär auszusetzen. In diesem Zusammenhang beschäftigt sich der Wissenschaftliche Beirat für Waldpolitik (WBW) in dieser Stellungnahme mit folgenden Fragen:

- Wie können alte, naturnahe Laubwälder naturschutzfachlich sinnvoll und operational definiert werden?
- In welchem Umfang tragen Laubwälder, in denen keine Holznutzung stattfindet, zum Biodiversitäts- und Klimaschutz sowie zur Anpassung an den Klimawandel bei? Wo sind gegebenenfalls Zielkonflikte zu erwarten?
- Welche systematischen Planungsansätze können verfolgt werden, um das Erreichen von Schutz- und Anpassungszielen aufeinander abzustimmen?
- Was sind geeignete politische Instrumente zur Priorisierung und Optimierung von Biodiversitätsschutz, Klimaschutz und Anpassung an den Klimawandel?

Da die ökonomischen Auswirkungen eines Einschlagstops in alten Buchenwäldern auf Forstbetriebe und Volkswirtschaft bereits an anderer Stelle diskutiert wurden (Bolte et al. 2022), werden diese Aspekte hier nur am Rande betrachtet. Für den zukünftigen Umgang mit alten, naturnahen Laubwäldern hinsichtlich der oben genannten Fragestellungen spricht der WBW folgende Empfehlungen aus:

Nicht nur Buchen- sondern Laubwälder

Deutschland liegt im Zentrum der aktuellen Verbreitung der Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.). Daraus wird auch eine globale Verantwortung für Buchenwaldlebensräume abgeleitet. Da es in Mitteleuropa eine gemeinsame Evolutionsgeschichte der Gesamtheit

der temperaten Laubwälder und ihrer Lebensgemeinschaften gibt, sollten Bemühungen zum Schutz alter Wälder und ihrer typischen Strukturen sämtliche naturnahe Laubwälder umfassen. Eine Fokussierung auf von Buchen dominierten Wäldern ist nicht zielführend. Besonders wertvoll sind dabei Wälder mit Baumdimensionen und Strukturen, die ab einem Alter jenseits der üblichen Ernteschwelle auftreten.

Die Aussetzung der Holznutzung und Einrichtung von strengen Schutzgebieten in alten, naturnahen Laubwäldern sollte im Wesentlichen durch den Schutz der Biodiversität begründet werden.

Vor dem Hintergrund sehr unterschiedlicher unterer Altersgrenzen für die Definition alter Buchen- und Laubwälder in der jüngeren Diskussion spricht sich der WBW für eine strenge Auslegung des Begriffs "alter, naturnaher Laubwald" aus. Diese sollte der Definition von *Old-Growth* der EU-Biodiversitätsstrategie entsprechen (siehe Kap. 3.4) und mit dem dauerhaften Schutz der identifizierten Waldbestände verbunden werden. Dies bietet (1) eine eindeutige Definition, (2) Anschlussfähigkeit an die EU-Naturschutzpolitiken, insbesondere die EU-Biodiversitätsstrategie, (3) Anerkennungsfähigkeit im Rahmen der Nationalen Biodiversitätsstrategie als Wald mit natürlicher Entwicklung, und (4) vermeidet eine Inflation der naturschutzfachlichen Bewertungsmaßstäbe.

Zwischen dem Schutz der Biodiversität, dem Klimaschutz und der Anpassung der Wälder an den globalen Wandel bestehen aus Sicht des WBW einige Zielkonflikte. Während alte Laubwälder vor allem für den Schutz der Biodiversität und als Kohlenstoffspeicher bedeutsam sind, ist ihre Funktion als Kohlenstoffsenke kurz- bis mittelfristig begrenzt. Jüngere bis mittelalte Laubwälder stellen über den höheren Zuwachs eine effektivere Kohlenstoffsenke dar, ihre natürliche Entwicklung lässt kurz- bis mittelfristig allerdings kaum positive Effekte auf die Biodiversität erwarten. Die Biodiversität kann in Abwesenheit von Störungen durch Entmischung, Dichtschluss und Verlust der Baumartenvielfalt sogar abnehmen. Gleichzeitig ist die Einstellung der Holznutzung keine volkswirtschaftlich effiziente Klimaschutzmaßnahme, da die Kohlenstoffspeicherung im Wald durch Einnahmeverluste der Forstbetriebe, entgangene Wert-

schöpfung in nachgelagerten Bereichen bei der stofflichen Verwendung sowie dem Wegfall von Substitutionspotenzialen erkaufte wird. Daher sollte die Einstellung der Nutzung auf solche Flächen konzentriert werden, die vor allem einen hohen naturschutzfachlichen Wert aufweisen. Mit einer Absenkung der Altersgrenze für den strikten Schutz alter Laubwälder nehmen diese Zielkonflikte zu. Die Annahme, dass natürliche Wälder ohne Holznutzung eine *Win-Win* Situation hinsichtlich des Klimaschutzes und der Biodiversität sowie einer Verbesserung der Anpassungsfähigkeit an den globalen Wandel darstellen, birgt die Gefahr eines nicht einlösbaren Politikversprechens. Die genannten Zielkonflikte können durch eine Kombination unterschiedlicher Schutz- und Bewirtschaftungsstrategien reduziert werden und sollten in der Gestaltung entsprechender Politikinstrumente berücksichtigt werden.

Weitere Ausweisung von Waldschutzgebieten auf der Grundlage eines systematischen Schutzgebietsystems.

Da die Ausweisung von strikten Waldschutzgebieten in Deutschland bisher nur selten in einem systematisch-objektivierten Prozess nach Kriterien der Repräsentativität, Seltenheit oder Gefährdung erfolgte, sind nicht alle vergangenen Bemühungen in Hinblick auf den Schutz der Biodiversität als effizient anzusehen. Wissenschaftliche Erfolgskontrollen der Schutzgebietsausweisungen sind ebenfalls eher die Ausnahme. Ausgangspunkt für weitere Schutzbemühungen sollte daher eine Lückenanalyse des bestehenden Schutzgebietssystems sein, um bestehende Defizite gezielt und effizient adressieren und Maßnahmen standortspezifisch planen zu können. Die Ausweisung von Waldschutzgebieten sollte vor allem dort erfolgen, wo die Wahrscheinlichkeit hoch ist, dass die zu schützenden Lebensgemeinschaften sich dort auch im Klimawandel erhalten können.

Verbesserung des Monitorings für Schutzgebiete.

Im Zuge des rasant fortschreitenden globalen Wandels besteht großer Bedarf für ein kontinuierliches Waldmonitoring, um zeitnah Anpassungsstrategien auf einer belastbaren Grundlage entwickeln zu können. Da alte, strikt geschützte Wälder bisher in den großräumigen Rasterinventuren nur in geringem Umfang repräsentiert sind, empfiehlt der Beirat für

Waldpolitik ein adäquates Monitoring zu entwickeln, um abzuschätzen, wie sich eine Unterschutzstellung auf Biodiversität, Kohlenstoffpools und laufende Kohlenstoffspeicherung sowie die Anpassungsfähigkeit auswirkt.

Effektive und effiziente Förderinstrumente ausbauen und weiterentwickeln.

Förderinstrumente für den Privat- und Körperschaftswald sollten so ausgestaltet werden, dass die beschriebenen Zielkonflikte möglichst vermieden werden. Die systematische Schutzgebietsplanung wäre eine wichtige Grundlage für eine solche Förderung. Gestaffelte Fördersätze können Anreize schaffen, um die bestehenden Lücken mit naturschutzfachlich wertvollen Wäldern zu füllen. Dies wäre auch über ein Auktionssystem möglich, in dem Waldbesitzende ihren Wald für dauerhafte oder temporäre Schutzgebiete anbieten. In jedem Fall sollte vor der Aufnahme konkreter Waldflächen in Förderprogramme den Waldbesitzenden ein Beratungsangebot und Entscheidungshilfen vorliegen, sowie eine Beurteilung der Waldfläche stattfinden. Neben der Einschätzung der naturschutzfachlichen Wertigkeit sollten dabei auch mögliche Waldschutzprobleme adressiert werden. Für naturschutzfachlich wertvolle Wälder auf ertragsschwachen Standorten oder mit Bewirtschaftungshindernissen (Steilhänge, nasse Standorte etc.) im privaten und kommunalen Besitz, die bereits in der Vergangenheit kaum genutzt wurden, sollten geeignete Instrumente entwickelt werden, um die Waldbesitzenden für einen langfristigen Schutz zu gewinnen. Neben dem Ankauf von Waldflächen oder einem Flächentausch könnten temporäre Waldschutzgebiete mit Laufzeiten von 10-20 Jahren den Waldbesitzenden den Einstieg in den langfristigen Schutz naturschutzfachlich wertvoller Teilflächen ihrer Wälder erleichtern.

1. Anlass und Zielstellung

Im Koalitionsvertrag der amtierenden Bundesregierung (SPD, Bündnis 90/Die Grünen, FDP 2021) wird das Ziel formuliert, „den Einschlag in alten, naturnahen Buchenwäldern in öffentlichem Besitz zu stoppen“. Insgesamt stehen Laubwälder, insbesondere solche in alten Waldentwicklungsphasen sowie naturnahem Zustand, zunehmend im Fokus der europäischen und nationalen Waldpolitik. Sie besitzen im Vergleich zum Durchschnitt aller Wälder eine besondere Bedeutung für den Schutz der biologischen Vielfalt (z. B. Brunet et al. 2010). Zudem wird vielfach angenommen, dass alte Wälder einen wichtigen Beitrag zum Klimaschutz leisten (Nagel et al. 2023) und die in ihnen vorkommenden alten Bäume über eine hohe Anpassungsfähigkeit im Klimawandel verfügen (z. B. Cannon et al. 2022). Aus diesen Gründen zielen verschiedene Politiken darauf ab, alte, naturnahe Wälder in einem guten Zustand zu erhalten oder einen solchen wiederherzustellen (FFH-Richtlinie 1992, Entwurf des EU-Naturwiederherstellungsgesetzes, Europäische Kommission 2022). Dazu soll häufig die Holznutzung entweder dauerhaft oder temporär ausgesetzt werden, wie zum Beispiel im Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz des BMUV (2023a) vorgeschlagen. Da der Großteil der Wälder in Deutschland in ihrer natürlichen Zusammensetzung von Buchen geprägt wäre, ergibt sich für Deutschland eine besondere Verantwortung zum Erhalt und Schutz der Buchenwald-Lebensgemeinschaften. In dieser Stellungnahme erweitert der WBW allerdings, wie weiter unten begründet wird, den Fokus der Betrachtung auf alte, naturnahe Laubwälder.

Die Ökosystemleistungen sowie die Resistenz und Resilienz gegenüber ökologischen Störungen von Wäldern werden deutlich vom Bestandesalter beeinflusst. Der Wert alter Wälder für die Biodiversität und als Kohlenstoffspeicher wird durch viele Studien untermauert (siehe 2. Kapitel). Häufig nimmt die Produktivität und somit die laufende Kohlenstoffsenkenleistung im Ökosystem ab einem bestimmten Bestandesalter jedoch ab, während mit zunehmender Seneszenz und Mortalität von Bäumen die Biodiversität eher zunimmt. Daher zeigen Wälder, mit denen am effektivsten Kohlenstoff gebunden werden kann,

in der Regel nicht gleichzeitig die höchsten Wirkungen zum Schutze der biologischen Vielfalt.

Aufgrund der unterschiedlichen Ziele (Biodiversitätsschutz, Klimaschutz und Anpassung an den globalen Wandel), die mit den Politiken zur Wiederherstellung, dem Erhalt und Schutz von naturnahen (und alten) Laubwäldern verfolgt werden, stellen sich die folgenden Fragen:

- Wie können alte, naturnahe Laubwälder natur-schutzfachlich sinnvoll und ausreichend operational definiert werden?
- Tragen Laubwälder, in denen keine Holznutzung stattfindet, gleichermaßen zum Biodiversitäts- und Klimaschutz sowie zur Anpassung an den Klimawandel bei? Wo sind gegebenenfalls Zielkonflikte zu erwarten?
- Welche systematischen Planungsansätze können verfolgt werden, um das Erreichen von Schutz- und Anpassungszielen aufeinander abzustimmen?
- Was sind geeignete politische Instrumente zur Priorisierung und Optimierung von Biodiversitätsschutz, Klimaschutz und Anpassung an den Klimawandel?

Im Folgenden diskutiert der Wissenschaftliche Beirat für Waldpolitik (WBW) die Rolle naturnaher Laubwälder für Klima- und Biodiversitätsschutz sowie für die Anpassung an den Klimawandel, um die Wirkungen möglicher Politiken antizipieren und wissenschaftsbasierte Empfehlungen ableiten zu können. Dabei bezieht sich der WBW unter anderem auf die relevanten, früheren Gutachten und Stellungnahmen zur Anpassung von Wäldern und Waldwirtschaft an den Klimawandel (WBW 2021), Wege zu einem effizienten Waldnaturschutz in Deutschland (WBW & WBBGR 2020), Klimaschutz in der Land- und Forstwirtschaft sowie den nachgelagerten Bereichen Ernährung und Holzverwendung (WBAE & WBW 2016).

2. Politische Rahmenbedingungen

2. 1. EU-Politiken

Die EU-Biodiversitätsstrategie für 2030 “Mehr Raum für die Natur in unserem Leben“ (European Commission 2020) beinhaltet ein Handlungsfeld zum Schutz, der Wiederherstellung (Restoration) und Erweiterung der Wälder in der EU, um den Klimawandel zu bekämpfen, den Verlust der biologischen Vielfalt umzukehren und resiliente multifunktionale Waldökosysteme zu erhalten. Diese Strategie ist ein Kernanliegen des European Green Deals und soll maßgeblich den Artenschutz stärken und zudem den durch Klimawandel verursachten Nachteilen für die Biodiversität entgegenwirken. Damit die Wälder ihre Funktionen in Bezug auf die Biodiversität, das Klima und die Bereitstellung von Rohstoffen, Produkten und Dienstleistungen erfüllen können, soll ein guter Erhaltungszustand aller Wälder erreicht werden.

In der EU-Biodiversitätsstrategie wird ein terrestrischer Flächenanteil für Schutzgebiete von 30 % angestrebt, wobei allerdings berücksichtigt werden muss, dass es keine politische Vorgabe zur Schutzgebietsverteilung auf die einzelnen Landnutzungstypen gibt (European Commission 2020). Ein zweites zentrales Schutzziel der EU-Biodiversitätsstrategie ist es, 10 % der Landesfläche streng zu schützen (*strict protection*). In Bezug auf Wald wird unter strengem Schutz derzeit offenbar eine dauerhafte natürliche Waldentwicklung verstanden (European Commission 2022).

Waldbestände, in denen keine Holznutzung und keine naturschutzfachliche Pflege stattfindet, werden gemäß der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt der deutschen Bundesregierung (NBS) (BMUB 2015) als Wälder mit natürlicher Entwicklung (NWE) bezeichnet (Engel et al. 2016). Bei NWE handelt es sich demnach um Totalreservate oder Prozessschutzflächen, die den Anforderungen für Schutzgebiete der Kategorien Ia und b (Strenges Naturreservat/Wildnisgebiet) der Weltnaturschutzunion (IUCN), der Klasse 1.2 (Wälder ohne aktive oder nur minimale Eingriffe) der Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa (*Forest Europe*) sowie der Kategorie A der Europäischen Umweltagen-

tur (EEA) entsprechen. Solcherart strikte Nutzungsbeschränkungen gibt es üblicherweise in den Kernzonen von Nationalparks, in allen Naturwaldreservaten und in bestimmten Naturschutzgebieten. Nach der NBS sollte bis zum Jahr 2020 ein NWE-Anteil von 5 % bezogen auf die Waldfläche Deutschlands und von 10 % bezogen auf die Fläche des öffentlichen Waldes erreicht werden.

Die EU-Biodiversitätsstrategie gibt ambitionierte Schutzziele vor, deren Umsetzung durch die Mitgliedstaaten konkretisiert werden müssen. Zum Beispiel gibt es keine Vorgabe, wie das Ziel der 10 % streng geschützten Landfläche in der EU auf unterschiedliche Landnutzungstypen verteilt werden soll (O’Brien et al. 2021).

Im Rahmen der Umsetzung der EU-Biodiversitätsstrategie hat die Europäische Kommission zusätzlich zu den Schutzgebietszielen ein rechtsverbindliches Instrument für die Wiederherstellung von Ökosystemen vorgeschlagen (European Commission 2022), da der Schutz bestehender Ökosysteme allein nicht ausreichend sei, um den Verlust an Biodiversität aufzuhalten. Größere Anstrengungen seien notwendig, um die Natur innerhalb der EU in einen besseren Erhaltungszustand zu bringen, in geschützten Gebieten und darüber hinaus. Der Gesetzesvorschlag zur Wiederherstellung degradierter Ökosysteme in der EU gilt insbesondere für jene Ökosysteme, die großes Potenzial zur Bindung und Speicherung von Kohlenstoff und zur Prävention bzw. Minderung der Auswirkungen von Naturkatastrophen bieten. Die Maßnahmen sollen bis 2030 mindestens 20 % der Land- und Meeresflächen der EU abdecken und bis 2050 bereits alle Ökosysteme, die einer Wiederherstellung bedürfen („*in need of restoration*“). Die Mitgliedsstaaten der EU werden im vorgeschlagenen Gesetzesentwurf aufgefordert, nationale Wiederherstellungspläne vorzubereiten und umzusetzen.

Der Vorschlag der Europäischen Kommission (2022) ergänzt insbesondere die bisherige Beschränkung auf ausgewiesene Fauna-Flora-Habitat-Gebiete, indem darin Fristen für die Erreichung von Zielen auch außerhalb des Natura 2000 Netzwerkes gesetzt werden. Zudem soll er anhand verschiedener Maßnahmen zur Biodiversität und Resilienz von Wäldern und somit zur Waldstrategie 2030 der EU beitragen. Nach

der Annahme durch das EU-Parlament am 12.07.2023 wurde über die Verordnung im Rahmen des Trilogs weiterverhandelt. Da der Trilog Kompromiss zur Wiederherstellungs-Verordnung den Ländern große Flexibilität überlässt, ist noch nicht absehbar, welche konkreten Maßnahmen in Deutschland umgesetzt werden sollen.

2.2 Nationale Politiken

Orientierung für relevante Politiken zum Schutz alter Laubwälder bieten in Deutschland neben den einschlägigen Wald- und Naturschutzgesetzen auf Bundes- und Landesebene die Waldstrategie und die 2007 verabschiedete Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt (NBS) als Umsetzung des internationalen Übereinkommens über die biologische Vielfalt (*Convention on Biological Diversity*, CBD, BMUB 2015). In der Waldstrategie 2020 der Bundesregierung (BMELV 2011) bzw. in der Waldstrategie 2050 des BMEL (2021) ist ein wichtiges Ziel, den Wald als Kohlenstoffsенке zu erhalten und dauerhaft zu sichern. Während die Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt sich im Hinblick auf den Klimaschutz allein auf die natürlichen Kohlenstoffspeichermöglichkeiten konzentriert, beziehen die Waldstrategien auch die Speicherung in Holzprodukten sowie das Substitutionspotenzial von Holzprodukten in die Lösungsansätze mit ein, ohne jedoch hierfür konkrete Ziele vorzugeben (BMEL 2021). Um den Klimaschutzbeitrag der Wälder zu sichern, werden sowohl geeignete Anpassungsmaßnahmen als auch die Verwendung von Holz aus nachhaltiger Forstwirtschaft zur Substitution energieintensiverer Materialien empfohlen.

Weitere gesetzliche Rahmenbedingungen mit zu erwartenden Auswirkungen auf die Waldnutzung finden sich in dem im Juni 2021 novellierten Bundes-Klimaschutzgesetz. Das Gesetz sieht vor, dass Deutschland bis zum Jahr 2030 mindestens 65 % weniger Treibhausgase ausstößt als im Jahr 1990. Im Jahr 2045 soll Deutschland klimaneutral sein. Für diese Zeitperioden wurden auch im Sektor Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft (*Land Use, Land Use Change and Forestry*; LULUCF) zu erreichende Beiträge festgelegt. Innerhalb des Sektors LULUCF wird die Klimaschutzleistung der

Waldökosysteme mit denen anderer Landnutzungskategorien wie Ackerland, Grünland, Feuchtgebieten, oder Siedlungen verrechnet. Als eine Verbesserung der Emissionsbilanz des Sektors LULUCF ist im Klimaschutzgesetz die Erhöhung des Kohlenstoffspeichers in Wäldern vorgesehen, der sehr wahrscheinlich nur durch zusätzliche Nutzungseinschränkungen erzielt werden können (WBW 2021). Laut dem jüngsten Projektionsbericht werden die Ziele, diese Emissionen bis 2040 oder 2045 um 35 bzw. 40 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente zu senken, deutlich verfehlt werden (Umweltbundesamt 2023).

Um die Erreichung der Ziele des Klimaschutzgesetzes im LULUCF-Sektor zu unterstützen, wurde von der Bundesregierung 2022 das Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz (ANK) initiiert und im Frühjahr 2023 beschlossen (BMUV 2023a). Mit dem Programm, das für den Zeitraum 2022 bis 2026 mit insgesamt vier Milliarden Euro ausgestattet ist, soll durch Nutzung von Synergien zwischen Natur- und Klimaschutz gleichzeitig ein substanzieller Beitrag zum Klimaschutz, zum Schutz der Biodiversität sowie auch zur Klimaanpassung geleistet werden. In Anlehnung an die oben beschriebenen, walddrelevanten EU-Politiken und Strategien verfolgt das Aktionsprogramm in Bezug auf den Wald a) eine biodiversitätsfördernde Mehrung der Waldfläche, b) die Schaffung von artenreichen und klimaresilienten Laubmischwäldern durch Wiederherstellung und Waldumbau, c) finanzielle Anreize für zusätzliche Klimaschutz- und Biodiversitätsleistungen im Privat- und Kommunalwald als Ergänzung zum Förderprogramm "Klimaangepasstes Waldmanagement" und d) den Schutz alter, naturnaher Buchenwälder (durch Einschlagsstopp in öffentlichem Besitz). Das letztgenannte Ziel besitzt eine Synergie zum Ziel "Programm KlimaWildnis – Sicherung von kleineren Flächen mit eigendynamischer Entwicklung". Im Programm "Klimaangepasstes Waldmanagement" werden im Zeitraum 2022-2026 insgesamt € 900 Mio. investiert, um private und kommunale Waldbesitzende dafür zu honorieren, dass sie ihre Wälder nach einem Set von festgelegten Kriterien oberhalb der gesetzlichen Anforderungen und oberhalb der Standards der forstlichen Zertifizierungssysteme bewirtschaften. Dieses Programm zum klimaangepassten

Waldmanagement zielt neben der eigentlichen Anpassung der Wälder auch auf den Klimaschutz und den Schutz der biologischen Vielfalt ab. Dabei wird die Klimaschutzleistung der Wälder durch den Erhalt des Kohlenstoffspeichers, die Effekte einer nachhaltigen Holznutzung und auch durch eine laufende Kohlenstoffsенke in Waldökosystemen berücksichtigt. Das spiegelt sich in dem Kriterium wider, dass bei Waldbesitzgrößen von mehr als 100 Hektar auf 5 % der Waldfläche eine natürliche Waldentwicklung durch Ausschluss der forstlichen Nutzung stattfinden muss. Die geplanten Maßnahmen des ANK (Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz) könnten somit Synergien zum Schutz alter, naturnaher Laubwälder liefern. Sofern dabei in Wäldern die Holznutzung temporär ausgesetzt wird (z. B. für 10 oder 20 Jahre), erfüllen diese Waldflächen bisher nicht das Kriterium der Dauerhaftigkeit gemäß der bisher anerkannten NWE-Definition¹ der Nationalen Biodiversitätsstrategie (Meyer et al. 2023).

3. Schutz alter, naturnaher Laubwälder: Grundlagen und Definitionen

3.1 Der Wert alter, naturnaher Laubwälder

Da die natürlichen Waldökosysteme Deutschlands von Laubbäumen geprägt wären und gerade alte Wälder sehr selten sind (Sabatini et al. 2018) liegt ein Schwerpunkt des Biodiversitätsschutzes berechtigterweise auf alten, naturnahen Laubwäldern. Alte Wälder weisen aufgrund ihres Struktureichtums und ihrer Habitatkontinuität oft eine hohe lebensraumtypische Vielfalt an heimischen Waldarten auf, vor allem aus den Gruppen der Vögel und Fledermäuse, Insekten, Holzpilze und Flechten. Arten mit enger Bindung an Strukturen alter Wälder, z. B. starkes Totholz oder senescente Bäume mit vielen Mikrohabitaten, finden sich gehäuft auf Roten Listen (Seibold et al. 2015). Deutschland trägt für viele dieser Arten eine besondere Schutzverantwortung (Gruttke 2004), was sich u. a. in den Natura 2000 Ar-

tenlisten widerspiegelt. Dies unterstreicht die Notwendigkeit, die Biodiversität strukturreicher und ökologisch besonders wertvoller Wälder zu schützen. Die für viele charakteristische Arten alter, naturnaher Laubwälder wie Eremit, Halsbandschnäpper oder Mittelspecht geeigneten Habitatsigenschaften in Form von Baumdimensionen und Strukturen entwickeln sich insbesondere in Buchenwäldern erst nach der ökonomischen Erntereife.

Die bedeutendste Laubbaumart in unseren heutigen Wäldern ist die Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.). Da Deutschland im Zentrum der aktuellen Rotbuchenverbreitung liegt, wird daraus auch eine globale Verantwortung für Buchenwaldlebensräume abgeleitet. Allerdings erscheint eine Einengung des Biodiversitätsschutzes auf Buchenwälder wenig zielführend. Beispielsweise sind viele Insektenarten im Wald nicht obligat an eine bestimmte Baumgattung gebunden (Brändle & Brandl 2001), sondern vorwiegend an bestimmte Strukturen und Habitats. Im Quartär haben sich in den Zwischeneiszeiten verschiedene Laubwaldtypen in ihrer Dominanz abgewechselt, so dass es in Mitteleuropa eher eine gemeinsame Evolutionsgeschichte der Gesamtheit der temperaten Laubwälder und ihrer Bewohner gibt. Aufgrund klimatischer Schwankungen in den letzten Jahrtausenden unterlag zudem auch die Dominanz der Baumarten starken Veränderungen (Scharnweber et al. 2019).

Entsprechend sollte der Fokus von Schutzbemühungen neben den Buchenwäldern auch andere naturnahe, nicht von Buchen dominierte Laubmischwälder umfassen. Dies ist gerade auch im Hinblick auf den Schutz von Waldlebensräumen im Kontext von Klimaveränderungen sinnvoll, da sich hierdurch die standörtliche Eignung und Dominanz von Baumarten verändern dürfte. In der Folge nimmt diese Stellungnahme demnach nicht nur Buchenwälder, sondern auch andere Laubwälder in den Fokus.

¹ Mit der Ausweisung von NWE-Flächen wird primär das Ziel einer natürlichen Waldentwicklung verfolgt. NWE-Flächen umfassen eine zusammenhängende waldfähige Fläche von mindestens 0,3 Hektar, in der direkte forst-

wirtschaftliche und naturschutzfachliche Eingriffe dauerhaft rechtsverbindlich ausgeschlossen sind. Ausnahmen für Eingriffe in den Baumbestand können Verkehrssicherungs- oder Forstschutzmaßnahmen sein



Mehrere Schutzgebietskategorien auf einer Fläche: Der buchenreiche Bannwald Zweribach im Schwarzwald ist zugleich Naturschutzgebiet und geschütztes Waldbiotop. Foto: R. Unseld

3.2 Flächenumfang und räumliche Verteilung von Schutzgebieten

In Deutschland gibt es eine Fülle von Schutzgebiets-typen mit unterschiedlichen Zielsetzungen und Nutzungseinschränkungen. Kernzonen von Biosphären-reservaten, Naturschutzgebiete, Nationalparke, Vogelschutz- und Fauna-Flora-Habitat-Gebiete dürften nach gegenwärtiger Lesart unter dem 30 %-Schutzziel der EU-Biodiversitätsstrategie anerkennungsfähig sein (vgl. European Commission 2022). Rund ein Viertel des deutschen Waldes unterliegt diesem vergleichsweisen strengen Schutz (Tab. 1). Die räumliche Verteilung dieser Schutzgebiete zeigt deutliche regionale Unterschiede (Abb. 1).

Wälder und vor allem Laubwälder sind im Vergleich zur übrigen Landfläche Deutschlands überproportional geschützt (Tab. 1). Beispielsweise sind knapp

30 % der Laubwälder im Vergleich zu rund 9 % der gesamten Landfläche als Fauna-Flora-Habitat-Gebiete ausgewiesen. Während in Bezug auf Laubwälder das 30 %-Schutzziel der EU-Biodiversitätsstrategie bereits heute überschritten wird, ist in Bezug auf die Landfläche lediglich insgesamt etwas mehr als die Hälfte dieses Wertes erreicht (Tab. 1).

Dauerhaft ungenutzte Wälder haben in Deutschland nach der letzten Flächenbilanz für das Jahr 2020 einen Waldanteil von 3,1 % (Steinacker et al. 2023). Somit wurde das nationale Schutzziel von 5 % des Waldes in rechtlich gesicherten Prozessschutzflächen verfehlt, auch wenn die Auswertung der Bundeswaldinventur 2012 zeigte, dass auf 5,6 % der Waldfläche faktisch kein Holz geerntet wurde. Diese Differenz zwischen Flächen auf denen tatsächlich nicht geerntet wurde und rechtlich gesicherten Prozessschutzgebieten weist auf ein Potenzial für die Ausweitung von Schutzgebieten hin, ohne dass dies zu Reduktionen in der Holzproduktion führen muss. Der Anteil von 3,1 % Waldfläche in dauerhaft gesicherter natürlicher Entwicklung macht auch die Herausforderungen deutlich, die mit dem Ziel der EU-Biodiversitätsstrategie für strenge Schutzgebiete für das Jahr 2030 verbunden sind. Wird strenger Schutz nach der bisherigen Auslegung überwiegend als Prozessschutz verstanden (European Commission 2022), so müsste der Flächenanteil von NWE gegenüber dem bisherigen Ziel der Nationalen Biodiversitätsstrategie sehr deutlich erhöht werden (Schwaderer 2023).

Tab. 1: Prozentuale Flächenanteile verschiedener strenger Schutzgebiete je Bezugsfläche². Aufgrund räumlicher Überlappungen entspricht die Nettofläche nicht der Summe der Flächenanteile der einzelnen Schutzgebietskategorien.

| Schutzgebiet | Anteil je Bezugsfläche [%] | | | |
|----------------------------------|----------------------------|-------------|-------------|-------------|
| | Landfläche | Wald | Laubwald | Buchenwald |
| Kernzone Biosphärenreservat | 0,2 | 0,3 | 0,6 | 0,5 |
| Nationalpark | 0,6 | 1,2 | 1,0 | 1,1 |
| Naturschutzgebiet | 3,9 | 6,5 | 10,1 | 6,1 |
| Vogelschutzgebiet | 11,3 | 16,7 | 21,3 | 18,8 |
| Fauna-Flora-Habitat-Gebiet | 9,4 | 17,7 | 29,7 | 27,6 |
| Nettofläche Schutzgebiete | 16,1 | 26,2 | 38,2 | 34,5 |

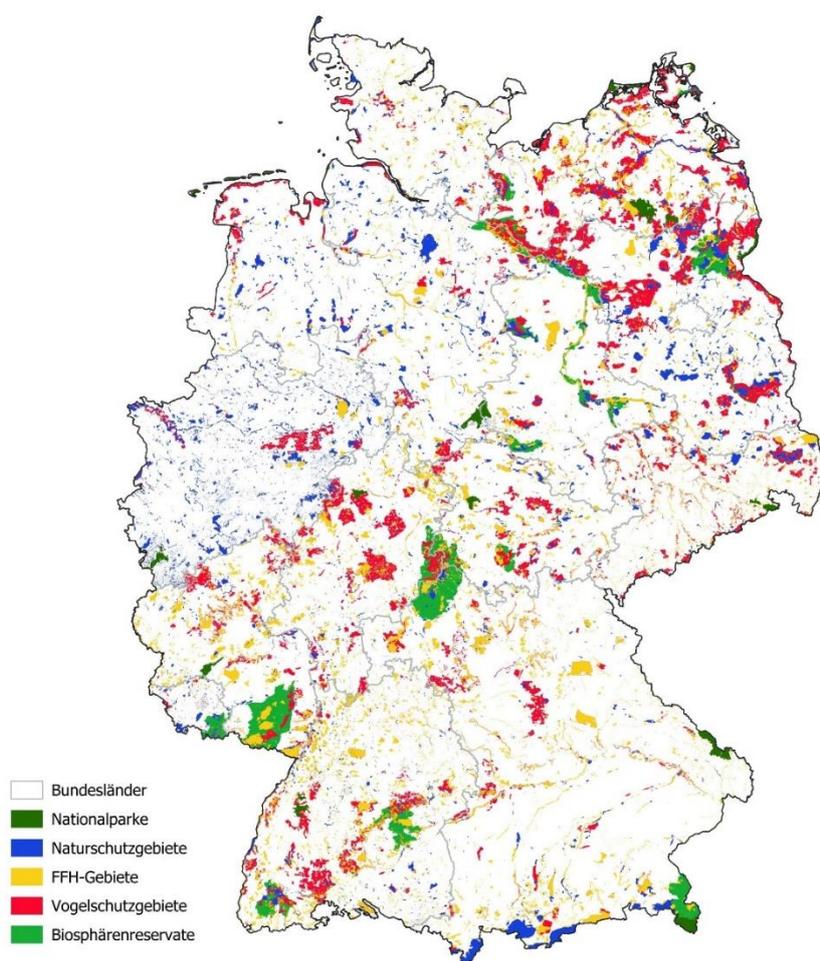


Abb. 1: Räumliche Verteilung wichtiger Schutzgebietstypen in Deutschland. Kartengrundlagen siehe Tab.1; Erstellung: NWFVA 04/2023

² Die Auswertungen beruhen auf den Geodaten für Schutzgebiete des Bundesamtes für Naturschutz (Datenlieferung 2023) bezogen auf die Landfläche Deutschlands gemäß Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, Frankfurt a.M. (2018). Zur Ermittlung der Schutzgebietsfläche im Wald wurde die Geodaten des Corine Landcover verwendet (CLC 2018 © GeoBasis-DE / BKG (2023)). Zur Ermittlung der Schutzgebietsfläche in Buchenwäldern wurde die Baumartenkarte von Brus et al. (2012) verwendet (Bereitstellung durch EFI 2023) und mit dem Corine-Landcover-Waldlayer verschnitten.

3.3 Dauer des Schutzes

Das Ziel des Koalitionsvertrages der amtierenden Bundesregierung bleibt hinsichtlich der Dauer des Einschlagsstopps unbestimmt. Hier sind sowohl eine temporäre wie eine dauerhafte Ausgestaltung denkbar. Im Hinblick auf den Schutz der Biodiversität alter, naturnaher Wälder haben sich im europäischen Waldnaturschutz Konzepte durchgesetzt, die im Wesentlichen aus drei Elementen bestehen (Vandekerkhove et al. 2013):

1. Einzelne oder gruppenweise konzentrierte Habitatbäume
2. Kleinflächige Schutzgebiete, z. B. Hotspots der biologischen Vielfalt
3. Größere Waldreservate (von Naturwaldreservaten bis zu Nationalparks)

Während der Schutz einzelner Habitatbäume eine temporäre Maßnahme der *Retention-Forestry* (Gustafson et al. 2019) darstellt und die Teilflächen nach dem Zerfall der Bäume wieder in die Nutzung genommen werden können, bleiben die flächenhaften Schutzgebiete (2 und 3) dauerhaft und vollflächig ungenutzt. Aufgrund der langen Entwicklungszeit, die viele Habitatstrukturen, wie z. B. Baumhöhlen, und damit auch der Wiederherstellungsprozess der daran gebundenen Lebensgemeinschaft benötigen (Larrieu et al. 2017), ist diese Dauerhaftigkeit naturschutzfachlich sinnvoll. Ein weiterer Vorteil besteht darin, dass die flächenhaften Schutzgebiete der NWE-Definition entsprechen und somit zu den Zielen der Nationalen Biodiversitätsstrategie beitragen. Als Flächengröße für die Differenzierung zwischen kleineren *Hotspots* (2) und größeren Waldreservaten (3) bietet sich der Wert von 20 Hektar an, der auch als Untergrenze für Naturwaldreservate angesetzt wird (Meyer et al. 2007). Gemäß Engel et al. (2016) sind Wälder mit natürlicher Entwicklung zudem mindestens 0,3 Hektar groß, sodass auch kleinräumige, aber naturschutzfachlich oft sehr wertvolle *Hotspots* in die Flächenkulisse einbezogen werden können (Vandekerkhove et al. 2013).

Dauerhafte (Prozess-)Schutzgebiete finden sich hauptsächlich im Staatswald. Für private und körperchaftliche Waldbesitzende, die sich nicht dauerhaft binden wollen, können temporäre Schutzgebiete mit entsprechenden vertraglichen Verpflichtungen über

Laufzeiten von 10-20 Jahren einen sinnvollen Anreiz darstellen, um auf die Holznutzung zu verzichten (WBW & WBBGR 2020). So müssen beispielsweise die im Programm "Klimaangepasstes Waldmanagement" ausgewiesenen Waldflächen mit natürlicher Waldentwicklung für einen Zeitraum von 20 Jahren ohne Holznutzung bleiben. Über diesen Zeitraum hinaus gibt es keine Verpflichtung für die Eigentümer.

3.4 Definition und Flächenumfang alter, naturnaher Laubwälder

Wie die nachfolgende Zusammenfassung einschlägiger Publikationen zeigt, unterscheiden sich die bisher vorliegenden konkreten Definitionen für alte, naturnahe Laubwälder erheblich. Dementsprechend fallen die Schätzungen der in Deutschland vorhandenen Fläche dieser Wälder deutlich auseinander.

Welle et al. (2018) sprechen von alten Wäldern, wenn je nach Waldgesellschaft ein Bestandesalter zwischen 140 und 160 Jahren überschritten ist. Die Naturnähe bestimmen sie anhand der Übereinstimmung zwischen der Baumartenzusammensetzung der potentiell natürlichen Waldgesellschaft und der aktuell vorhandenen Baumartenzusammensetzung, die sie aus den Daten der Bundeswaldinventur in Form eines Bestockungstyps abgeleitet haben. Nach Welle et al. (2018) umfasst der Gesamtbestand an alten, naturnah bestockten Laubwäldern 420.605 Hektar. Den Flächenbestand von besonders alten Wäldern (je nach Waldgesellschaft > 200 – 240 Jahre alt, im Original als "historisch alte Wälder" bezeichnet) schätzen sie auf lediglich 3.854 Hektar.

Bolte et al. (2022) definieren alle Wälder mit einem Grundflächenanteil der Buche von >75 %, einem Alter >140 Jahre und einer Flächengröße >1 Hektar als naturnahe, alte Buchenwälder. Deren Flächenumfang wird auf 68.200 Hektar im Bundes- und Landeswald, 44.800 Hektar im Kommunalwald und 55.300 Hektar im Privatwald geschätzt. Nach dieser Definition ergibt sich also eine Gesamtfläche von 168.300 Hektar (bzw. 205.200 Hektar ohne Größenuntergrenze von einem Hektar) im gesamten deutschen Wald und von 113.00 Hektar im öffentlichen Wald (Bundes-, Landes- und Kommunalwald).

Alte, naturnahe Wälder werden international auch als *Old-Growth* bezeichnet (Wirth et al. 2009). Dieter et al. (2020) haben den Begriff *Old-Growth* der EU-Biodiversitätsstrategie nach dem erreichten Bestandalter definiert. Sie setzen die Altersgrenze auf 160 Jahre in Eichen- und 140 Jahre in Buchenwäldern. Nach ihren Berechnungen beläuft sich der Bestand an Laubwäldern, die dieser *Old-Growth* Definition entsprechen, auf 463.506 Hektar.



Kronendachlücke im niedersächsischen Naturwald Friedeholz. Foto: P. Meyer

Als Ergebnis einer Begriffsdiskussion (Barredo et al. 2021, O'Brien et al. 2021) hat die Arbeitsgruppe Wald und Natur der Generaldirektion Umwelt am 07.02.2022 folgende operationale *Old-Growth* Definition im Kontext der EU-Biodiversitätsstrategie (European Commission 2020) vorgeschlagen:

„Waldbestände mit einheimischen Baumarten, die sich überwiegend durch natürliche Prozesse und Strukturen entwickelt haben und eine Dynamik aufweisen, die normalerweise mit Beständen der späten Sukzessionsphase in Primärwäldern oder ungestörten Wäldern desselben Typs assoziiert sind. Anzeichen früherer menschlicher Einflüsse können sichtbar sein, sind aber aufgrund jahrzehntelanger Abwesenheit signifikanter Eingriffe stark in den Hintergrund getreten und die ökologischen Prozesse sind nicht wesentlich gestört.“ (aus dem Englischen übersetzt durch die Autor:innen).

Dieser Definition entsprechen in Deutschland diejenigen NWE-Flächen, die Laubwälder tragen und deutliche Merkmale der späten Entwicklungsphasen von Primärwäldern, wie seneszente Altbäume, hohe Totholz mengen in verschiedenen Zersetzungsgraden

und eine große Heterogenität der Baumalter aufweisen (vgl. Bauhus et al. 2009, Wirth et al. 2009).

Eine näherungsweise Abschätzung des Flächenumfangs von streng geschützten Laubwäldern, die weitgehend der Definition von *Old-Growth* entsprechen, ist anhand der NWE-Bilanz der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt (Steinacker et al. 2023) in Kombination mit den vorhandenen Alters- und Bestockungsinformationen möglich. Demnach kann der Anteil von Laubwäldern innerhalb des NWE-Bestandes auf 63 % (225.000 Hektar) geschätzt werden. Davon erreichen 49.420 Hektar ein Alter >160 Jahren und 25.724 Hektar ein Alter >180 Jahre.

Schwellenwertanalysen für Buchenwälder haben gezeigt, dass sich erst deutlich über dem regulären Erntealter die typischen Strukturen und die Artenvielfalt natürlicher Wälder zunehmend ausprägen (Moning & Müller 2009, Larrieu et al. 2012). Auch der Reichtum und die Diversität von Mikrohabitaten an Bäumen nehmen mit der Dimension und dem Alter exponentiell zu (Asbeck et al. 2019). Eine sinnvolle Altersschwelle für alte, naturnahe Laubwälder im Sinne von *Old-Growth*, die bereits heute streng geschützt sind, kann aus pragmatischen Gründen (auch da eine Kartierung der konkreten *Old-Growth* Qualitäten der Waldbestände nicht realisierbar wäre) bei 180 Jahren der herrschenden Bäume angesetzt werden. Ab dieser Schwelle befinden sich Laubwälder (mit Ausnahme der Eichenwälder, hier ab 300 Jahren) in der Regel jenseits des regulären Erntealters.

Bei strenger Auslegung gemäß der EU-Biodiversitätsstrategie verfügt Deutschland daher, wie im Absatz oben hergeleitet, lediglich über etwas weniger als 26.000 Hektar dieser Wälder. Bei weniger strenger Auslegung bzw. einer niedrigeren Altersschwelle wie von Dieter et al. (2020) für bestimmte Analysen definiert, ergibt sich ein nahezu zehnfacher Flächenumfang. Mehrere Gründe sprechen aus unserer Sicht für eine strenge Auslegung des Begriffs „alter, naturnaher Laubwald“ entsprechend der Definition von *Old-Growth* der EU-Biodiversitätsstrategie (European Commission 2020) verbunden mit dem dauerhaften Schutz der identifizierten Waldbestände:

- Anschlussfähigkeit an die EU-Naturschutzpolitiken, insbesondere die EU-Biodiversitätsstrategie;
- Anerkennungsfähigkeit im Rahmen der NBS als Wald mit natürlicher Entwicklung;
- Eindeutigkeit der Definition;
- Eine Inflation der naturschutzfachlichen Bewertungsmaßstäbe wird vermieden (*shifting baseline*, vgl. Schneider et al. 2023);
- Die Vereinbarkeit mit Erwerbsforstwirtschaft ist groß, da vor allem bereits heute besonders schutzwürdige und -bedürftige Bestände mit eher geringem ökonomischem Wert einbezogen werden (vgl. Engel et al. 2019).

3.5 Schutzgebietsplanung in Deutschland

Abgesehen von der systematischen Auswahl von Flächen für die EU-weite Natura 2000 Schutzgebietskulisse, erfolgte die Ausweisung von Waldschutzgebieten in Deutschland bisher meist weder in einem systematisch-objektivierten Prozess nach Kriterien der Repräsentativität, Seltenheit oder Gefährdung noch im Abgleich mit konkurrierenden Nutzungsinteressen (Bohn 1992, Meyer & Engel 2016).

Dadurch sind aus Sicht des Biodiversitätsschutzes nicht alle Schutzbemühungen für Wälder in Deutschland als effizient anzusehen (WBW & WBBGR 2020). Wissenschaftliche Erfolgskontrollen der Schutzgebietsausweisungen sind ebenfalls eher die Ausnahme (Müller et al. 2020). Aus der Perspektive des Waldnaturschutzes treten bei der Ausweisung von Waldschutzgebieten verschiedene Schwächen und Fehler systematisch und wiederholt auf.

So werden aus Mangel an wirklichen *Old-Growth*-Beständen häufig vergleichsweise junge Wirtschaftswälder für die Ausweisung von Schutzgebieten herangezogen (Engel et al. 2016). Ihnen fehlen in der Regel die typischen *Old-Growth* Merkmale und Artenausstattungen. Auf Grund ihrer strukturellen Homogenität und in der Regel hoher Bestandesdichte wurden sie in verschiedenen Studien als relativ artenarm und mittelfristig von geringer naturschutzfachlicher Bedeutung für den Biodiversitätsschutz bewertet (Hilmers et al. 2018, Heiri et al. 2009, Sabatini et al. 2021; siehe Kapitel 4). Durch die zunehmenden kli-

mawandelbedingten Schäden in diesen Buchenwäldern auf bestimmten Standorten können lichtere Strukturen, Totholz und somit die typischen *Old-Growth* Merkmale deutlich früher entstehen, so dass auch betroffene Wälder in der Optimalphase schneller naturschutzfachlich wertvolle Entwicklungen durchlaufen.

Im Zusammenhang mit der Frage, wie sich die Ausweisung von Schutzgebieten auf die Entwicklung der Biodiversität auswirkt, gibt es eine intensive Diskussion zwischen Waldbewirtschaftung und Naturschutz, ob Totalreservate langfristig, ohne Zutun des Menschen, einen höheren Eichenanteil aufweisen könnten. Von forstlicher Seite wird meist davon ausgegangen, dass ohne waldbauliche Eingriffe die Eiche verschwindet. Auswertungen in Reservaten unterstützen diese Sichtweise eines sehr langfristigen Rückgangs von Eichen in Buchenbeständen unter den zurückliegenden Klimabedingungen (Rohner et al. 2013, Meyer et al. 2016).

Ein weiterer Aspekt in der Diskussion um den Schutz der natürlichen Vielfalt unserer Wälder ist die fehlende Aufmerksamkeit für den hohen Wert früher Sukzessionsstadien bei der Ausweisung von Schutzgebieten. Gerade nach Störungen weisen Wälder verschiedene Merkmale auf, die eigentlich typisch für sehr alte Wälder sind (z. B. lichte Strukturen, hohe Totholz mengen, unterschiedliche horizontale Strukturen) (Donato et al. 2012). Daher ist es nicht verwunderlich, dass sich auch die Lebensgemeinschaften alter Wälder und früher Sukzessionsstadien durchaus ähnlich sein können (Hilmers et al. 2018). Trotzdem werden diese Sukzessionsstadien auch international kaum beachtet (Swanson et al. 2011). Zum Beispiel können Stürme auch in Laubwäldern der strukturarmen Optimalphase sehr rasch heterogene und totholzreiche Wälder schaffen (Meyer et al. 2021). Diese sind dann von hoher naturschutzfachlicher Bedeutung für den Erhalt der Biodiversität (Bense 2006, Bussler et al. 2018). Wo diese Störungen auftreten, lässt sich aber auf Grund der Seltenheit und zufälligen Natur der Ereignisse kaum vorhersagen und kann daher nur nach dem Eintreten der Störung berücksichtigt werden. Gleichzeitig ist die hervorgehobene naturschutzfachliche Wertigkeit solcher gestörten Flächen nur von begrenzter Dauer, in der Regel 3-4 Jahrzehnte, bis das Totholz

zersetzt ist (z. B. Herrmann et al. 2015) und sich ein geschlossener Jungbestand entwickelt hat. Daher bieten sich gerade für solche Situationen auch temporäre Schutzgebiete an (Müller et al. 2020), die bisher in der Schutzgebietsplanung keine Rolle spielen.

Ein weiteres Hindernis beim Schutz von Laubwäldern für die Biodiversität ist die häufig geringe Größe der naturschutzfachlich wertvollen Waldbestände. Trotz der grundsätzlichen Bedeutung der Flächengröße als Qualitätsmaßstab von Schutzgebieten, ist es unter diesen Rahmenbedingungen zielführender, nach dem Hotspotansatz (Meyer et al. 2015) die gegebene Schutzfläche auf mehrere, kleine Gebiete mit alten, naturnahen Waldbeständen zu verteilen, statt sie auf eine große Fläche zu konzentrieren, die überwiegend naturschutzfachlich geringerwertige Bestände enthält. Zudem ist die geschützte Biodiversität insgesamt bei einer Verteilung auf mehrere kleinere statt einer großen Fläche höher (Fahrig 2020). Die *Old-Growth* Kernareale können längerfristig mit einer größeren Fläche und gezielter Anreicherung von z. B. Habitatbäumen umgeben werden, damit sie ihre Wirkung als Ausbreitungszentren entfalten und sich so langfristig überlebensfähige Populationsgrößen der typischen Arten aufbauen können (Roth et al. 2019, Busse et al. 2022).

Mit den Methoden der systematischen Schutzgebietsplanung (Margules & Pressey 2000, Adams et al. 2019) können sowohl die Wirksamkeit der Schutzgebiete selbst als auch der Abgleich mit konkurrierenden Zielsetzungen substantiell verbessert werden. Transparente und systematische Ansätze wurden stellenweise bei der Ausweisung von NWE-Flächen für den Schutz alter, naturnaher Laubwälder in Deutschland angewendet (Meyer et al. 2016, Braunisch & Seebach 2020). Allerdings sind solcherart objektivierte und multikriterielle Auswahlprozesse für Schutzgebiete in Deutschland bisher nur auf einzelne Regionen und Vorhaben beschränkt. Insbesondere für NWE-Flächen wäre die bereits von Engel (2019) entwickelte Methodik für die Identifikation geeigneter Flächen relevant, die bereits längerfristig nutzungsfrei sind und daher vermutlich ein geringes Konfliktpotenzial besitzen.

Schutzgebietskonzepte wurden bisher vor allem für dauerhaft geschützte Flächen entwickelt. An tempo-

rär aus der Nutzung genommenen Flächen sind sicherlich andere Anforderungen zu stellen. Gleichwohl können diese Flächen eine sinnvolle Ergänzung von dauerhaften Schutzgebieten darstellen.

Die bereits gestarteten (z. B. Klimaangepasstes Waldmanagement) sowie die in Planung befindlichen Förderprogramme des Bundes (z. B. Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz), die eine temporäre Einstellung der Holznutzung auf Teilflächen im Privat- und Körperschaftswald fördern, basieren nicht auf einem systematischen Konzept, in das gezielt solche Flächen aufgenommen werden, die das Gesamtsystem aus naturschutzfachlicher Sicht sinnvoll ergänzen. Hier können alle Waldflächen, die gewisse Kriterien erfüllen und von den Waldbesitzenden gemeldet werden, einbezogen werden. Daher sollte bei diesen oder ähnlichen Programmen, eine Beratung der Waldbesitzenden und/oder eine fachliche Begutachtung der Waldflächen stattfinden, um sicherzustellen, dass diese auch tatsächlich einen naturschutzfachlich wertvollen Beitrag zu einem übergeordneten System (Schutzgebietskulisse, Biotopverbund) leisten. Im Zuge der Beratung könnte auch ein potenzielles Risiko der Nutzungsaufgabe der ausgewählten Flächen für umgebende Wälder angesprochen werden. Zudem sollten (noch zu erstellende) Modellstudien in die Beratung einbezogen werden, welche die Kosten temporärer Ausweisungen von Schutzgebieten näher beleuchten. Werden beispielsweise nach Wiedereingliederung temporärer Schutzgebiete in die forstliche Nutzung Ersatzflächen als temporäre Schutzgebiete ausgewiesen, können sich höhere Verwaltungs- und Opportunitätskosten ergeben als bei dauerhaft ausgewiesenen Schutzgebieten.

4. Alte Laubwälder in Zeiten des globalen Wandels

Unsere Waldökosysteme werden in diesem Jahrhundert neuartige klimatische Bedingungen erfahren und auch neuen Krankheiten und Schadorganismen ausgesetzt sein, an die sie sich in ihrer langen Entwicklungsgeschichte bisher nicht anpassen konnten (Fei et al. 2019, Hoffmann et al. 2019). Die graduellen, kontinuierlichen klimatischen Änderungen (zunehmende Temperatur, Verschiebung des Niederschlagsregimes) schreiten bislang weiter voran und könnten unter den Bedingungen des „Weiter-wie-bisher“-Szenarios eine Erwärmung bis zum Jahr 2100 von im Mittel etwa +3,9 °C erreichen (DWD 2022). Die bis September 2022 beschlossenen national festgelegten Klimaschutzziele der Vertragsstaaten des Übereinkommens von Paris entsprechen etwa einer Erwärmung bis zum Jahr 2100 von 2,1–2,9 °C (United Nations Framework Convention on Climate Change 2022). Allerdings ist zu berücksichtigen, dass ökologisch weitaus gravierendere Auswirkungen durch klimatische Extremereignisse ausgelöst werden (Jentsch & Beierkuhnlein 2008, Lindner et al. 2014). Bei aktuell etwa 1,2 °C globaler Erwärmung traten in Folge veränderter atmosphärischer Zirkulationsmuster mit langanhaltenden stationären Wetterlagen in den Jahren 2018-2020 sowie 2022 extreme Hitzeperioden mit Trockenstress für Wälder in vielen Regionen Mitteleuropas auf (Kornhuber et al. 2020, Schuldt et al. 2020, Rousi et al. 2022).

Die gehäuften Dürrejahre in der Periode 2018 bis 2022 haben bereits bei vielen Baumarten zu massiven Schäden geführt, und zwar nicht nur bei trockenheitsempfindlichen und störungsanfälligen Arten wie der Fichte. Regional finden sich auch unter den heimischen Laubbäumen, wie der Rotbuche, erhöhte Mortalitätsraten (z. B. Schuldt et al. 2020; Obladen et al. 2021). In der Waldzustandserhebung weisen fast alle Baumarten gravierende Kronenverlichtungen auf (BMEL 2022), die beispielsweise für die Eiche schon länger auf Komplexerkrankungen mit klimatischen Komponenten, Insektenfraß und pilzlichen Erkrankungen zurückgeführt werden (Thomas 2008). Die einheimischen Ahornarten werden zuneh-

mend von der durch Hitze und Wassermangel begünstigten Rußrindenkrankheit befallen, selbst die als trockenstresstolerant eingestufteten Arten Spitz- und Feldahorn (Burgdorf & Straßer 2019). Im Folgenden wird das Problem der zukünftigen Entwicklung alter Laubwälder überwiegend am Beispiel der Buche diskutiert, da hier die Datengrundlage am besten ist.



Trockenheitsbedingtes Absterben der Buchen in kolliner Lage am Schönberg bei Freiburg. Foto: J. Bauhus

Auf flachgründigen Standorten mit geringer Wasserspeicherfähigkeit waren die Mortalitätsraten und Vitalitätseinbußen bei Buchen deutlich größer als auf tiefgründigen Standorten mit besserer Wasserversorgung (Klesse et al. 2022). In Norddeutschland wiesen Buchen entlang eines klimatischen Gradienten insbesondere bei Niederschlägen in der Vegetationsperiode (April-September) von weniger als 360 mm negative Trends des Grundflächenzuwachses seit den frühen 1980er Jahren auf, wobei die Auswirkungen auf sandigen, trockeneren Standorten stärker waren (Weigel et al. 2022). Die Abnahme der klimatischen Wasserbilanz im Sommer wurde dabei als der wichtigste Faktor identifiziert, der zu einem Wachstumsrückgang führt. Die Autoren weisen darauf hin, dass die Trockenheitsanfälligkeit der Buche nicht allein aufgrund von Klimaprojektionen abgeleitet werden sollte, da die Bodeneigenschaften ein wichtiger, modulierender Faktor sind. Unter der Annahme, dass die Buche auf Standorten mit weniger als 90 mm nutzbarer Bodenwasserspeicherkapazität im obersten Meter Bodentiefe unter den Szenarien des Klimawandels einem erheblichen Trockenstressrisiko ausgesetzt sein wird, schätzen Bolte et

al. (2021), dass etwa ein Drittel aller gegenwärtig mit Buche als führender Baumart bestockten Standorte (zum Zeitpunkt der BWI 2012) eine hohe Vulnerabilität gegenüber extremen Trockenperioden (wie z. B. 2018-2020) aufweisen. Diese Risikogebiete der Buche liegen insbesondere in Regionen mit einem hohen Steingehalt im Boden (z. B. steile Lagen der Mittelgebirge in Thüringen und Hessen und in Schichtstufenlandschaften aus Karbonatgestein in der Fränkischen und Schwäbischen Alb); auch Tieflandstandorte im Regenschatten der Mittelgebirge sind betroffen. Im öffentlichen Wald, auf den die Politiken zum strikten Schutz der Buchenwälder insbesondere abzielen, berechneten Bolte et al. (2022) die Fläche mit hohem Risiko für Trockenheitsmortalität der Buche mit 69.900 Hektar für Wälder älter als 120 Jahre, 44.400 Hektar für Wälder älter als 140 Jahre und 22.400 Hektar für Wälder älter als 160 Jahre (bei einer Mindestfläche der Bestände von 1 Hektar und einem Mindestanteil der Buche von 75 % an der Bestandesgrundfläche). Aufgrund des Trockenstressrisikos stellen Bolte et al. (2022) die Eignung alter Buchenwälder auf diesen Standorten in strikten Schutzgebieten für die Erreichung substanzieller Klimaschutzeffekte in Frage. Für die Ziele des Prozessschutzes und des Schutzes der biologischen Vielfalt seien diese Bestände gleichwohl von Interesse (Bolte et al. 2022).

Eine gleichzeitige Berücksichtigung der Temperatur der Standorte könnte möglicherweise noch zu einer weiteren Differenzierung und Abstufung des Risikos führen. So erwarten Dulamsuren et al. (2017) besonders auf Tieflandstandorten mit höherer mittlerer Jahrestemperatur ein hohes Trockenheitsrisiko der Buche. Auf Standorten in höheren Lagen könnten sich hingegen in Zukunft die Wachstumsbedingungen für die Buche verbessern (Dulamsuren et al. 2017). Für andere Laubbaumarten liegen in Deutschland keine vergleichbaren, flächenbasierten Risikoeinschätzungen vor. Man kann aber aufgrund anderer Untersuchungen davon ausgehen, dass die mit Trockenstress in Verbindung stehenden Risiken bei den in Deutschland flächenmäßig bedeutsamen Eichenarten geringer sind als für die Rotbuche (z. B. Kunz et al. 2018).

Die wahrscheinliche Zunahme der Häufigkeit und Intensität klimatischer Extremereignisse (IPCC 2012,

Mann et al. 2018) führt nicht nur zu einem Anstieg der Störungen in Waldökosystemen, sondern auch zu einer Häufung ihrer Interaktionen, z. B. in der Kombination von Dürre und Insektenbefall bzw. pilzlichen Baumkrankheiten (Seidl et al. 2017, Rohde et al. 2020). Zusätzlich ist durch die Ausweitung des globalen Handels auch weiterhin eine Einschleppung von Schadorganismen mit erheblichen negativen ökologischen und ökonomischen Auswirkungen zu erwarten (z. B. Chapman et al. 2017). Invasive Krankheitserreger wie jene, die das Eschensterben verursachen, können Ausrottungskaskaden für viele andere Arten auslösen, die von diesen Baumarten abhängen (z. B. Hultberg et al. 2020). Wechselwirkungen mit dem Klimawandel werden die Auswirkungen eingeschleppter Schadorganismen auf unsere Wälder wahrscheinlich noch verstärken (Seidl et al. 2018), da gleichzeitig auch die Resistenz der Bäume gegen Schädlinge beeinträchtigt wird (Jactel et al. 2012).



Der asiatische Laubholzbockkäfer ist ein aus Asien eingeschleppter Schädling, der fast alle heimischen Laubbaumarten befällt. Foto: Olaf Zimmermann - LTZ Augustenberg

Die Einschleppung von Schädlingen und Krankheiten in die temperierten Laubwälder Europas, die im Vergleich zu den temperierten Laub- und Mischwäldern Nordamerikas und Südostasiens vergleichsweise arm an Baumarten sind (z. B. Hewitt 1999), kann sich durch den Ausfall einzelner, dominanter Baumarten besonders gravierend auswirken, da ihre Funktion im Ökosystem nur in sehr begrenztem Umfang durch die Vielfalt anderer und z. T. nahe verwandter Arten übernommen werden kann (Mitchell et al. 2016). Die Dominanz einer Baumart ist besonders ausgeprägt in natürlichen Buchenwäldern Europas (Peters 1997). Zum Beispiel im Buchenurwald Uholka-Shyrokyi Luh

in den ukrainischen Karpaten dominiert die Rotbuche aufgrund ihrer Konkurrenzstärke mit über 97 % der Bestandesgrundfläche (Hobi et al. 2015). Diese Dominanz macht Buchenwaldökosysteme besonders vulnerabel gegenüber möglichen Schädlingen und Krankheiten, wie sie an der naheverwandten nordamerikanischen Buche (*Fagus grandifolia*) in Form einer Rindennekrose (*beech bark disease*) vorkommt (Cale et al. 2017). Insbesondere ältere und höhere Bäume werden von zunehmender Mortalität betroffen sein, denn sie geraten schneller bzw. stärker unter Trockenstress und sind damit auch anfälliger gegenüber Sekundärschädlingen und -krankheiten (Bennett et al. 2015, Grote et al. 2016, Stovall et al. 2019). Mit einer Erhöhung der Mortalitätsrate im Klimawandel werden Durchschnittsalter und -höhe der Bäume abnehmen (McDowell et al. 2020). Dies hat auch entsprechende Konsequenzen für die biologische Vielfalt bzw. Waldnaturschutzkonzepte, die einen Schwerpunkt auf die Förderung von Strukturelementen alter Wälder legen, unter anderem mit starken, lebenden Habitatbäumen (Spinu et al. 2022, Bauhus 2022).

Diese Veränderungen betreffen nicht nur Wirtschaftswälder, sondern auch solche in streng geschützten Gebieten. So wird geschätzt, dass global ca. 45 % aller Schutzgebiete in temperierten Laub- und Mischwäldern bis 2070 bisher nicht dagewesene klimatische Bedingungen erfahren (Hoffmann et al. 2019). Der Klimawandel wird sich auf die Biodiversität in den Schutzgebieten dieser Breiten besonders stark auswirken, weil sie häufig auf kleine Flächen begrenzt sind, und durch eine geringe Höhenlage und geringe ökologische Heterogenität charakterisiert sind (Hoffmann et al. 2019). Daher können die zu erwartenden Verschiebungen der Verbreitungsgebiete von Arten infolge des Klimawandels vielfach nicht innerhalb der bisherigen Schutzgebietsgrenzen erfolgen (Araujo et al. 2011).

In diesem Zusammenhang stellt sich auch die Frage, ob die Toleranz von Laubwäldern gegenüber Stress und Störungen aufgrund des Klimawandels besser durch die forstliche Bewirtschaftung oder ihre Einstellung befördert wird. Zum einen kann die Aufgabe der Bewirtschaftung durch eine Zunahme weniger schattentoleranter Baumarten die Baumartendiver-

sität und somit Resilienz und Anpassungsfähigkeit reduzieren (Heiri et al. 2009). Jedoch kann ein solcher Trend auch in längeren Zeitreihen strikt geschützter Wälder nicht durchweg festgestellt werden oder zeichnet sich als ein sehr langsamer Prozess ab (Meyer et al. 2016; Meyer 2023). Zum anderen wird kontrovers diskutiert, ob das Kronendach angesichts von Hitze- und Trockenstress möglichst geschlossen gehalten werden sollte, um ein kühles Mikroklima zu erhalten (z. B. De Frenne et al. 2021) und einzelne Baumkronen einer geringen Einstrahlung auszusetzen. Eine aktuelle Studie zu den Auswirkungen der Trockenjahre auf die Buchenwälder in Mecklenburg-Vorpommern zeigte, dass in älteren Beständen (ab einem Alter von etwa 80 Jahren) die Vitalitätseinbußen mit abnehmender Bestandesdichte deutlich zunehmen (Thurm et al. 2022). Diese Befunde decken sich auch mit den Ergebnissen von Meyer et al. (2022), dass das Risiko für oberständige Bäume, während der Dürre abzusterben, in stärker aufgelichteten Buchenwirtschaftswäldern tendenziell erhöht war im Vergleich zu nicht bewirtschafteten Naturwaldreservaten. Angesichts der Vitalitätsverluste alter Bäume verhängten beispielsweise die Landesforsten Rheinland-Pfalz 2020 ein Moratorium für die Holzernte in über 100-jährigen Buchenwäldern. Andere Studien und Übersichtsarbeiten zeigen, dass in intensiv und regelmäßig durchforsteten Waldbeständen die Mortalität der verbleibenden Bäume geringer ist und ihre Erholung nach Trockenstress rascher und vollständiger verläuft als in wenig oder nicht durchforsteten Beständen (z. B. Giuggiola et al. 2013, Sohn et al. 2016, del Campo et al. 2022). Diese Befunde wurden auch für Durchforstungsversuche in Buchenbeständen bestätigt (z. B. Gerhardt et al. 2016, Diaconu et al. 2017). In einem von vier Durchforstungsversuchen in der Slowakei konnte jedoch ein stärkerer trockenstressbedingter Einbruch des Jahrringwachstums in durchforsteten Buchenbeständen aufgezeigt werden (Bosela et al. 2021). Auch ein Vergleich der Mortalität von Buchen in hessischen Naturwaldreservaten und benachbarten, bewirtschafteten Referenzflächen zeigte für die Trockenjahre 2018 und 2019 eine höhere, weitgehend konkurrenzbedingte Mortalität in den Naturwaldreservaten mit geschlossenem Kronendach (Meyer et al. 2022). In Schweizer Wäldern litten insbesondere konkurrenzschwache Individuen in Buchenwäldern

unter Trockenstress (Klesse et al. 2022). Ebenso zeigte eine Analyse der Daten der französischen nationalen Waldinventur, dass die Übersterblichkeit infolge von klimatischen Extremereignissen (Dürre und Hitze) bei unterdrückten Bäumen höher war als bei großen Bäumen (Taccoen et al. 2021).

Gleichzeitig weisen Studien in Nadelbaumbeständen darauf hin, dass intensive Durchforstungen, wenn sie zeitlich mit trocken-heißer Witterung zusammenfallen, sich auch negativ auf das Wachstum auswirken können (z. B. Lagergren et al. 2008, Hilmers et al. 2022). Auch die Art der Durchforstung beeinflusst die Trockenstresstoleranz. In einem langjährigen Fichtendurchforstungsversuch erhöhte mäßige Niederdurchforstung die Trockenstresstoleranz, wogegen sich starke Hochdurchforstung später eher negativ auf das Wachstum unter Trockenstress auswirkte (Hilmers et al. 2022). So lässt sich festhalten, dass sich Durchforstungen bzw. Erntemaßnahmen je nach Bestandesalter, Eingriffsstärke und weiteren Faktoren unterschiedlich auf Wachstum und Mortalität in Phasen großen Trocken- und Hitzestresses auswirken. Es scheint, dass insbesondere Durchforstungen in jungen Beständen, in denen die Bäume aufgrund geringer Höhen weniger leicht unter Trockenstress geraten und mit plastischem Wachstum den zusätzlichen Wuchsraum rasch erschließen können, den Trockenstress reduzieren können. Es besteht aber weiterer Forschungsbedarf, um situationsbedingt die verschiedenen Auswirkungen besser beurteilen zu können. Generell bietet eine Bewirtschaftung mehr Anpassungsmöglichkeiten im Vergleich zu strikten Schutzgebieten, in denen nur die natürlichen Prozesse der Anpassung zur Verfügung stehen, beispielsweise durch natürliche Sukzession.

Die nachhaltige Bereitstellung von Ökosystemleistungen unter einem sich rasch änderndem Klima und intensiviertem Störungsregime ist auf großer Fläche nur mit gezielter Anpassung der Wälder vorstellbar (Kramer et al. 2022). Da ein großer Teil der Schutzgebiete in Zukunft Klimabedingungen aufweisen wird, die es historisch in dieser Kombination noch nicht gab (Hoffmann et al. 2019), werden sich Standortbedingungen und Lebensraumtypen ändern und neue Artengemeinschaften bilden. In vielen Bestän-

den wurde in den letzten 40 Jahren in den Waldbau investiert, um resiliente Mischbestände mit besserem Anpassungspotential zu entwickeln. Diese Investitionen können kurz- oder mittelfristig entwertet werden, falls es durch eine Aufgabe der forstlichen Nutzung zu einer Entmischung bzw. zu einem Rückgang der Baumartendiversität kommt, insbesondere des Anteils von Lichtbaumarten (z. B. Rohner et al. 2013).

5. Auswirkungen der Aufgabe forstlicher Nutzung auf Biodiversität, Klimaschutz, und Anpassungsfähigkeit

Zu erwartende Effekte einer Unterschutzstellung mit Einstellung der Holznutzung auf die Förderung des Anpassungspotenzials der Waldbestände, den Schutz der Biodiversität und den Klimaschutz durch Kohlenstoffsenkenleistung im Waldökosystem werden in Abbildung 2 veranschaulicht. Die Effekte sind hier gutachterlich auf Grundlage der wissenschaftlichen Literatur zusammengestellt. Für einige Auswirkungen ist die gegenwärtige Evidenzlage als schwach einzustufen. Die Einschätzungen der Entwicklung für Buchenwälder und Laubwälder in unterschiedlichen natürlichen Altersstufen ist vor dem Hintergrund dieser Unsicherheiten zu betrachten. Sie werden im Folgenden begründet.

Anpassungspotenzial

Die Anpassungsfähigkeit von Waldbeständen hängt im Wesentlichen von der zukünftigen Standortseignung der Baumarten ab, die bereits jetzt im Hauptbestand und der Verjüngung vorhanden sind, oder die Bestandesfläche (nach Störung) besiedeln können. Darüber hinaus sind die genetische Diversität der Baumarten sowie der Baumartenreichtum und die damit verbundene funktionale Diversität entscheidende Faktoren. Das Anpassungspotenzial wird hier im Wesentlichen mit der Baumartenmischung verbunden. Für Aussagen zum Einfluss der Einstellung der Holznutzung auf die genetische Diversität gibt es nur wenige Studien.

|  Auswirkungen des Verzichts auf Holznutzung | | |
|---|--|---|
| Altersstufen | Baumartengruppe | Auswirkung |
| Junge Wälder (Verjüngung bis einschließlich Altdurchforstung) |  Buchenwälder |    |
| |  Laubmischwälder |    |
| Mittelalte Wälder (Vorratspflege bis zur späten Optimalphase) |  Buchenwälder |    |
| |  Laubmischwälder |    |
| Alte Wälder (Plenter-, Terminal- und Zerfallsphase) |  Buchenwälder |    |
| |  Laubmischwälder |    |

| Legende | |
|---|----------------------|
|  | Anpassungspotenzial |
|  | Biodiversitätsschutz |
|  | Klimaschutz |
| Auswirkung | |
|  | Positiv |
|  | Negativ |
|  | Neutral |
|  | Unsicher |

Abb.2: Erwartete Auswirkungen einer Unterschutzstellung und Einstellung der Holznutzung auf die Ziele Förderung des Anpassungspotenzials, Schutz der Biodiversität und Klimaschutz durch Kohlenstoffspeicherung (Sequestrierung) im Waldökosystem. "Junge Wälder" umfassen die Waldentwicklungsphasen von Verjüngung bis einschließlich der Selbstdurchforstungs- bzw. frühen Optimalphase³, "Mittelalte Wälder" repräsentieren Bestände in der mittleren und späten Optimalphase (Vorratspflege), und "Alte Wälder" sind Bestände von der Plenter- über die Terminal- bis zur Zerfallsphase (= strukturreiche, heterogene Wälder mit Bäumen großer Dimension und hoher Biotopqualität).

Gemischten Laubwäldern, die aus mehreren Baumarten bestehen, wird ein höheres Anpassungspotenzial an den Klimawandel und eine höhere Resilienz attestiert als Wäldern, die von einer Baumart dominiert sind, wie dies bei Nadelholzreinbeständen mit Baumarten wie Fichte und Kiefer oder auch bei natürlichen Buchenwäldern der Fall ist (Ammer 2018, Bauhus et al. 2017, Jactel et al. 2018). Neben der Verteilung von biotischen und abiotischen Risiken auf

mehrere Baumarten, die unterschiedlich auf verschiedene Stress- und Störungsfaktoren reagieren können, kommt es in Mischbeständen zu einer Erhöhung der Resistenz und Resilienz durch Interaktionen zwischen den Baumarten insbesondere in Hinblick auf spezialisierte Schadorganismen (Castagneyrol et al. 2014) aber auch bei Trockenstress (Grossiord 2020). In den meisten Laubmischwaldbeständen der

³ In der Optimalphase weisen Waldbestände den höchsten Nettoaufbau an Holzbiomasse aus und das Kronendach ist geschlossen. Bei den meisten Laubbaumarten liegen die Oberhöhen dabei zwischen 22 – 30m.

unteren beiden Altersstufen (Abb. 2) dürfte bei fehlender Steuerung der Baumartenanteile im Rahmen der Bestandespflege durch die Konkurrenzkraft der Buche eine zunehmende Entmischung und dadurch Reduktion des Anpassungspotenzials stattfinden. Davon sind insbesondere die wuchsunterlegenen, lichtliebenden Baumarten betroffen. Gerade die trockenstresstoleranten und damit zukünftig auf vielen Standorten geeigneten Eichenarten (*Quercus petraea*, *Q. robur*, *Q. pubescens*) scheinen hier besonders betroffen zu sein (Rohner et al. 2013, Nord-Larsen et al. 2019). In buchenhaltigen Mischbeständen nimmt mit zunehmender Bestandesgrundfläche die Mortalität der Eichen zu und ihre Anteile am Bestand kontinuierlich ab, besonders in den geringen Baumdimensionen, deutlich weniger bei starken Bäumen (Rohner et al. 2012).



In vielen Mischwäldern aus Eichen und Buchen nimmt im Lauf der natürlichen Entwicklung der Buchenanteil auf Kosten der Eichen zu. Foto: P. Meyer

Eine Entmischung kann dadurch beschleunigt werden, dass bereits unterdrückte Bäume eine deutliche Übersterblichkeit bei Temperaturanstiegen zeigen (Taccoen et al. 2021). Mit der Entmischung findet eine Reduktion der Baumartenoptionen und somit des Anpassungspotenzials für zukünftige mögliche Entwicklungspfade im globalen Wandel statt. In älteren Laubmischwäldern, in denen in der Alters- und Zerfallsphase regelmäßige Störungen auftreten, durch die sich auch Möglichkeiten zur Verjüngung von schattenintoleranten Baumarten in größeren Lücken ergeben, wird sich die Nutzungsaufgabe weniger negativ auf den Baumartenreichtum auswirken als in den jüngeren Waldentwicklungsphasen. In Laubmischwäldern mit höheren Anteilen von Buchen oder anderen schattentoleranten Baumarten

ist jedoch von einer Abnahme der schattenintoleranten Baumarten auszugehen, da sie sich im Schatten der Buchen nicht ausreichend verjüngen können (z. B. Heiri et al. 2009; Petritan et al. 2012).

Für reine Buchenbestände wird erwartet, dass sich in den jungen und mittelalten Beständen nach einer Aufgabe der Holznutzung im Gegensatz zu den Mischwäldern die Baumartenzusammensetzung und damit das Anpassungspotenzial nicht wesentlich verändert. In diesen Wäldern wird die Buche ihre Dominanz sehr wahrscheinlich nicht verlieren, selbst wenn ältere Bäume an Vitalität einbüßen sollten, da sich die Buche auch weiterhin in der Verjüngungsphase gegenüber lichtliebenden Baumarten durchsetzen dürfte. Vulnerabilität gegenüber trockenstressbedingter Mortalität ist gerade in älteren Wäldern aufgrund der Höhe der Bäume und des damit verbundenen hydraulischen Stresses besonders hoch (z. B. Grote et al. 2016). Verstärkt auftretendes Absterben alter Bäume könnte zu mehr Lücken und somit Möglichkeiten zur Etablierung von Mischbaumarten führen, was wiederum das Anpassungspotenzial erhöht. Da diese Entwicklungen jedoch nicht vorhergesagt werden können, schätzt der WBW den Einfluss der Aufgabe der Nutzung auf alte Buchenwälder als ungewiss ein. Das Anpassungspotenzial der Buchenwälder, insbesondere gegenüber Trockenstress, wird zudem sehr von der physiologischen Plastizität und genetischen Diversität der Buchenpopulationen abhängen (Cocozza et al. 2016; Pluess et al. 2016, Pfenninger et al. 2021). Da die genetische Diversität der Buchenwälder durch die rezente Waldbewirtschaftung weitgehend unbeeinflusst ist, wird sich diese durch eine Nutzungsaufgabe sehr wahrscheinlich nicht ändern (Rajendra et al. 2016).

Biodiversitätsschutz

Die Biodiversität in Wäldern der gemäßigten Zone wird neben der Baumartenzusammensetzung (Sobek et al. 2009, Ampoorter et al. 2020), maßgeblich von der Art und Menge an Totholz und Mikrohabitaten an Altbäumen beeinflusst (Meyer et al. 2022) sowie der Intensität und Heterogenität des Lichts in Bodennähe (Seibold et al. 2016; Dormann et al. 2020, Helbach et al. 2022). Daher fördert auch das

Vorhandensein verschiedener Waldentwicklungsphasen die strukturelle und biologische Vielfalt sowohl auf Bestandes- als auch auf Landschaftsebene (Schall et al. 2018, Penone et al. 2019; Ampoorter et al. 2020, Tinya et al. 2021,). Aufgrund des Zusammenspiels dieser wesentlichen, die Biodiversität bestimmenden Faktoren gibt es auf der Bestandesebene keine lineare Beziehung zwischen Artenreichtum und Alter oder Kohlenstoffvorräten der Bestände (z. B. Sabatini et al. 2019, Asbeck et al. 2021). Ein hoher Artenreichtum tritt insbesondere in der lichten, frühen Sukzessionsphase und dann wieder in den späten Sukzessionsphasen, die durch Alter, Zerfall, hohe Totholz mengen und eine hohe strukturelle Vielfalt gekennzeichnet sind, auf (z. B. Hilmers et al. 2018). Daher spielt die Frage, in welcher Waldentwicklungsphase die Holznutzung in Wäldern eingestellt wird, eine wichtige Rolle bei der Beurteilung in Hinblick auf die mittelfristigen Auswirkungen auf die Biodiversität. Wird die Holznutzung in temperierten Wäldern in der Wachstums- und Optimalphase eingestellt, können sich strukturelle Vielfalt und floristische und faunistische Diversität der unter Schutz gestellten ehemaligen Wirtschaftswälder in Abwesenheit von Störungen einige Jahrzehnte rückläufig entwickeln, bevor sie wieder ansteigen (z. B. Hilmers et al. 2018, Braunisch et al. 2019). In der Baumschicht findet typischerweise eine Verringerung der Baumartenvielfalt durch das Verschwinden schattenintoleranter Arten statt (Heiri et al. 2019) und auch bei der Bodenvegetation ist mit einem Verlust an Störungs- und Lichtarten zu rechnen. Hierbei ist anzumerken, dass sich zwar eine insgesamt artenärmere, aber für die Waldgesellschaft typischere Artenvielfalt bei der Bodenvegetation entwickelt (Meyer et al. 2022). Daher ist davon auszugehen, dass die Einstellung der Holznutzung in jungen und mittelalten Buchen- und Laubmischwäldern die Biodiversität mittelfristig (3-5 Jahrzehnte) nicht befördert. Dies wird auch durch experimentelle Studien gestützt, die zeigen, dass jede Form des waldbaulichen Eingriffs in mittelalten, homogenen Buchenbeständen die Biodiversität mehr fördert als das Nichtstun in der Kontrolle (Rothacher et al. 2023). Langfristig findet durch die Einstellung der Holznutzung in Wäldern dieser Phasen jedoch ein Aufbau an Biomasse statt, die als eine Art von Kapital für die Entwicklung von Struktur-

vielfalt in den nachfolgenden Alters- und Zerfallsphasen dient. Dies zahlt sich aber erst sehr langfristig aus. In alten Waldentwicklungsphasen hingegen fördert diese Maßnahme die strukturelle Diversität und Akkumulation von Totholz und somit auch den Artenreichtum, zumal diese bereits aktuell häufig *Hotspots* der Biodiversität sind (Meyer et al. 2015).



Mit zunehmenden Baumdimensionen und Baumalter entstehen immer mehr Mikrohabitate wie hier eine Baumhöhle. Foto J. Müller

Auf der Ebene der Waldlandschaft wird die biologische Vielfalt durch strukturelle und kompositionelle Heterogenität der Wälder bestimmt. Diese wird hervorgerufen durch Variabilität abiotischer Faktoren (Geodiversität) (Parks & Mulligan 2010), die zu einer Diversität von Waldlebensraumtypen führt, sowie Störungen (z. B. Borkenkäfer, Windwurf, Feuer), die zu einer Diversität von Waldentwicklungsphasen führen (Bouget & Duelli 2004). Auch bewirtschaftungsbedingte Störungen tragen zu dieser Biodiversität auf Landschaftsebene bei (z. B. Schall et al. 2018). In den Waldlandschaften Deutschlands, die durch genutzte Wälder dominiert werden, würde diese Diversität von Waldentwicklungsphasen insbesondere durch eine Erhöhung des Anteils nicht genutzter Wälder in den sehr alten und frühen Sukzessionsstadien nach Störung gefördert werden. Wie der WBW an anderer Stelle ausgeführt hat (WBW & WBBGR 2020), basiert ein effizienter Waldnaturschutz auf einer Vielzahl von Instrumenten, Schutzkategorien und Honorierungssystemen, die auch den nicht-staatlichen Waldbesitz mit einbeziehen. Daher sollten Bemühungen zum Schutz der Biodiversität, die am besten durch eine Einstellung der Holznut-

zung erreicht werden können, auch kleinere geschützte Flächen in den Blick nehmen, auch außerhalb des öffentlichen Waldes.

Kohlenstoffsенke

Alte Laubwälder stellen bedeutende Kohlenstoffspeicher dar. Die laufende Kohlenstoffbindung eines Waldes ist jedoch dann am größten, wenn der jährliche Zuwachs über die gesamte Fläche möglichst hoch ist (Bolte 2020). Jüngeren Buchen- und Laubwäldern ist dadurch in der Regel ein höheres Kohlenstoffbindungspotenzial zuzuordnen als den alten Beständen (siehe Abb.3). Daraus ergibt sich, dass eine Kohlenstoffsенkenfunktion und der Biodiversitätsschutz in naturnahen Wäldern eher konkurrierende als sich ergänzende Ziele darstellen können (Mund et al. 2015; Sabatini et al. 2019, Muys et al. 2022). Auch alte Wälder, die durch Zerfallsprozesse gekennzeichnet sind, können noch Kohlenstoff im Ökosystem binden, auch wenn die Höhe der Akkumulation in Phytomasse⁴ und Boden kontrovers diskutiert wird und hier offensichtlich noch weiterer Forschungsbedarf besteht (Luyssaert et al. 2008, Gundersen et al. 2021, Luyssaert et al. 2021, Pörtner et al. 2023). Untersuchungen in norddeutschen Naturwaldreservaten zeigen, dass in reinen Buchenwäldern, die in der Optimalphase aus der Holznutzung genommen wurden, zunächst eine lineare Zunahme der Biomasse über 5 Jahrzehnte erfolgt (Meyer et al. 2021). In Buchen- und Eichenmischwäldern ist hingegen in diesem Zeitraum bereits die Annäherung an eine Sättigungsgrenze des Biomassevorrats zu erkennen (Meyer et al. 2021).

Zur Abschätzung der Klimaschutzeffekte der Einstellung der Holznutzung spielen lokale und regionale Rahmenbedingungen der Waldbestände eine entscheidende Rolle (Mund et al. 2015). Eine Auswertung kleiner räumlicher Einheiten zur Abschätzung

der Senkenleistung kann bei einem Nutzungsverzicht in alten Buchenwäldern enorme Speicheraufbaupotenziale suggerieren (Bolte et al. 2022). Fraglich ist, ob die in der Vergangenheit festgestellte Funktion alter Wälder als Kohlenstoffsенke bei zunehmenden Störungen unter Klimawandel noch realisiert werden kann (Messier et al. 2022), vor allem, wenn die Wuchshöhe und Produktivität der Wälder auf vielen Standorten infolge von stärkerem Trockenstress wahrscheinlich abnehmen wird (McDowell et al. 2020). Die Einstellung der Holznutzung dürfte in jungen und mittelalten Wäldern zunächst zu einer großen Senkenleistung für Kohlenstoff führen (Bolte et al. 2021). In alten Buchenwäldern und auch in alten Laubwäldern allgemein wird jedoch offenbar nach einigen Jahrzehnten die Sättigungsgrenze für die Speicherung von Kohlenstoff erreicht (Nagel et al. 2023). Danach erbringen sie entweder keine nennenswerte positive Senkenleistung mehr oder können bei zunehmenden Störungen zu einer Quelle für Kohlenstoff werden. Die Systemgrenzen dieser Betrachtung stellt das Ökosystem dar und die Effekte der Speicherung von Kohlenstoff in Holzprodukten sowie die Substitutionseffekte durch die Holznutzung sind hier nicht betrachtet worden (Weingarten et al. 2016). Für die Klimaschutzwirkung der Einstellung der Holznutzung in alten Buchenwäldern spielt auch der Einfluss auf die Speicherung von Kohlenstoff in der organischen Bodensubstanz eine wichtige Rolle. Die Holznutzung kann hier durch die Reduktion des Biomasseeintrags in den Boden oder aber durch die Veränderungen des Kleinklimas wirksam werden (Meyer et al. 2021). Diese Frage ist aktuell Gegenstand intensiver wissenschaftlicher Diskussionen. Vorliegende Studien lassen positive (Luyssaert et al. 2008), keine signifikanten (Clarke et al. 2015) oder sogar negative Effekte (Brais et al. 2004) der Einstellung der Holznutzung auf den Bodenkohlenstoffvorrat erwarten.

⁴ Phytomasse = die gesamt ober- und unterirdische, lebende und abgestorbene Pflanzenmasse

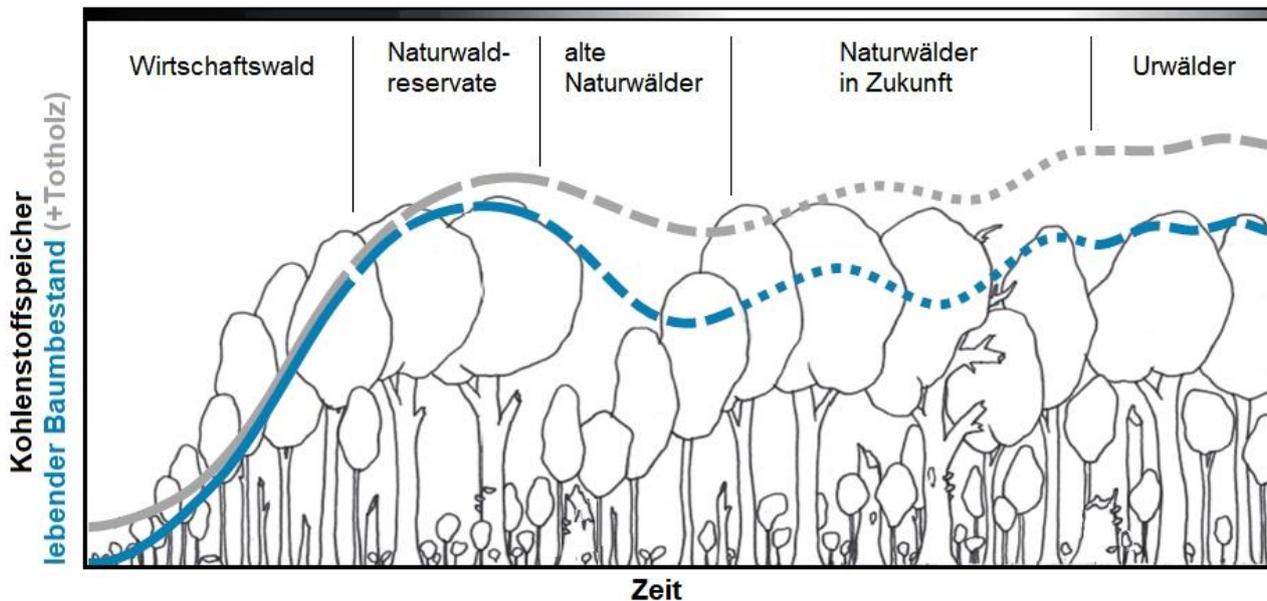


Abb.3: Darstellung der zeitlichen Entwicklung des oberirdischen Kohlenstoffvorrats (lebender Baumbestand [blau] und Totholz [grau]) auf Bestandesebene nach großflächiger Störung. Der Linientyp spiegelt die Belastbarkeit der verfügbaren Informationen wider (längere Teilstriche bedeuten eine höhere Belastbarkeit). Grafik von Eike Feldmann, in Anlehnung an Meyer et al. 2021, unter Berücksichtigung neuerer Erkenntnisse.

Aktuell wird angenommen, dass Baumarten und Management-spezifische Unterschiede (z. B. Umgang mit dem Schlagabraum, Achat et al. 2015) aber auch noch nicht identifizierte standörtliche Steuergrößen der Bodenkohlenstoffdynamik (Clarke et al. 2015) diese scheinbaren Widersprüche erklären. Ein Rückgang der Kohlenstoffspeicherung im Boden durch Holznutzung ist wohl besonders dort zu erwarten, wo die Bedingungen für die Bodenkohlenstoffstabilisierung ungünstig sind. Dies scheint besonders auf flachgründigen Standorten in den Alpen der Fall zu sein (Christophel et al. 2013, Mayer et al. 2020) oder dort, wo ein großer Teil der organischen Substanz in der Humusaufgabe gespeichert ist (Nave et al. 2010). Der Einfluss der Holzernte oder anderer nutzungsbedingter Eingriffe auf den Bodenkohlenstoff ist auch wegen der Trägheit der Reaktion der organischen Bodensubstanz auf die Holzernte schwer zu quantifizieren. Achat et al. (2015) gehen davon aus, dass Ernte bedingte Veränderungen der Kohlenstoffdynamik nach der Ernte noch Jahrzehnte oder sogar ein Jahrhundert andauern. Aufgrund dieser Unsicherheiten wurde eine mögliche Auswirkung der Aufgabe der Holznutzung auf die Bindung von Kohlenstoff im Boden hier nicht berücksichtigt.



Nach rund 50 Jahren natürlicher Entwicklung haben sich im Naturwald Großer Freeden in Niedersachsen hohe Holzvorräte in den Buchenbeständen aufgebaut. Foto: P. Meyer

Eine Einordnung der Effizienz einer Einstellung der Holznutzung als Maßnahme des Klimaschutzes in einem größeren Kontext von Optionen bieten die Wissenschaftlichen Beiräte für Waldpolitik und für Agrarpolitik in dem Gutachten zum Klimaschutz durch Land- und Forstwirtschaft und die nachgelagerten Bereiche (Weingarten et al. 2016). Dort wurde festgestellt, dass diese Maßnahme aufgrund des Verlustes von Einnahmen der Forstbetriebe durch Holzver-

kauf, entgangener Wertschöpfung in den nachgelagerten Bereichen (z. B. verarbeitenden Industrie), sowie des Wegfalls von Substitutionspotenzialen durch Holznutzung die volkswirtschaftlich mit Abstand am wenigsten effiziente ist. Daher wurde damals vorgeschlagen, dass bevorzugt solche Flächen aus der Nutzung genommen werden sollten, die einen hohen naturschutzfachlichen Wert aufweisen. Angesichts der diskutierten Flächenkulisse (Wälder > 180 bzw. 300 Jahre) wird der Verzicht der Holznutzung in diesen Wäldern nicht in Konflikt zu den mit Wald verbundenen Klimaschutzzielen stehen.

Fazit

Während sich bei dem vorgeschlagenen Fokus auf den Schutz der wirklich alten, naturschutzfachlich wertvollen Laubwälder aufgrund ihrer relativ geringen Fläche die identifizierten Zielkonflikte insgesamt nicht stark ins Gewicht fallen, sind bei einer Ausweitung des Holznutzungsverzichts auf jüngere Wälder und somit eine größere Fläche deutlich stärkere Zielkonflikte zwischen Klimaschutzleistung, dem Schutz der Biodiversität und der Anpassungsfähigkeit und Resilienz erwartbar. Während der Schutz der Biodiversität durch die Nutzungsaufgabe in alten Wäldern befördert wird, sind dort die Klimaschutzleistungen im Sinne der zusätzlichen Kohlenstoffspeicherung im Wald sehr wahrscheinlich am geringsten. Das bedeutet nicht, dass eine Holznutzung in diesen Wäldern automatisch mit einer höheren Klimaschutzleistung verbunden wäre. Das hängt im Wesentlichen davon ab, ob der Großteil des Kohlenstoffs im Holz auch nach der Ernte noch lange nicht wieder in die Atmosphäre zurückkehrt, sprich in

langlebigen Holzprodukten verweilt, und erhebliche Substitutionseffekte bewirkt. In den jungen und mittelalten Wäldern hingegen wäre die Klimaschutzleistung im Ökosystem deutlich höher, wenn diese nicht weiter beerntet würden, hätte aber eher negative oder neutrale Auswirkungen auf die Biodiversität und die Anpassungsfähigkeit. Die Zielkonflikte zwischen Anpassung, Biodiversitätsschutz und Klimaschutzleistungen würden sich z. T. noch verstärken, wenn die Klimaschutzleistungen der Holznutzung mit in die Betrachtung einbezogen würden. Diese Einschätzungen widersprechen der Annahme, dass im Kielwasser einer natürlichen Waldentwicklung der Schutz des Klimas, der Biodiversität und die Verbesserung der Anpassungsfähigkeit an den globalen Wandel gleichermaßen optimal erfüllt werden.

Die genannten Zielkonflikte können durch eine Kombination unterschiedlicher Strategien mit Einbeziehung aller relevanten Akteure reduziert werden und sollten in der Gestaltung entsprechender Politikinstrumente berücksichtigt werden. Die Ausführungen oben haben auch gezeigt, dass die Auswirkungen der Einstellung der Holznutzung auf die einzelnen Ziele und auch auf die Wechselbeziehungen zwischen den Zielen nicht leicht zu quantifizieren sind. Daher sollten durch gezielte Studien sowie ein verstärktes Monitoring die verbleibenden Unsicherheiten und Wissensdefizite zu den Auswirkungen des Nutzungsverzichts auf die Anpassungsfähigkeit der Wälder und die wichtigen Ökosystemleistungen wie Klimaschutz, Boden- und Wasserschutz, Erholung und Gesundheit, sowie die Holzbereitstellung auf regionaler und nationaler Ebene adressiert werden.

6. Empfehlungen

1. Den Fokus der Schutzbemühungen von alten Buchenwäldern auf alte, naturnahe Laubwälder ausweiten

Naturnahe Laubwälder sind wertvoll für die Erhaltung der typischen waldbundenen Biodiversität – sowohl auf Prozessschutzflächen als auch in Wirtschaftswäldern. Eine Erhöhung der Fläche alter, naturnaher Laubwälder ist daher aus Naturschutzgründen erstrebenswert. Die Lebensgemeinschaften von Buchenwäldern lassen sich in Mitteleuropa aufgrund einer gemeinsamen Evolutionsgeschichte nicht eindeutig von denjenigen anderer temperater Laubwälder trennen. Um unserer Schutzverantwortung umfassend gerecht zu werden, sollten daher Bemühungen zum Schutz alter Wälder und ihrer typischen Strukturen nicht auf Buchenwälder beschränkt, sondern auf alte und naturnahe Laubwälder ausgeweitet werden. Besonders wertvoll sind dabei Wälder mit Baumdimensionen und Strukturen, die ab einem Alter jenseits der üblichen Ernteschwelle zu erwarten sind. Solche Biodiversitäts-Hotspots sollten Priorität in den Schutzbemühungen erhalten. Aus pragmatischen Gründen schlägt der WBW eine allgemeine Altersschwelle für alte, naturnahe Laubwälder von 180 Jahren mit einem spezifischen Schwellenwert von 300 Jahren für Eichenwälder vor.

2. Zielkonflikte und Risiken beim Schutz alter Laubwälder berücksichtigen

Durch die Aufgabe der Holznutzung können Konflikte zwischen Naturschutzziele auf der einen Seite, den Zielen des Klimaschutzes und der Anpassung an den Klimawandel auf der anderen Seite entstehen. Auch innerhalb des Naturschutzes führt eine dauerhafte natürliche Waldentwicklung u. U. zu Zielkonflikten, beispielsweise in solchen Eichenwäldern, die nur durch aktive waldbauliche Maßnahmen erhalten werden können.

Während alte Laubwälder vor allem für den Schutz der Biodiversität und als Kohlenstoffspeicher bedeutsam sind, ist ihre Funktion als Kohlenstoffspeicher kurz- bis mittelfristig begrenzt. Jüngere bis mittelalte Laubwälder stellen über den höheren Zuwachs eine

effektivere Kohlenstoffspeicher dar, ihre natürliche Entwicklung lässt kurz- bis mittelfristig, in der Abwesenheit von Störungen, allerdings kaum positive Effekte auf die Biodiversität erwarten. Die Biodiversität kann durch Entmischung, Dichtschluss und Verlust der Baumartenvielfalt sogar abnehmen.

Aus einer gesamthaften sozio-ökonomischen Perspektive ist die Einstellung der Holznutzung keine effiziente Klimaschutzmaßnahme. Dem Vorteil der Kohlenstoffspeicherung im Wald stehen Einnahmeverluste der Forstbetriebe, die entgangene Wertschöpfung in nachgelagerten Bereichen sowie der Wegfall von Substitutionspotenzialen gegenüber. Daher sollte die Einstellung der Nutzung auf solche Flächen konzentriert werden, die vor allem einen hohen naturschutzfachlichen Wert aufweisen. Natur- und Klimaschutzziele sollten möglichst eng miteinander verbunden werden. Das setzt allerdings voraus, dass Unvereinbarkeiten auf der lokalen Ebene erkannt und berücksichtigt werden. Die resultierenden Zielkonflikte sollten auf der Landschaftsebene mittels Zonierung und standortabhängiger Priorisierung von Maßnahmen minimiert werden. Die Ausweisung von Waldschutzgebieten sollte vor allem dort erfolgen, wo die Wahrscheinlichkeit hoch ist, dass die zu schützenden Lebensgemeinschaften sich dort auch im Klimawandel erhalten können.

3. Verbesserung der Schutzgebietsplanung

Ausgangspunkt für die über den heutigen Stand hinausgehenden Schutzbemühungen sollte eine Lückenanalyse des bestehenden Schutzgebietssystems sein, damit bestehende Defizite gezielt und effizient adressiert und Maßnahmen standortspezifisch geplant und umgesetzt werden können. So könnte, ausgehend von den naturschutzfachlich wertvollsten Wäldern, mittels einer systematischen Schutzgebietsplanung ein repräsentatives und effizientes Schutzgebietssystem entwickelt werden. Neben Maßnahmen des Vertragsnaturschutzes kommen auch Flächentausch-Mechanismen in Frage, um wertvolle Flächen im Privat- und Körperschaftswald unter Schutz zu stellen und durch bewirtschaftete Flächen aus dem Staatswald zu ersetzen. Um *Old-Growth* Kerne herum können gestörte Flächen und wertvolle Sukzessionsstadien als – ggf. auch temporär einzurichtende – Ausbreitungs- und Vernetzungsmatrix

zur Schaffung von Struktureichtum berücksichtigt werden. Dabei sollten auch Altersphaseneffekte berücksichtigt werden, da geschützte Altbestände nicht auf Dauer alt bleiben. Die Entwicklung der Flächenkulisse sollte die genetische Diversität (z. B. auch explizit Laubwälder auf trockenen Standorten beinhalten) und die Projektionen von Klimamodellen berücksichtigen, um zukünftige Refugien zu integrieren und die Anpassung von Verbreitungsgebieten zu ermöglichen (z. B. Korridore schaffen). Für die nationale Ausgestaltung der EU-Verordnung zur Wiederherstellung der Natur empfiehlt der Beirat eine dynamische Orientierung auf natürliche Ökosysteme, die ein hohes Maß an Anpassungsfähigkeit in Hinblick auf zukünftige Klimabedingungen aufweisen („Prestoration“ statt Renaturierung historischer Zustände mit zukünftig geringer Resilienz).

4. Umgang mit Unsicherheiten, Bewertung von Maßnahmen und Weiterentwicklung eines gezielten Monitorings forstlich nicht genutzter Wälder

Im Klimawandel besteht erhöhter Bedarf für ein kontinuierliches Waldmonitoring, um zeitnah Anpassungsstrategien auf einer belastbaren Grundlage entwickeln zu können. Die Merkmale alter sowie forstlich nicht genutzter Wälder können bisher in den großräumigen Rasterinventuren nur mit sehr hohen Stichprobenfehlern erfasst werden. Um abzuschätzen, wie sich eine Unterschutzstellung auf Biodiversität, Kohlenstoffspeicherung und Anpassungsfähigkeit auswirkt, ist daher ein entsprechendes Monitoring dieser Attribute in alten Laubwäldern erforderlich. Darüber hinaus bestehen Wissensdefizite zur Anpassungsfähigkeit der Waldverjüngung in unbewirtschafteten Wäldern mit unterschiedlich hohen Schalenwildbeständen (hauptsächlich Rehwild und Rotwild) und hinsichtlich des Einflusses der Einstellung der Holznutzung auf die Kohlenstoffspeicherung im Boden. Entsprechende Monitoring-Komponenten könnten im Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz konkretisiert werden.

5. Effektive und effiziente Förderinstrumente ausbauen und weiterentwickeln

Förderinstrumente für den Privat- und Körperschaftswald sollten so ausgestaltet werden, dass sie die beschriebenen Zielkonflikte möglichst vermeiden und die Komplementarität zwischen den Waldbewirtschaftungszielen befördern. Die oben skizzierte systematische Schutzgebietsplanung wäre eine wichtige Grundlage für eine solche Förderung. Auf Grundlage einer vorliegenden Schutzgebietsplanung könnten gestaffelte Fördersätze Anreize schaffen, um die bestehenden Lücken mit naturschutzfachlich wertvollen Wäldern zu füllen, während für bereits ausreichend geschützte bzw. überrepräsentierte Waldtypen nur geringe Beträge oder keine Förderung vorgesehen wird. Dies wäre auch über ein Auktionssystem möglich, in dem Waldbesitzende ihren Wald für dauerhafte oder temporäre Schutzgebiete (letztere sind z. B. in den Fördermodulen des Aktionsprogramms Natürlicher Klimaschutz vorgesehen) anbieten können (WBW 2020). In jedem Fall sollte eine Beratung der Waldbesitzenden und eine Beurteilung der Waldflächen, die in Förderprogramme aufgenommen werden, stattfinden. Dabei sollten neben der Einschätzung der naturschutzfachlichen Wertigkeit auch mögliche Waldschutzprobleme (insbesondere solche, die über Besitzgrenzen hinauswirken können) adressiert werden.

Relativ große Flächen auf Standorten mit ertragschwachen Wäldern und Bewirtschaftungshindernissen (Steilhänge, nasse Standorte etc.) wurden bereits in der Vergangenheit kaum genutzt. Wenn diese Wälder naturschutzfachlich wertvoll sind und einen wichtigen Baustein in einem systematischen Schutzgebietssystem darstellen, sollten geeignete Instrumente entwickelt werden, um private und kommunale Eigentümer solcher Flächen für einen langfristigen Schutz zu gewinnen. Dies kann beispielsweise durch einen freiwilligen Ankauf von Waldflächen im Privatbesitz durch die öffentliche Hand oder einen Flächentausch geschehen. Temporäre Waldschutzgebiete mit Laufzeiten von 10-20 Jahren, wie im Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz vorgesehen, könnten Waldbesitzenden den Einstieg in den langfristigen Schutz von naturschutzfachlich wertvollen Teilflächen ihrer Wälder erleichtern.

LITERATUR

- Achat DL, Fortin M, Landmann G et al. (2015) Forest soil carbon is threatened by intensive biomass harvesting. *Scientific reports* 5: 15991
- Adams VM, Mills M, Weeks R, Segan DB, Pressey RL et al. (2019) Implementation strategies for systematic conservation planning. *Ambio* 48, 139–152.
- Ammer C (2018) Diversity and forest productivity in a changing climate. *New Phytologist* (2019) 221: 50–66
- Ampoorter E, Barbaro L, Jactel H et al. (2020) Tree diversity is key for promoting the diversity and abundance of forest-associated taxa in Europe. *Oikos* 129(2): 133–146
- Araujo MB, Alagador D, Cabeza et al. (2011) Climate change threatens European conservation areas. *Ecology Letters* 14: 484–492
- Asbeck T, Pyttel P, Frey J, Bauhus J (2019) Predicting abundance and diversity of tree-related microhabitats in Central European montane forests from common forest attributes. *Forest Ecology and Management* 432: 400–408
- Asbeck T, Sabatini F, Augustynczik ALD, Basile M, Helbach J et al. (2021) Biodiversity response to forest management intensity, carbon stocks and net primary production in temperate montane forests. *Scientific Reports*, 11, 1625
- Barredo JI, Brailescu C, Teller A, Sabatini FM, Mauri A, Janouskova K (2021) Mapping and assessment of primary and old-growth forests in Europe.
- Bauhus J (2022) Die Anpassung der Wälder an den Klimawandel – eine waldwirtschaftliche Perspektive. *Natur und Landschaft* 97, 7: 318–324
- Bauhus J, Puettmann K, Messier C (2009) Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management* 258: 525–537.
- Bauhus J, Forrester D, Gardiner B, Jactel H, Vallejo R, Pretzsch H (2017) Ecological stability of mixed-species forests. In: Pretzsch H, Forrester DI, Bauhus J (Eds.) *Mixed-Species Forests - Ecology and Management*. Springer Verlag Germany, Heidelberg, pp. 337–382
- Bennett AC, McDowell NG, Allen CD, Anderson-Teixeira KJ (2015) Larger trees suffer most during drought in forests worldwide. *Nat Plants* 1:15139: 139 S.
- Bense U (2006) Zur Totholzkaferfauna von laubholzreichen Sturmwurfflächen in Baden-Württemberg. *Waldschutzgebiete Baden-Württemberg* 11: 75–147
- BfN Bundesamt für Naturschutz (2023) <https://geodienste.bfn.de> Aufgerufen am 02.02.2023
- BKG Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (2023): Corine Land Cover CLC5 (2018) © GeoBasis-DE / BKG (2023) <https://mis.bkg.bund.de> Aufgerufen am 02.02.2023
- BMELV (2011): Waldstrategie 2020. Nachhaltige Waldbewirtschaftung – eine gesellschaftliche Chance und Herausforderung. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. <https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/Waldstrategie2020.html>
- BMEL (2021) Waldstrategie 2050. Nachhaltige Waldbewirtschaftung – Herausforderungen und Chancen für Mensch, Natur und Klima. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/Waldstrategie2050.pdf?__blob=publicationFile&v=6
- BMEL (2022) Ergebnisse der Waldzustandserhebung 2022. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) Referat 515 – Nachhaltige Waldbewirtschaftung, Stand März 2023. https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/waldzustandserhebung-2022.pdf?__blob=publicationFile&v=6
- BMUV - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (2015): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Kabinettsbeschluss vom 7. 11. 2007, 4. Auflage, 179 S. https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Pool/Broschueren/nationale_strategie_biologische_vielfalt_2015_bf.pdf
- BMUV (2023a) ANK Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz (2023) Kabinettsbeschluss vom 29. März 2023: 80 S. https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Naturschutz/ank_2023_kabinett_lang_bf.pdf
- BMUV (2023b): unveröffentlicht
- Bohn U (1992) Buchen-Naturwaldreservate und Buchen-Naturschutzgebiete in Mitteleuropa - Überblick und naturschutzfachliche Bewertung. *Naturschutzzentrum NRW Seminarberichte* 12: 56–64
- Bolte A (2020) Wie lassen sich die Wälder in Deutschland als Kohlenstoffsenke erhalten? *Ländl. Raum (ASG)* 71(2): 17–19
- Bolte A, Ammer C, Annighöfer P, Bauhus J, Eisenhauer D R, Geissler C, Leder B, Petercord R, Rock J, Seifert T, Spathelf P (2021) Fakten zum - Thema: Wälder und Klimaschutz. *AFZ-Der Wald* 76. Jg., 11, 12–15.
- Bolte A, Höhl M, Hennig P, Schad T, Kroiher F et al. (2021) Zukunftsaufgabe Waldanpassung. *AFZ Wald* 76(4): 12–16
- Bolte A, Kroiher F, Rock J, Dieter M, Bösch M et al. (2022) Einschlagsstopp in alten, naturnahen Buchenwäldern im öffentlichen Besitz: Definition, Vorkommen, Inventur-Kennzahlen, Gefährdung und ökonomische Bewertung. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, Thünen Working Paper 197: 48 S.
- Bosela M, Štefančík I, Marčíš P, Rubio-Cuadrado Á, Lukac M (2021) Thinning decreases above-ground biomass increment in central European beech forests but does not change individual tree resistance to climate events. *Agricultural and Forest Meteorology* 306, 108441: 1–9
- Bouget C, Duelli P, Peter P (2004) The effects of windthrow on forest insect communities: a literature review. *Biol Conserv* 118: 281–299
- Brais S, Harvey BD, Bergeron Y, Messier C, Greene D, Belleau A, Paré D (2011) Testing Forest ecosystem management in boreal mixedwoods of northwestern Quebec: initial response of aspen stands to different levels of harvesting. *Canadian Journal of Forest Research*. 34(2): 431–446
- Brändle M, Brandl R (2001) Species richness of insects and mites on trees: expanding Southwood. *J. Animal Ecology* 70: 491–504.
- Braunisch V, Roder S, Coppes J, Froidevaux J S, Arlettaz R, Bollmann K (2019). Structural complexity in managed and strictly protected mountain forests: Effects on the habitat suitability for indicator bird species. *Forest Ecology and Management*, 448: 139–149.
- Braunisch V, Seebach L (2022) Systematische Herleitung von Prioritätsflächen für die Ausweisung neuer Prozessschutzgebiete in Baden-Württemberg. Wo sollen die "Urwälder von morgen" entstehen? *Natur und Landschaft* 97: 62–70
- Brunet J, Fritz Ö, Richnau G (2010) Biodiversity in European beech forests - a review with recommendations for sustainable forest management. *Ecological Bulletins*, 53: 77–94
- Brus DJ, Hengeveld GM, Walvoort DJJ, Goedhart PW, Heidema AH et al. (2012) Statistical mapping of tree species over Europe. *European Journal of Forest Research* 131: 145–147
- Burgdorf N, Straßer L (2019) Rußrindkrankheit an Ahorn in Bayern. *AFZ Der Wald* 20/2019: 36–39

- Busse A, Cizek L, Čížková P, Drag L, Dvorak V et al. (2022) Forest die-back in a protected area triggers the return of the primeval forest specialist *Peltis grossa* (Coleoptera, Trogossitidae). *Conservation Science and Practice* 4: e612.
- Bussler H, Schmid J, Thorn S (2018) Veränderung der Verteilung ökologischer Gilden xylobionter Käfer entlang einer Sukzessi on nach Windwurf von 2006 bis 2010. *Beiträge zur bayerischen Entomofaunistik* 18: 1–14
- Cale JA, Garrison-Johnston MT, Teale SA, Castello JD (2017). Beech bark disease in North America: Over a century of research revisited. *Forest Ecology and Management* 394: 86-103
- Cannon CH, Piovesan G, Munné-Bosch S (2022) Old and ancient trees are life history lottery winners and vital evolutionary resources for long-term adaptive capacity. *Nature plants*, 8(2): 136-145.
- Castagneyrol B, Jactel H, Vacher C et al. (2014) Effects of plant phylogenetic diversity on herbivory depend on herbivore specialization. *Journal of Applied Ecology* 51: 134–141
- Chapman D, Purse BV, Roy HE, Bullock JM (2017) Global trade networks determine the distribution of invasive non-native species. *Global Ecology and Biogeography* 26: 907-917
- Christophel D, Spengler S, Schmidt B, Ewald J, Prietzel J (2013) Customary close-to-nature forest management has considerably decreased organic carbon and nitrogen stocks in soils of the Bavarian Limestone Alps. *Forest Ecol Manag* 305: 167–176
- Clarke N, Gundersen P, Jönsson-Belyazid U, Janne Kjønaas O, Persson T et al. (2015) Influence of different tree-harvesting intensities on forest soil carbon stocks in boreal and northern temperate forest ecosystems. *Forest Ecology and Management, Volume 351*: 9-19
- Cocozza C, de Miguel M, Ps'ídova' E, Ditmarova' L, Marino S et al. (2016) Variation in ecophysiological traits and drought tolerance of beech (*Fagus sylvatica* L.) Seedlings from Different Populations. *Frontiers in Plant Science* 7:886.
- De Frenne P, Lenoir J, Luoto M, Scheffers BR, Zellweger F et al. (2021) Forest microclimates and climate change: Importance, drivers and future research agenda. *Glob Chang Biol*. 2021 Jun;27(11): 2279-2297.
- Del Campo A, Otsuki K, Serengil Y, Blanco J, Yousefpour R, Wei X (2022). A global synthesis on the effects of thinning on hydrological processes: Implications for forest management. *Forest Ecology and Management*. 519. 120324. 10.1016/j.foreco.2022.120324.
- Diaconu D, Kahle HP, Spiecker H (2017): Thinning increases drought tolerance of European beech: a case study on two forested slopes on opposite sides of a valley. *Eur. J. Forest Res*. 136: 319-328
- Dieter M, Weimar H, Iost S, Englert H, Fischer R et al. (2020) Abschätzung möglicher Verlagerungseffekte durch Umsetzung der EU-KOM-Vorschläge zur EU-Biodiversitätsstrategie auf Forstwirtschaft und Wälder in Drittstaaten. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, Thünen Working Paper 159a, 85 S.
- Donato DC, Campbell JL, Franklin JF (2012) Multiple successional pathways and precocity in forest development: can some forests be born complex? *Journal of Vegetation Science* 23: 576-584
- Dormann CF, Bagnara M, Boch S, Hinderling J, Janeiro-Otero A et al. (2020). Plant species richness increases with light availability, but not variability, in temperate forests understorey. *BMC ecology*, 20: 1-9
- Dulamsuren C, Hauck M, Kopp G, Ruff M, Leuschner C (2017) European beech responds to climate change with growth decline at lower, and growth increase at higher elevations in the center of its distribution range (SW Germany). *Trees* 31: 673-686
- DWD (2022): Nationaler Klimareport. 6. überarbeitete Auflage, Deutscher Wetterdienst, Deutschland, 53 Seiten, https://www.dwd.de/DE/leistungen/nationalerklimateport/download_report.pdf?__blob=publicationFile&v=15
- Engel F, (2019) Perspektiven und Potenziale für die Gestaltung eines kohärenten Systems von Wäldern mit natürlicher Entwicklung in Deutschland (Dissertation). Georg-August-Universität Göttingen, Göttingen.
- Engel F, Bauhus J, Gärtner S, Kühn A, Meyer P et al. (2016) Wälder mit natürlicher Entwicklung in Deutschland: Bilanzierung und Bewertung. *Naturschutz und Biologische Vielfalt*, Bd. 145. Landwirtschaftsverlag, Münster: 267 S.
- Engel F, Meyer P, Demant L, Spellmann H (2019). Wälder mit natürlicher Entwicklung in Deutschland. *AFZ/Der Wald*, 13: 22-25
- European Commission (2020) EU-Biodiversitätsstrategie für 2030. Mehr Raum für die Natur in unserem Leben. Brüssel, 27 S., heruntergeladen am 27.05.2020 unter https://environment.ec.europa.eu/strategy/biodiversity-strategy-2030_de.
- European Commission (2020) Conclusions on Biodiversity - the need for urgent action – Approval. Council of the European Commission 11829/20 heruntergeladen am 09.05.2022 unter <https://data.consilium.europa.eu/doc/document/ST-11829-2020-INIT/en/pdf>
- European Commission (2022) Commission staff working document. Criteria and guidance for protected areas designations. EU_Commission, 27 S. heruntergeladen am 09.05.2022
- European Commission (2022) Proposal for a regulation of the European Parliament and of the Council on nature restoration, COM (2022) 304 final. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. European Commission, Brussels.
- Fahrig L (2020) Why do several small patches hold more species than few large patches? *Global Ecology and Biogeography* 29: 615-628
- Fei S, Morin RS, Oswald CM, Liebhold AM (2019). Biomass losses resulting from insect and disease invasions in US forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 116(35): 17371-17376
- FFH-Richtlinie (1992): Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (ABl. L 206 vom 22.7.1992, S. 7)
- Gerhardt M, Kohler M, Sohn J, Bauhus J (2016) Kann die Trockenstresstoleranz von Buchen über Durchforstungseingriffe erhöht werden? Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe. Aufgerufen am 10.3.2023
- Giuggiola A, Bugmann H, Zingg A, Dobbartin M, Rigling A (2013) Reduction of stand density increases drought resistance in xeric Scots pine forests. *Forest Ecology and Management*, 310: 827–835
- Grossiord C (2020) Having the right neighbors: how tree species diversity modulates drought impacts on forests. *New Phytologist* 228: 42-49
- Grote R, Gessler A, Hommel R, Poschenrieder W, Priesack E (2016) Importance of tree height and social position for drought-related stress on tree growth and mortality. *Trees* 30: 1467-1482
- Gruttke H (2004) Ermittlung der Verantwortlichkeit für die Erhaltung mitteleuropäischer Arten, *Naturschutz und Biologische Vielfalt*.
- Gundersen P, Thybring EE, Nord-Larsen T, Vesterdal L, Nadelhoffer KJ, Johannsen VK (2021) Old-growth forest carbon sinks overestimated. *Nature*, 2021; 591 (7851)

- Gustafsson L, Bauhus J, Asbeck T, Augustynczyk ALD, Basile M et al. (2019). Retention as an integrated biodiversity conservation approach for continuous-cover forestry in Europe. *Ambio*.
- Heiri C, Wolf A, Rohrer L, Bugmann H (2009) Forty years of natural dynamics in Swiss beech forests: structure, composition, and the influence of former management. *Ecological Applications*, 19(7): 1920-1934
- Helbach J, Frey J, Messier C, Mörsdorf M, Scherer-Lorenzen M (2022) Light heterogeneity affects understory plant species richness in temperate forests supporting the heterogeneity–diversity hypothesis. *Ecology and Evolution*, 12(2): e8534.
- Herrmann S, Kahl T, Bauhus J (2015) Decomposition dynamics of coarse woody debris of three important central European tree species. *Forest Ecosystems* 2, 27, DOI: 10.1186/s40663-015-0052-5 Hilmers, T., N. Friess, C. Bässler, M. Heurich, R. Brandl, H. Pretzsch, R. Seidl, and J. Müller. 2018. Biodiversity along temperate forest succession. *Journal of Applied Ecology* 55: 2756-2766
- Hewitt G M (1999) Post-glacial re-colonization of European biota. *Biol J Linnean Soc* 68: 87–112
- Hilmers T, Friess N, Bässler C, Heurich M, Brandl R et al. (2018) Biodiversity along temperate forest succession. *Journal of Applied Ecology* 55: 2756-2766
- Hilmers T, Schmied G, Pretzsch H (2022) Legacy effects of past thinnings modulate drought stress reactions at present. *Scandinavian Journal of Forest Research* 37: 182-199
- Hobi ML, Commarmot B, Bugmann H (2015) Pattern and process in the largest primeval beech forest of Europe (Ukrainian Carpathians). *Journal of Vegetation Science* 26(2): 323-336
- Hoffmann S, Irl SDH, Beierkuhnlein C (2019) Predicted climate shifts within terrestrial protected areas worldwide. *Nature Communications* 10: 4787
- Hultberg, T., Sandström, J., Felton, A., Öhman, K., Rönnerberg, J. et al. (2020) Ash dieback risks an extinction cascade. *Biological Conservation* 244: 108516
- IPCC (2012) Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation. A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change, in: Field, C.B., Barros, V., Stocker, T.F., Qin, D., Dokken, D.J et al. (Eds.). Cambridge University Press, Cambridge, UK, and New York, USA, 582 S.
- Jactel H, Branco M, Duncker P, Gardiner B, Grodzki W et al. (2012) A multicriteria risk analysis to evaluate impacts of forest management alternatives on forest health in Europe. *Ecology and Society* 17 (4), 52 S.
- Jactel H, Gritti ES, Drössler L, Forrester DI, Mason WL et al. (2018) Positive biodiversity–productivity relationships in forests: climate matters. *Biol Lett.*:20170747
- Jentsch A, Beierkuhnlein C (2008) Research frontiers in climate change: Effects of extreme meteorological events on ecosystems. *Comptes Rendus Geoscience* 340: 621-628
- Klesse S, Wohlgemuth T, Meusburger K, Vitasse Y, von Arx G et al. (2022): Long-term soil water limitation and previous tree vigor drive local variability of drought-induced crown dieback in *Fagus sylvatica*. *Sci Total Environ*. 2022 Dec 10;851(Pt 1):157926.
- Kornhuber K, Coumou D, Vogel E, Lesk C, Donges JF., Lehmann J, Horton RM (2020) Amplified Rossby waves enhance risk of concurrent heatwaves in major breadbasket regions. *Nature Climate Change* 10: 48-53.
- Kramer K, Bouriaud L, Feindt PH, van Wassenaeer L, Glanemann N et al. (2022) Roadmap to develop a stress test for forest ecosystem services supply. *One Earth* 5: 25-34
- Kunz J, Löffler G, Bauhus J (2018) Minor European broadleaved tree species are more drought-tolerant than *Fagus sylvatica* but not more tolerant than *Quercus petraea*. *Forest Ecology and Management* 414: 15-27
- Lagergren F, Lankreijer H, Kučera J, Cienciala E, Mölder M, Lindroth A (2008) Thinning effects on pine-spruce forest transpiration in central Sweden. *Forest Ecology and Management*, Volume 255, Issue 7, 2008: 2312-2323
- Larrieu L, Cabanettes A, Delarue A (2012) Impact of silviculture on dead wood and on the distribution and frequency of tree microhabitats in montane beech-fir forests of the Pyrenees. *European Journal of Forest Research* 131: 773-786
- Larrieu L, Cabanettes A, Goux N, Burnel L, Bouget C, Deconchat M (2017). Development over time of the tree-related microhabitat profile: the case of lowland beech–oak coppice-with-standards set-aside stands in France. *European Journal of Forest Research* 136: 37–49 <https://doi.org/10.1007/s10342-016-1006-3>
- Lindner M, Fitzgerald JB, Zimmermann NE, Reyer C, Delzon S et al. (2014) Climate Change and European Forests: What do we know, what are the uncertainties, and what are the implications for forest management? *Journal of Environmental Management* 146: 69-83
- Luyssaert S, Schulze ED, Börner A. et al. (2008) Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature* 455: 213–215
- Luyssaert S, Schulze ED, Knohl A, Law BE, Ciais P, Grace J (2021) Old-growth forest carbon sinks overestimated. *Nature* 591
- Mann ME, Rahmstorf S, Kornhuber K, Steinman BA, Miller SK et al. (2018) Projected changes in persistent extreme summer weather events: The role of quasi-resonant amplification. *Science Advances* 4.
- Margules CR, Pressey RL (2000) Systematic conservation planning. *Nature* 405, 243–253. <https://doi.org/10.1038/35012251>
- In Mayer M, Prescott CE, Abakerd WEA, Augusto L, Cécillon L, Ferreira GWD et al. (2020) Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis. *Forest Ecology and Management* 466: 118-127
- McDowell NG, Allen CD, Anderson-Teixeira K, Aukema BH, Bond-Lamberty B et al. (2020) Pervasive shifts in forest dynamics in a changing world. *Science* 368, eaaz9463.
- Messier C, Potvin C, Muys B, Brancalion P, Chazdon R, Seidl R, Bauhus J (2022) Warning: Natural and Managed Forests are Losing their Capacity to Mitigate Climate Change. *Forest Chronicle* 98, 1: 2-3
- Meyer P (2023) Fünf Jahrzehnte Naturwaldforschung in Niedersachsen. *AFZ-DerWald* 78, 14–18.
- Meyer P, Blaschke M, Schmidt M, Sundermann M, Schulte U (2016) Wie entwickeln sich Buchen- und Eichen-FFH-Lebensraumtypen in Naturwaldreservaten? *Naturschutz und Landschaftsplanung* 48: 5-14
- Meyer P, Bücking W, Gehlhar U, Schulte U, Steffens R (2007) Das Netz der Naturwaldreservate in Deutschland: Flächenumfang, Repräsentativität und Schutzstatus im Jahr 2007. *Forstarchiv*, 78: 188-196
- Meyer P, Engel F (2016) Repräsentativität der Wälder mit natürlicher Entwicklung in Deutschland. *Naturschutz und Biologische Vielfalt*, 145: 151-190 Meyer P, Lorenz K, Engel F, Spellmann H, Boele-Keimer C (2015) Wälder mit natürlicher Entwicklung und Hotspots der Biodiversität - Elemente einer systematischen Schutzgebietsplanung am Beispiel Niedersachsen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 47: 275–282

- Meyer P, Lorenz K, Engel F, Spellmann H, Boele-Keimer C (2015) Wälder mit natürlicher Entwicklung und Hotspots der Biodiversität - Elemente einer systematischen Schutzgebietsplanung am Beispiel Niedersachsen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 47(8/9): 275–282
- Meyer P, Mölder A, Hagge J (2023) Waldflächen ohne Nutzung - wozu? *Land & Forst* 4: 46–47
- Meyer P, Nagel R, Feldmann E (2021) Limited sink but large storage: Biomass dynamics in naturally developing beech (*Fagus sylvatica*) and oak (*Quercus robur*, *Quercus petraea*) forests of north-western Germany. *Journal of Ecology* 109(10): 3602–3616 <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13740>
- Meyer P, Schmidt M, Feldmann E, Willig J, Larkin R (2021) Long-term development of species richness in a central European beech (*Fagus sylvatica*) forest affected by windthrow – Support for the intermediate disturbance hypothesis? *Ecology and Evolution* 11: 12801–12815
- Meyer P, Spînu AP, Mölder A, Bauhus J (2022): Management alters drought-induced mortality patterns in European beech (*Fagus sylvatica* L.) forests. *Plant Biology* 24(7): 1157–1170. <https://doi.org/10.1111/plb.13396>
- Mitchell RJ, Pakeman RJ, Broome A, Beaton JK, Bellamy PE et al. (2016) How to replicate the functions and biodiversity of a threatened tree species? The case of *Fraxinus excelsior* in Britain. *Ecosystems* 19: 573 – 586.
- Moning C, Müller J (2009) Critical forest age thresholds for diversity of lichens, molluscs and birds in temperate beech (*Fagus sylvatica* L.) plant communities. *Ecological Indicators* 9: 922–932.
- Mund M, Frischbier N, Profft I, Raacke J, Richter F, Ammer C (2015): Klimaschutzwirkung des Wald- und Holzsektors: Schutz- und Nutzungsszenarien für drei Modellregionen in Thüringen. BfN-Skripten 396, 167 S
- Müller J, Bauhus J, Dieter M, Spellmann H, Möhring B et al. (2020) Wege zu einem effizienten Waldnaturschutz in Deutschland. *Berichte über Landwirtschaft-Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft*. Sonderheft 228 <https://buel.bmel.de/index.php/buel/issue/view/44>.
- Muys B, Angelstam P, Bauhus J, Bouriaud L, Jactel H et al. (2022): Forest Biodiversity in Europe. *From Science to Policy* 13. European Forest Institute: 80 S.
- Nagel R, Meyer P, Blaschke M, Feldmann E (2023) A meaningful contribution to Climate-Smart Forestry? An evaluation of temporal trends in the carbon balance of unmanaged forests in Germany. *Frontiers in Forests and Global Change*, 6
- Nave LE, Vance ED, Swanston CW, Curtis PS (2010) Harvest impacts on soil carbon storage in temperate forests, *Forest Ecology and Management*, Volume 259, Issue 5: 857–866
- Nord-Larsen T, Vesterdal L, Scott Bentsen N, Larsen JB (2019) Ecosystem carbon stocks and their temporal resilience in a semi-natural beech-dominated forest. *Forest Ecology and Management*, Volume 447: 67–76
- Obladen N, Dechering P, Skiadaresis G, Tegel W, Keßler J et al. (2021) Tree mortality of European beech and Norway spruce induced by 2018 – 2019 hot droughts in central Germany. *Agricultural and Forest Meteorology* 307: 108482.
- O'Brien L, Schuck A, Fraccaroli C, Pötzelsberger E, Winkel G, Lindner M (2021) Protecting old-growth forests in Europe - a review of scientific evidence to inform policy implementation.
- Parks KE, Mulligan M (2010) On the relationship between a resource based measure of geodiversity and broad scale biodiversity patterns. *Biodivers Conserv* 19: 2751–2766
- Penone C, Allan E, Soliveres S, Felipe-Lucia MR, Gossner MM et al. (2019) Specialisation and diversity of multiple trophic groups are promoted by different forest features. *Ecology Letters* 22: 170–180
- Peters R (1997) *Beech Forests*. *Geobotany Vol. 24*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht
- Petrutan AM, Biris IA, Merce O, Turcu DO, Petrutan IC (2012) Structure and diversity of a natural temperate sessile oak (*Quercus petraea* L.)–European Beech (*Fagus sylvatica* L.) forest. *Forest Ecology and Management*, 280: 140–149
- Pfenninger M, Reuss F, Kiebler A, Schönnenbeck P, Caliendo C et al. (2021) Genomic basis for drought resistance in European beech forests threatened by climate change. *Elife*. 2021 Jun 16;10: e65532.
- Pluess AR, Frank A, Heiri C, Lalagüe H, Vendramin GG, Oddou-Muratario S (2016) Genome–environment association study suggests local adaptation to climate at the regional scale in *Fagus sylvatica*. *New Phytologist*, 210(2): 589–601
- Pörtner HO, Scholes RJ, Arneth A, Barnes DKA, Burrows MT et al. (2023) Overcoming the coupled climate and biodiversity crises and their societal impacts. *Science* 380 eabl4881. <https://doi.org/10.1126/science.abl4881>
- Rajendra KC, Seifert S, Prinz K, Gailing O, Finkeldey R (2014) Subtle human impacts on neutral genetic diversity and spatial patterns of genetic variation in European beech (*Fagus sylvatica*). *Forest Ecology and Management*, 319: 138–149
- Rohner B, Bigler C, Wunder J, Brang P, Bugmann H (2012) Fifty years of natural succession in Swiss forest reserves: changes in stand structure and mortality rates of oak and beech. *J Veg Sci* 23: 892–905
- Rohner B, Bugmann H, Brang P, Wunder J, Bigler C (2013) Eichenrückgang in Schweizer Naturwaldreservaten. *Schweiz Z Forstwesen* 164: 328–336 <https://doi.org/10.3188/szf.2013.0328>
- Rohde M, Langer G, Hurling R, Plasil P (2020) Waldschutzsituation in Nordwestdeutschland. *AFZ-Der Wald*, Heft 11: 43–47
- Roth N, Doerfler I, Bussler H, Blaschke M, Bässler C et al. (2019) Decadal effects of landscape-wide enrichment of dead wood on saproxylic organisms in beech forests of different historic management intensity *Diversity and Distributions* 25: 430–441
- Rothacher J, Hagge J, Bässler C, Brandl R, Gruppe A, Müller J (2023). "Logging operations creating snags, logs, and stumps under open and closed canopies promote stand-scale beetle diversity." *Forest Ecology and Management* 540: 121022
- Rousi E, Kornhuber K, Beobide-Arsuaga G, Luo F, Coumou D (2022) Accelerated western European heatwave trends linked to more-persistent double jets over Eurasia. *Nature Communications* 13: 3851
- Sabatini FM, Burrascano S, Keeton WS et al. (2018) Where are Europe's last primary forests? *Diversity and Distributions* 24: 1426–1439
- Sabatini FM, de Andrade RB, Paillet Y et al. (2019) Trade-offs between carbon stocks and biodiversity in European temperate forests. *Global Change Biology*, 25(2): 536–548
- Sabatini FM, Bluhm H, Kun Z, et al. (2021) European primary forest database v2.0. *Scientific Data* 8.
- Schall P, Gossner MM, Heinrichs S, Fischer M, Boch S, Prati D et al. (2018) The impact of even-aged and uneven-aged forest management on regional biodiversity of multiple taxa in European beech forests. *Journal of applied Ecology*, 55(1): 267–278.
- Scharnweber T, Heussner KU, Smiljanic M, Heinrich I, van der Maaten-Theunissen M et al. (2019) Removing the no-analogue bias in modern

- accelerated tree growth leads to stronger medieval drought. *Scientific Reports* 9.
- Schneider H, Meyer P, Aljes M, Culmsee H, Diers M, Förster A, Leuschner C (2023) Wie kann Naturnähe im Wald gemessen werden? *Natur und Landschaft*, 98 (2): 49-57
- Schuldt B, Buras A, Arend M, Vitasse Y, Beierkuhnlein C et al. (2020) A first assessment of the impact of the extreme 2018 summer drought on Central European forests. *Basic and Applied Ecology* 45: 86-103
- Schwaderer G, (2023) Masterplan für den Natur- und Artenschutz? Die EU-Biodiversitätsstrategie 2030. *Nationalpark* 1: 24-27
- Seibold S, Brandl R, Buse J, Hothorn T, Schmidl J, Thorn S, Müller J (2015) Association of extinction risk of saproxylic beetles with ecological degradation of forests in Europe. *Conservation Biology* 29: 382-390
- Seibold S, Bässler C, Baldrian P, Reinhard L, Thorn S et al. (2016) Deadwood addition promotes non-saproxylic epigeal arthropods but effects are mediated by canopy openness. *Biological Conservation*, 204: 181-188
- Seidl R, Klöner G, Rammer W, Essl F, Moreno A, Neumann M, Dullinger S (2018) Invasive alien pests threaten the carbon stored in Europe's forests. *Nature Communications* 9: 1626.
- Sobek S, Scherber C, Steffan-Dewenter I, Tschardt T. 2009. Sapling herbivory, invertebrate herbivores and predators across a natural tree diversity gradient in Germany's largest connected deciduous forest. *Oecologia* 160: 279-288
- Sohn J, Saha S, Bauhus J (2016) Potential of forest thinning to mitigate drought stress: a meta-analysis. *For. Ecol. Manage.* 380: 261-273
- SPD, Bündnis 90/Die Grünen, FDP (2021) Mehr Fortschritt wagen - Bündnis für Freiheit, Gerechtigkeit und Nachhaltigkeit. Koalitionsvertrag zwischen SPD, Bündnis/Die Grünen und FDP. <https://cms.gruene.de/uploads/documents/Koalitionsvertrag-SPD-GRUENE-FDP-2021-2025.pdf>
- Spinu A, Asbeck T, Bauhus J (2022) Combined retention of large living and dead trees can improve provision of tree-related microhabitats in Central European montane forests. *European Journal of Forest Research*
- Steinacker C, Engel F, Meyer P (2023) Natürliche Waldentwicklung in Deutschland: auf dem Weg zum „5%-Ziel“ der Nationalen Biodiversitätsstrategie. *Natur und Landschaft*, akzeptiert, im Druck.
- Stovall AE, Shugart H, Yang X (2019) Tree height explains mortality risk during an intense drought. *Nat Commun* 10: 1-6 <https://doi.org/10.1038/s41467-019-12380-6>
- Swanson ME, Franklin JF, Beschta RL, Crisafulli CM, Dellasala DA, Hutto RL, Lindenmayer DB, Swanson FJ (2011) The forgotten stage of forest succession: early-successional ecosystems on forest sites. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9: 117-125
- Taccoen A, Piedallu C, Seynave I, Gégout-Petit A, Nageleisen LM et al. (2021) Climate change impact on tree mortality differs with tree social status. *For. Ecol. Manage.* 489, 119048
- Thomas F M (2008) Recent advances in cause-effect research on oak decline in Europe. *CABI Reviews*: 12 S.
- Tinya F, Kovács B, Bidló A, Dima B, Király I et al. (2021) Environmental drivers of forest biodiversity in temperate mixed forests - A multi-taxon approach. *Sci Total Environ.* 2021 Nov 15;795: 148720
- Thurm EA, Jansen M, Jütte K, Martin J, Voth W, Wirner M, Gehlhar U (2022) Die Buchenvitalitätsschwäche in Mecklenburg-Vorpommern. *AFZ/DerWald* 77(11): 19-23
- Umweltbundesamt (2023) Projektionsbericht 2023 für Deutschland. CLIMATE CHANGE 39/2023, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, ISSN 1862-4359, heruntergeladen am 16.10.2023 unter <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/projektionsbericht-2023-fuer-deutschland>
- United Nations Framework Convention on Climate Change (2022) Nationally determined contributions under the Paris Agreement. Synthesis report by the secretariat. Conference of the Parties serving as the meeting of the Parties to the Paris Agreement, Fourth session, Sharm el-Sheikh, 6-18 November 2022. <https://unfccc.int/documents/619180>
- Vandekerckhove K, Thomaes A, Jonsson GB (2013) Connectivity and fragmentation: island biogeography and metapopulation applied to old-growth-elements. In: Kraus & Krumm (eds.): Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. *European Forest Institute*: 104-115
- WBAE & WBW Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik, Ernährung und gesundheitlichen Verbraucherschutz, WBW - Wissenschaftlicher Beirat für Waldpolitik (2016) Klimaschutz in der Land- und Forstwirtschaft sowie den nachgelagerten Bereichen Ernährung und Holzverwendung. Gutachten des Wissenschaftlichen Beirats für Agrarpolitik, Ernährung und gesundheitlichen Verbraucherschutz und des Wissenschaftlichen Beirats für Waldpolitik beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft.
- WBW - Wissenschaftlicher Beirat für Waldpolitik (2021) Die Anpassung von Wäldern und Waldwirtschaft an den Klimawandel-Gutachten. Berlin, 192 S.
- WBW & WBBGR - Wissenschaftlicher Beirat Waldpolitik, Wissenschaftlicher Beirat Biodiversität und Genetische Ressourcen (2020) Wege zu einem effizienten Waldnaturschutz in Deutschland. Stellungnahme. BMEL – Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. Berlin
- Weigel R, Bat-Enerel B, Dulamsuren C, Muffler L, Weithmann G, Leuschner C (2022) Summer drought exposure, stand structure, and soil properties jointly control the growth of European beech along a steep precipitation gradient in northern Germany. *Glob Change Biol.* 2023;29:763-779 DOI: 10.1111/gcb.16506
- Weingarten P, Bauhus J, Arens-Azevedo U, Balmann A, Biesalski H-K et al. (2016) Klimaschutz in der Land- und Forstwirtschaft sowie den nachgelagerten Bereichen Ernährung und Holzverwendung. *Berichte über Landwirtschaft, Sonderheft* 222
- Welle T, Sturm K, Bohr Y (2018) Alternativer Waldzustandsbericht - Eine Waldökosystemtypen-basierte Analyse des Waldzustandes in Deutschland anhand naturschutzfachlicher Kriterien. <https://naturwald-akademie.org/presse/pressemitteilungen/alternativer-waldzustandsbericht/>.
- Wirth C, Messier C, Bergeron Y, Frank D, Frankhänel A (2009) Old-growth forest definitions: a pragmatic view. *Ecological Studies* 209: 11-33