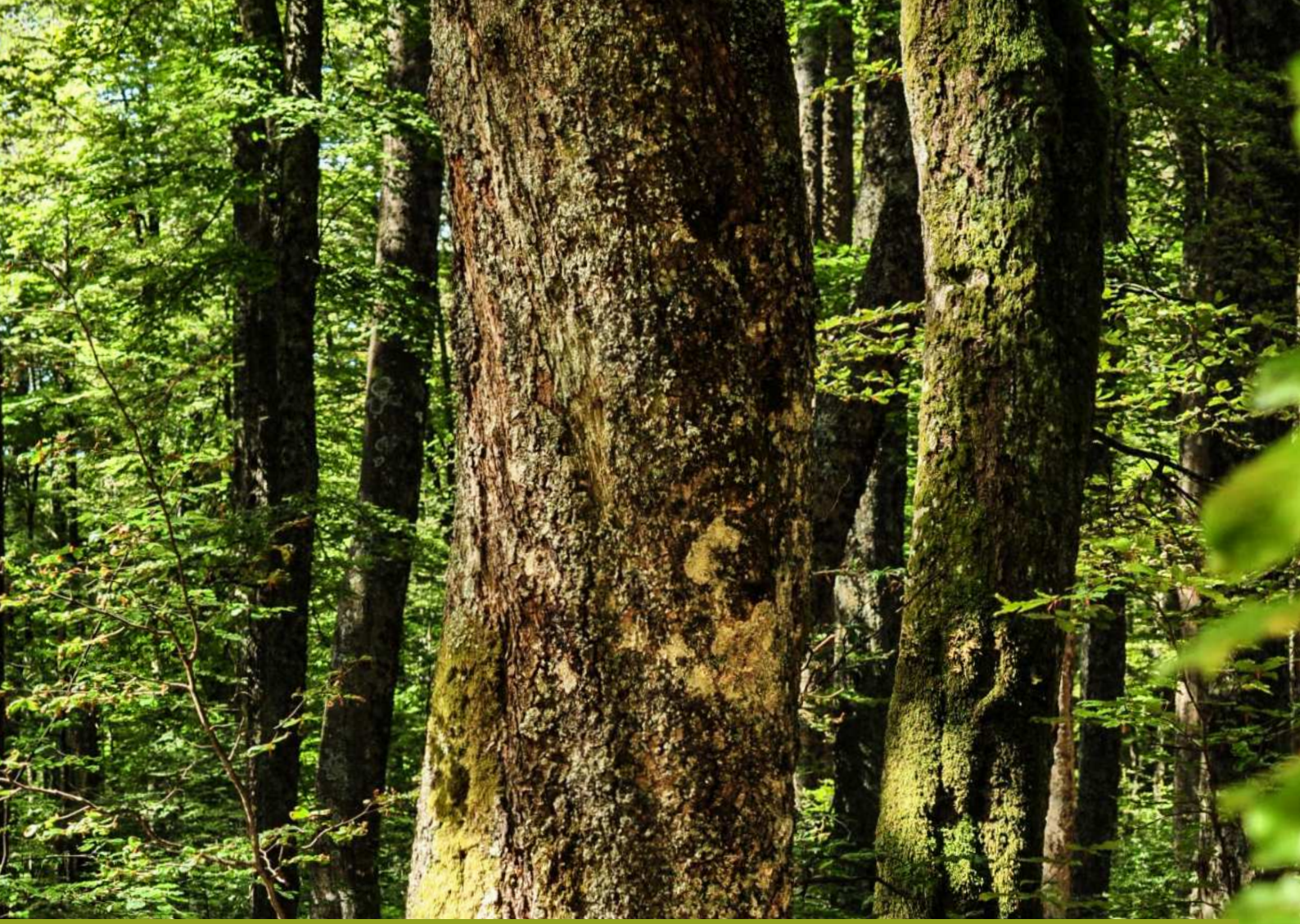


KLIMASCHUTZ IN WÄLDERN DER GEMÄSSIGTEN BREITEN

Eine vergleichende Analyse der Evidenz zur Wirksamkeit von Prozessschutz vs. aktiven Managementstrategien

Wissenschaftliches Gutachten im Auftrag der
NABU-Stiftung Nationales Naturerbe



ECONICS INSTITUTE

KLIMASCHUTZ IN WÄLDERN DER GEMÄSSIGTEN BREITEN

Eine vergleichende Analyse der Evidenz zur Wirksamkeit von Prozessschutz vs. aktiven Managementstrategien

Wissenschaftliches Gutachten im Auftrag der
NABU-Stiftung Nationales Naturerbe

Chorin, Juli 2026

AUTOREN
Dr. Axel Schick
Prof. Dr. Pierre L. Ibisch

ECONICS INSTITUTE e.V.
Choriner Bahnhofstraße 1
16230 Chorin
www.econics.institute

EMPFOHLENE ZITATION: Schick, A. & Ibisch, P.L. (2026): Klimaschutz in Wäldern der gemäßigten Breiten – Eine vergleichende Analyse der Evidenz zur Wirksamkeit von Prozessschutz vs. aktiven Managementstrategien. ECONICS Institute e.V. Sachverständigengutachten für die NABU-Stiftung Nationales Naturerbe.

Titelbild: Christoph Nowicki

ECONICS INSTITUTE

Inhaltsverzeichnis

A. Zusammenfassung 1
B. Einleitung 3
I. Klimawandelbedingte Herausforderungen für die gemäßigten Wälder Mitteleuropas 3
II. Lösungsvorschläge der Forstwirtschaft und des Naturschutzes 4
III. Die Evidenzfrage als epistemischer und wissenschaftspolitischer Konflikt 5
IV. Fragestellung und Aufbau der Studie 6
C. Wissenschaftliche Evidenz zur Stützung oder Falsifizierung der Annahmen 7
1. Annahme: Forstlich genutzte Wälder tragen aufgrund höherer Kohlenstoffbindung stärker zur Eindämmung des Klimawandels bei als solche ohne Holzeinschlag 7
1.1 Kohlenstoffvorräte in genutzten Forsten und alten Wäldern ohne Holzeinschlag 7
1.2 Langfristige Entwicklung der Kohlenstoffvorräte 9
1.3 Natürliche Störungen und die langfristige Erhaltung von Kohlenstoffsenken 11
1.4 Akkumulation von Totholz 13
1.5 Vergleich der Kohlenstoffspeicherung: Durchforstung versus Kahlschlag 15
1.6 Auswirkungen der Düngung auf den Kohlenstoff in der Waldstreu 17
1.7 Kohlenstoffspeicher im Boden 18
1.8 Der Einfluss der mikrobiellen Biomasse auf Bodenkohlenstoff 20
1.9 Bedrohungen für Waldkohlenstoffspeicher durch den Klimawandel 22
1.10 Die verborgenen Emissionen der Forstwirtschaft 23
2 Annahme: Forstlich genutzte Wälder sind gegenüber dem Klimawandel widerstandsfähiger als solche ohne Holzeinschlag 24
2.1 Selbstorganisationsfähigkeit von genutzten Forsten und alten Wäldern ohne Holzeinschlag 24
2.2 Biologisch-ökologische Ausstattung und ihre Rolle bei der Regeneration 27
2.3 Unterschiedliche Erholung nach Windwurf, Borkenkäferbefall und Feuer 29
2.4 Räumungshiebe und ihre Auswirkungen auf Arten der späten Sukzession 30
2.5 Der Einfluss von Dürren auf die Resilienz 32
3 Annahme: Klimasmarte Forstwirtschaft erhöht die Resistenz und Resilienz von Wäldern im Vergleich zu einer Bewirtschaftung ohne Maßnahmen 35
3.1 Grundsätze und konzeptioneller Rahmen der klimasmarten Forstwirtschaft 35
3.2 Klimasmarte Forstwirtschaft im Vergleich zu konventioneller Forstwirtschaft und naturnahen Ansätzen 37
3.3 Empirische Belege für die Resistenz- und Resilienzvorteile klimasmarter Forstwirtschaft 38

3.4 Klimasmart bewirtschaftete Wälder im Vergleich zu Naturwäldern ohne Holznutzung 41
3.5 Konzeptionelle Grenzen der klimasmarten Forstwirtschaft 43
3.6 Räumliche Priorisierung, Timing und der Beitrag von Technologie zur klimasmarten Forstwirtschaft 45
4 Annahme: Die Substitution von Nichtholzmaterialien und -brennstoffen leistet einen größeren Beitrag zum Klimaschutz als der Verzicht auf Holzernte 47
4.1 Empirische Robustheit der Substitutionskomponente 47
4.2 Das Ablaufdatum der Dekarbonisierungsvorteile durch Substitution 49
4.3 Regionale Unterschiede bei den Verdrängungsfaktoren 52
4.4 Emissionsverlagerung und die Grenzen der Substitution auf Marktebene 53
D. Diskussion: Analyse der forstwirtschaftlichen Kernannahmen und Schlussfolgerungen 55
Annahme 1: Forstlich genutzte Wälder tragen aufgrund höherer Kohlenstoffbindung stärker zur Eindämmung des Klimawandels bei als solche ohne Holzeinschlag 55
Annahme 2: Forstlich genutzte Wälder sind gegenüber dem Klimawandel widerstandsfähiger als Wälder ohne Holzeinschlag 61
Annahme 3: Klimasmarte Forstwirtschaft erhöht Resistenz und Resilienz von Wäldern im Vergleich zu einer Bewirtschaftung ohne Maßnahmen 64
Annahme 4: Die Substitution von Nichtholzmaterialien und -brennstoffen leistet einen größeren Beitrag zum Klimaschutz als der Verzicht auf Holzernte 69
Die übergeordnete Annahme: Eine forstliche Nutzung und Steuerung ist notwendig, um die Wälder in Deutschland auch in Zukunft zu erhalten, da unbewirtschaftete Naturwälder verschwinden werden 73
E. Literaturverzeichnis 78
F. Anhänge 107
Methodenbeschreibung 107
Studiendesign und Berichtsstandard 107
Forschungsfragen und PICO-Rahmen 107
Ein- und Ausschlusskriterien 108
Suchstrategien 108
Screening und Selektion 110
Datenextraktion 110
Datensynthese 110
Referenzen des Protokolls 110
Extraktionsprotokolle 110
Annahme 1 110
Annahme 2 112

Annahme 3 113
Annahme 4 114
Ergebnistabellen 115
Literaturverzeichnis der verwendeten Quellen der Literaturanalyse 115
Annahme 1 115
Annahme 2 125
Annahme 3 133
Annahme 4 139

A. Zusammenfassung

Die gemäßigten Wälder bzw. die bewirtschafteten Forsten Mitteleuropas befinden sich infolge des anthropogenen Klimawandels in einer tiefgreifenden Krise. In der daraus folgenden Debatte zu den Konsequenzen und Managementoptionen stützt sich ein übergeordnetes forstliches Narrativ der Notwendigkeit aktiver Steuerung auf vier zentrale Annahmen:

(1) Forstlich genutzte Wälder bänden mehr Kohlenstoff;

(2) sie seien resilienter gegenüber klimabedingten Störungen;

(3) „klimasmarte" Forstwirtschaft erhöhe die Resilienz im Vergleich zu Referenzstrategien ohne Klimaschutzmaßnahmen; und

(4) Holzprodukt-Substitution leiste einen größeren Klimaschutzbeitrag als der Waldschutz.

Das vorliegende Gutachten prüft jede dieser Annahmen systematisch unter Nutzung der verfügbaren empirischen Fachliteratur. Dabei kam es zur Berücksichtigung von insgesamt 313 wissenschaftlichen Fachartikeln oder Buchkapiteln.

Die Auswertung zeigt, dass keine der vier Annahmen in ihrer allgemeinen Form durch die Evidenz gestützt wird. Europäische Freilandstudien belegen konsistent, dass Primärwälder ohne Holzeinschlag in allen gemessenen Kohlenstoffspeichern (oberirdische Biomasse, Totholz und Boden) wesentlich höhere Vorräte aufweisen als forstlich genutzte Vergleichsbestände. Für Buchenwälder beträgt das Defizit allein bei der oberirdischen Biomasse rund 50 %. Stark unterschätzt werden in der Regel die Bedeutung der Kohlenstoffspeicher auch in tieferen Bodenschichten, die Rolle des Bodenmikrobioms und die zum Teil auf komplexen Wegen bewirkte Freisetzung von Bodenkohlenstoff durch forstliche Nutzung. So mobilisiert Durchforstung durch den mikrobiellen Priming-Effekt unter anderem jahrhundertealten Kohlenstoff im Unterboden.

Aus der Holznutzung genommene Wirtschaftswälder füllen die entleerten Speicher langsam auf und nähern sich mit zunehmendem Alter über die Jahre den Vorräten von Primärwäldern an. Die weit verbreitete Annahme der Kohlenstoffneutralität älterer und geschützter Wälder, also das Erlöschen der Senkenfunktion, ist empirisch widerlegt. Bestände bis zu 800 Jahren weisen typischerweise positive Netto-Ökosystemproduktivität auf, wobei über 200 Jahre alte Bestände im Mittel 2,4 ± 0,8 Mg C ha^{-1} a^{-1} binden.

Auch die ökologische Resilienz wird im forstlichen Diskurs häufig falsch eingeschätzt. Empirische Störungsanalysen zeigen, dass Wälder in ausgewiesenen Schutzgebieten eine geringere Störungsrate und eine niedrigere Störungsschwere aufweisen als vergleichbare forstlich genutzte Wälder.

Spezifische Maßnahmen der „klimasmarten" Forstwirtschaft wie etwa Durchforstungen konnten die technische Resilienz einzelner Bestände unter bestimmten Umständen erhöhen. Auf Makroebene ist die EU-Waldkohlenstoffsenke trotz massiver forstlicher Eingriffe und Steuerung weiter rückläufig.

Holzprodukte können im Einzelfall zum Klimaschutz beitragen, wenn sie besonders emissionsintensive Materialien ersetzen. Dieser Vorteil ist jedoch deutlich begrenzt; Studien haben methodische

Überschätzungen von 70–84 % festgestellt.

Auf der Ebene einzelner Produkte lässt sich der Substitutionsvorteil messen, schon bei ganzen Gebäuden kommt es zu Fehleinschätzungen. Zudem führt mehr Holznutzung an einer Stelle nicht automatisch dazu, dass anderswo entsprechend weniger Beton, Stahl oder fossile Energie verwendet werden. Bedeutsam ist, dass der potenzielle Substitutionseffekt mit der Zeit schrumpft, weil die zu ersetzenden Nichtholzprodukte im Rahmen von zusehends emissionsärmeren Verfahren produziert werden. Je klimafreundlicher etwa Stahl-, Beton- oder Energiesektoren werden, desto weniger zusätzliche Emissionen kann Holz durch Ersatz dieser Materialien vermeiden.

Die Evidenz stützt eine differenzierte Schlussfolgerung: Der Schutz und die Ausweitung forstlich ungenutzter Waldökosysteme stellen in den meisten Kontexten die klimawirksamere Strategie dar. Eine gezielte Artendiversifizierung geschwächter Nadelbaummonokulturen ist als ergänzende Maßnahme wissenschaftlich begründbar und sinnvoll, ersetzt jedoch nicht den Schutz ökosystemarer Prozesse einschließlich der Selbstregulationsfähigkeit als übergeordnetes Leitprinzip.

Die Ermöglichung von „wilderen“, also sich stärker selbst organisierenden Wäldern ist eine effektive und effiziente Strategie für den naturbasierten Klimaschutz und die Klimawandelanpassung. Wildnis bezeichnet Flächen, auf denen ökologische Prozesse dauerhaft ohne menschliche Steuerung ablaufen und ökologische Pufferungsfunktionen emergent entstehen können. Dazu gehören ökohydroklimatische Funktionen wie Wasserrückhaltung, Wasserrecycling und Kühlung. Diese Funktionen sind empirisch gut belegt, werden aber in ihrer Bedeutung weiterhin systematisch unterschätzt.

Waldwildnis ist als Teil der Natürlichen Infrastruktur dringend zu fördern und zu erhalten. Sie ist von überragendem öffentlichem Interesse und verdient eine entsprechende gesellschaftliche und politische Priorisierung.

B. Einleitung

I. Klimawandelbedingte Herausforderungen für die gemäßigten Wälder Mitteleuropas

Die gemäßigten Wälder Mitteleuropas befinden sich infolge des anthropogenen Klimawandels in einer existenziellen Krise, die durch das Zusammenwirken abiotischer Extremereignisse, sich verstärkender biotischer Stressfaktoren und struktureller Schwächen der historisch gewachsenen Forstwirtschaft gekennzeichnet ist (WBW 2021; Ibisch 2025a). Seit dem Jahr 2018 ist Deutschland von einer Serie mehrjähriger Hitze- und Dürreereignisse betroffen, die in ihrer Intensität und räumlichen Ausdehnung in der europäischen Klimageschichte beispiellos sind und bereits zu großflächigem Baumsterben geführt haben (WBW 2021; Wagner & Miederhoff 2025; Adhikari et al. 2026b). Das Absterben trat zunächst vor allem in den flächig verbreiteten Nadelbaummonokulturen auf, betraf aber in verschiedenen Regionen und unter bestimmten Umständen auch klimatisch bislang als vergleichsweise robust geltende Laubbaumarten wie die Rotbuche (*Fagus sylvatica*) (Ibisch 2025a; Kätzel et al. 2026).

Neben der messbaren Abnahme der Bodenfeuchte erweist sich das nicht-linear mit der Erwärmung ansteigende atmosphärische Dampfdruckdefizit (engl. *Vapour Pressure Deficit* (VPD)) als ein zentraler und bislang in seiner Bedeutung unterschätzter Risikofaktor für die Vitalität und die Erholungsfähigkeit der Waldbestände (Grossiord et al. 2020; Schönbeck et al. 2022; Novick et al. 2024; Ibisch 2025b). Die zugrundeliegenden Gefährdungsdynamiken sind dabei nicht additiv, sondern systemisch-interaktiv. Dürreperioden schwächen die physiologischen Abwehrmechanismen der Bäume gegenüber Pathogenen sowie Herbivoren. Dadurch entsteht die Grundlage für die massiven Borkenkäferkalamitäten, die seit 2018 weite Teile des deutschen und mitteleuropäischen Fichtenareals erfasst haben. Die verschiedenen Treiber der Schädigung von Bäumen und Ökosystemen wirken in komplexer Weise zusammen. Rückkopplungen innerhalb dieser Störungsinteraktionen führen dazu, dass Waldökosysteme im Klimawandel nicht einzelnen, vorhersehbaren Risiken ausgesetzt sind, sondern einem schwer kalkulierbaren Regime simultaner und sequenzieller Extremereignisse. Steigende Temperaturen und die Akkumulation von trockenem leicht brennbarem Nadelbaumreisig erhöhen gleichzeitig das Waldbrandrisiko. Sturmereignisse schaffen großflächige Schadflächen, die als Eintrittspforten für Folgestörungen dienen und dazu beitragen, dass die Standortbedingungen für die verbleibenden Waldbestände extremer werden (Ibisch et al. 2021a; WBW 2021).

Darüber hinaus bestehen begründete Sorgen, dass stark geschädigte Waldökosysteme in zunehmendem Maße ihre Regenerationsfähigkeit verlieren und an gefährdeten Standorten über sehr lange Zeiträume oder gar dauerhaft in einen Nichtwald-Zustand übergehen könnten, da die natürliche Verjüngung unter extremen

Bedingungen versagen und die Etablierung geschlossener Waldbestände langfristig ausbleiben kann (vgl. u.a. Jouy et al., 2025; Ibisch 2025b; Potterf et al. 2026). Parallel dazu wachsen die Zielkonflikte zwischen der gesellschaftlich weiterhin geforderten Bereitstellung von holzbasierten Rohstoffen und Energieträgern, dem Klimaschutz durch Kohlenstoffspeicherung und dem Schutz der waldgebundenen Biodiversität. Diese Konflikte verschärfen sich unter den Bedingungen des Klimawandels nicht nur in ihrer Intensität, sondern auch in ihrer räumlichen Ausdehnung (Knoke et al. 2025). Schließlich trägt die Erosion der ökonomischen Basis der Forstwirtschaft durch immer größere Schadensereignisse und Umbaukosten bei gleichzeitig sinkenden Holzerträgen dazu bei, dass auch die institutionellen Voraussetzungen für langfristig angelegte Anpassungsstrategien geschwächt werden (WBW 2021; Wagner & Miederhoff 2025).

II. Lösungsvorschläge der Forstwirtschaft und des Naturschutzes

Akteurinnen und Akteure der Forstwirtschaft und des Naturschutzes schlagen angesichts dieser Herausforderungen ein breites Spektrum von Maßnahmen vor. Obwohl sich beide Sektoren im übergeordneten Ziel der Erreichung klimaresilienter, strukturreicher Mischwälder weitgehend einig sind, divergieren sie erheblich in der Wahl der Mittel, in der Gewichtung der Evidenz und im zugrundeliegenden Verständnis der Rolle des Menschen im Waldökosystem (WBW 2021; Knoke et al. 2025). Es gilt hervorzuheben, dass es keinesfalls einheitliche Positionen „der Forstwirtschaft" und „des Naturschutzes" gibt. Das Kontinuum der Ideen umfasst jene, die ökosystembasierte Vorgehensweisen bevorzugen und solche, die von der Überzeugung geleitet werden, dass aktives Management unabdingbar ist. Ebenso gibt es ein Spektrum von Motivationen, die mit der Gewinnung von Holz als Rohstoff oder der Priorisierung sämtlicher Ökosystemleistungen (insbesondere auch der regulierenden) in Verbindung stehen.

Auf forstwirtschaftlicher Seite steht der Übergang von homogenen Altersklassenwäldern hin zu diversifizierten Waldportfolios im Vordergrund der aktuellen Zielsetzungen, die durch Mischung verschiedener Baumarten, die Förderung ungleichaltriger und heterogener Bestandsstrukturen sowie die Verkürzung von Umtriebszeiten als Strategien zur Risikominderung vor der Ernte charakterisiert sind. Unabhängig von der spezifischen Positionierung zur Waldbewirtschaftung werden von vielen Akteuren neue ökonomische Steuerungsinstrumente gefordert, darunter die Honorierung von Ökosystemleistungen jenseits der Holzproduktion, eine räumlich differenzierte Waldfunktionsplanung sowie der verstärkte Einsatz von Holz im Bausektor als Instrument zur Kohlenstoffspeicherung außerhalb des Waldes und zur Substitution emissionsintensiver Baustoffe.

Naturschutzorientierte bzw. ökosystemar ausgerichtete Ansätze setzen demgegenüber auf die Stärkung der Selbstorganisationskapazität der Waldökosysteme. Im Vordergrund steht der Prozessschutz, der vorsieht, die natürliche Waldentwicklung und Sukzession auf Störungsflächen zuzulassen, anstatt diese durch Räumung und Neubegründung zu unterbrechen. Natürliche Verjüngung gilt im Vergleich zu Pflanzungen, die ihrerseits oft hohe Ausfallraten aufweisen, als kosteneffiziente und eher zu resilienten Wäldern führende Alternative (Ibisch et al.

2021a). Das Belassen von Biomasse auf Störungsflächen, insbesondere von Totholz, wird neben strukturellen Funktionen als essenziell für den Nährstoffkreislauf die und Bodenbildung sowie den Wasserrückhalt und die mikroklimatische Pufferung gegenüber Hitzeextremen betrachtet (Ibisch et al. 2021a; Ibisch 2025b). Konzeptionell kann dieser Ansatz durch das Widerstand-Akzeptanz-Steuerungs-Modell (engl. *Resist-Accept-Direct*-Framework (RAD)) beschrieben werden, das drei Handlungsmodi unterscheidet: den aktiven Widerstand gegen ökosystemare Veränderungen (*Resist*), die Akzeptanz nicht mehr reversibler Transformationen (*Accept*) und die aktive Steuerung in einen neuen, zukunftsfähigen Zustand (*Direct*) (Muys & Messier 2023). Naturschutzorientierte Positionen betonen dabei insbesondere die *Accept*-Komponente als in der forstwirtschaftlichen Debatte systematisch unterrepräsentiert. Auf betrieblicher Ebene wird die Erhaltungsforstwirtschaft (engl. *retention forestry*) als Integrationsstrategie empfohlen, bei der die Erhaltung von Habitatbäumen, stehendem und liegendem Totholz sowie strukturell wertvoller Biomasse auch in Wirtschaftswäldern gefördert wird, um Biodiversität und ökosystemare Funktionen in forstlich genutzten Beständen zu sichern (WBW 2021; Knoke et al. 2025).

III. Die Evidenzfrage als epistemischer und wissenschaftspolitischer Konflikt

Eine relevante Facette dieser Debatte ist die asymmetrische Verteilung der Beweislast, die in ihrer Struktur selbst ein Erkenntnisproblem konstituiert. Forstliche Akteure fordern von Naturschutzseite oftmals den wissenschaftlichen Nachweis, dass Naturwälder und prozessgeschützte Flächen die gesellschaftlich erwarteten Ökosystemleistungen (insbesondere Klimaschutz, Trinkwasserschutz und Rohstoffversorgung) in ausreichendem Maß erbringen können, ohne dass menschliche Steuerung erforderlich sei. Dabei bleiben sie die analoge Evidenz für die eigenen Kernannahmen häufig schuldig. Der empirische Nachweis, dass die flächige Räumung von Kalamitätsflächen, intensive Bodenbearbeitung und großflächige Neupflanzungen unter den neuartigen Bedingungen des komplexen Klimawandels verlässlich zu resilienten, funktionsfähigen Beständen führen, ist weder in der Praxis noch in der wissenschaftlichen Literatur erbracht (Ibisch 2025a). Es entsteht damit eine Konstellation, in der Eingriffe ohne hinreichende Evidenzgrundlage als Standardpraxis etabliert sind, während das Zulassen natürlicher Prozesse - die allemal vor der forstlichen Nutzung die Grundlage für das Funktionieren von Waldökosystemen waren - nunmehr einer wissenschaftlichen Begründung bedarf, was *de facto* den Eingreifenden zugutekommt.

Die epistemische Herausforderung, die dieser Beweislastasymmetrie zugrunde liegt, reicht über den forstpolitischen Kontext hinaus. Bei der Beurteilung der Klimaschutzleistung von Wäldern und der Wirksamkeit forstwirtschaftlicher Eingriffe handelt es sich stets um die Anwendung von Erkenntnissen, die unter vergangenen oder gegenwärtigen Bedingungen gewonnen wurden, auf eine Zukunft, die sich definitiv von diesen unterscheiden sowie mit hoher Wahrscheinlichkeit von andauernden, nichtlinearen Veränderungen geprägt sein wird. Waldökosysteme sind komplexe adaptive Systeme, deren Verhalten auf Zeitskalen von Jahrzehnten bis Jahrhunderten durch

Rückkopplungsschleifen, Schwellenwerte und irreversible Zustandsübergänge bestimmt wird. Diese Eigenschaften stehen einer vollständigen Vorhersagbarkeit grundsätzlich entgegen (Reinhold et al. 2025). Klimawandelbedingte Störungen stellen neuartige Stressoren dar, für die historische Managementerfahrungen keine verlässlichen Analoga bieten. Auch die besten verfügbaren Ansätze der prozessbasierten Modellierung liefern keine Prognosen, sondern bestenfalls Projektionen plausiblen Systemverhaltens – und zwar stets unter bestimmten Annahmen und Szenarien (Bugmann 2021).

In dieser epistemischen Situation gewinnt das Prinzip der Parsimonität an Gewicht: Annahmen und Argumentationen, die über das empirisch Belegte hinausgehen und auf nicht verifizierbaren Wirkungsketten beruhen, sollten als solche kenntlich gemacht und in ihrem politischen Gewicht entsprechend begrenzt werden. Strategien, die auf der Selbstorganisationsfähigkeit von Waldökosystemen aufbauen, genügen diesem Kriterium in dem Maße, in dem ihre Wirksamkeit durch direkte Messung belegt ist; Strategien, die auf modellierte Substitutionseffekte, antizipierte Marktreaktionen oder langfristige Resilienzgewinne durch klimasmarte Forstwirtschaft setzen, akkumulieren demgegenüber mehrere Unsicherheitsebenen, ohne dass dieser Unterschied in der politischen Bewertung hinreichend reflektiert wird. Eine konsequente epistemische Bewertung von Evidenz, die zwischen direkten Freilandmessungen, kalibrierter Modellierung und spekulativen Annahmen unterscheidet, sollte daher ein strukturelles Element der Waldpolitik sein, nicht nur ein akademischer Vorbehalt (Kriebel et al. 2001; Millar et al. 2007).

IV. Fragestellung und Aufbau der Studie

Vor diesem Hintergrund untersucht das vorliegende Gutachten systematisch die vier zentralen Annahmen, auf die sich das forstwirtschaftliche Narrativ der Notwendigkeit aktiver menschlicher Steuerung stützt.

1. Die erste Annahme besagt, **dass forstlich genutzte Wälder aufgrund ihrer höheren Kohlenstoffbindungsleistung stärker zur Eindämmung des Klimawandels beitrügen als vor der Holzentnahme bewahrte Wälder** (Schulze et al. 2020; Petersson et al. 2022; Jandl et al. 2024; Synek et al. 2025).
2. Die zweite Annahme postuliert, **dass genutzte und waldbaulich gesteuerte Wälder angesichts des Klimawandels und der damit verbundenen Zunahme von Extremereignissen, Schädlingsdruck und Trockenstress widerstandsfähiger** seien als Wälder, die sich ohne menschliche Eingriffe entwickeln (Röder et al. 2019; Guignabert et al. 2024; Cintra et al. 2026).
3. Die dritte Annahme bezieht sich auf das **Konzept der „klimasmarten" Forstwirtschaft** und besagt, dass diese Form aktiver Waldbewirtschaftung die Resilienz von Wäldern hinsichtlich Klimawandelfolgen gegenüber einer Bewirtschaftung ohne gezielte Maßnahmen erhöhe (Yousefpour et al. 2017; Jandl et al. 2019; Verkerk et al. 2020; Guignabert et al. 2024).
4. Die vierte Annahme betrifft die **Substitution von Stoffen durch Holz als Klimaschutzinstrument**: Demnach leiste der Einsatz von Holzprodukten als Ersatz für emissionsintensive Baustoffe und Energieträger einen substanziell größeren Beitrag zum Klimaschutz als das Belassen von Wäldern in einer

selbstorganisierten Entwicklung ohne Biomasseentnahme (Smyth et al. 2017; Geng et al. 2017; Leskinen et al. 2018; Cardinal et al. 2024).

Jede dieser vier Annahmen wird in einem eigenständigen Kapitel gegen die verfügbare wissenschaftliche Evidenz geprüft. Die Auswertung stützt sich auf eine breite Literaturbasis, von der im Haupttext nur jene Arbeiten zitiert werden, die für die jeweilige Argumentationslinie, Evidenzbewertung oder Gegenposition besonders relevant sind. Weitere im Rahmen der Recherche berücksichtigte Literatur ist im Anhang C dokumentiert. Ziel ist es, den Grad der empirischen Fundierung jeder Annahme transparent zu machen und damit die Grundlage zu schaffen, auf der eine sachliche Debatte über die zukünftige Ausrichtung der Waldpolitik in Deutschland geführt werden kann.

C. Wissenschaftliche Evidenz zur Stützung oder Falsifizierung der Annahmen

1. Annahme: Forstlich genutzte Wälder tragen aufgrund höherer Kohlenstoffbindung stärker zur Eindämmung des Klimawandels bei als solche ohne Holzeinschlag

1.1 Kohlenstoffvorräte in genutzten Forsten und alten Wäldern ohne Holzeinschlag

Die Annahme, dass alte, natürliche Wälder (ohne Holznutzung) zwar große Kohlenstoffspeicher, aber keine aktiven Kohlenstoffsenken sind, geht auf die Respirationshypothese von Odum (1969) zurück. Er postulierte, dass sich in alten Wäldern die Bindung neuen Kohlenstoffs und die Veratmung des bestehenden im Laufe der Zeit angleichen, wodurch die Wälder schließlich Kohlenstoffneutralität erreichen. Empirische Belege aus ganz Europa zeigen konstant, dass große Wälder ohne Holznutzung in den gemäßigten Breiten bedeutende Kohlenstoffspeicher darstellen (Luyssaert et al. 2008; Keith et al. 2024; Markuljaková et al. 2025a). Die Kohlenstoffvorräte dieser Wälder übersteigen dabei in der Regel deutlich jene von forstlich genutzten Wäldern in diesen Regionen.

In den Dinarischen Alpen speichern gemischte montane Urwälder durchschnittlich 507 Mg C ha^{-1}, wenn alle zentralen Kohlenstoffspeicher - oberirdische Biomasse, unterirdische Biomasse, Totholz, Streu und Boden – zusammen berücksichtigt werden (Bono et al. 2024). Primäre Buchenwälder der Karpaten enthalten durchschnittlich etwa 207–213 Mg C ha^{-1} oberirdischen Kohlenstoff, verglichen mit lediglich 107 Mg C ha^{-1} in nahegelegenen, forstlich genutzten Beständen, was einem durch die Nutzung verursachten Defizit von rund 50 % entspricht (Markuljaková et al. 2025b).

In Schweizer Naturwaldreservaten wurden Kohlenstoffvorräte zwischen 101 und 851,2 Mg C ha^{-1} gemessen, wobei die höchsten Werte in urwaldartigen, von Weißtanne und Fichte dominierten Beständen auftraten (Idoate-Lacasia et al. 2024). Auch der seit rund 200 Jahren forstlich ungenutzte Suserup-Wald in Dänemark weist mit etwa 230 Mg C ha^{-1} Biomassekohlenstoff deutlich höhere Werte auf als vergleichbare genutzte Buchenwälder derselben Region (Nord-Larsen et al. 2019).

Die zu der UNESCO-Weltnaturerbestätte „*Ancient and Primeval Beech Forests of the Carpathians and Other Regions of Europe*" gehörigen Buchenwälder in Deutschland

erreichen diesen Wert noch nicht alle (in den Kernzonen: 97-228 Mg C ha^{-1}), aber weisen in der jüngeren Vergangenheit einen jährlichen Zuwachs von 1,6 bis 3 Mg C ha^{-1} auf (eigene Daten; Garcia et al. 2026).

Während große Bäume die zentralen Kohlenstoffspeicher darstellen, nimmt ihr relativer Volumenzuwachs, in Abhängigkeit von der Art, mit zunehmender Größe tendenziell ab, sodass Bestände mit hohem mittlerem Baumdurchmesser nicht zwangsläufig die höchsten jährlichen Bindungsraten aufweisen (Springer et al. 2024; Akujärvi et al. 2026). Dennoch bilden große Altbäume einen stabilen und langlebigen Kohlenstoffspeicher, dessen gespeicherter Kohlenstoff nur langsam durch natürliche Mortalität und Zersetzung freigesetzt wird. Langfristige Untersuchungen in europäischen Altwäldern zeigen, dass große Bäume über lange Zeiträume erhalten bleiben und weiterhin zur Biomasseakkumulation beitragen können.

So dokumentierten Vandekerkhove et al. (2018) für den forstlich ungenutzten Soignes-Buchenwald in Belgien einen Anstieg der Dichte sehr großer Bäume von 31,5 auf 34,3 Individuen ha^{-1} innerhalb von 25 Jahren. Die Bäume erreichten einen mittleren Brusthöhendurchmesser von 98,9 cm, während einzelne Exemplare Durchmesser von bis zu 159 cm aufwiesen. Trotz eines Bestandsalters von mehr als 240 Jahren zeigten die Altbäume weiterhin einen durchschnittlichen Durchmesserzuwachs von 4,75 mm a^{-1} bei gleichzeitig geringer jährlicher Mortalität von 0,89 % (Vandekerkhove et al. 2018). Darüber hinaus erfüllen alte Bäume wichtige ökologische Funktionen, darunter die Regulierung des Mikroklimas, die Unterstützung der Verjüngung sowie die Bereitstellung strukturreicher Lebensräume mit Höhlen und großen abgestorbenen Ästen, die in forstlich genutzten Wirtschaftswäldern oft fehlen (Bono et al. 2024; Markuljaková et al. 2025b).

Weitere Hinweise auf die langfristige Produktivität alter Waldbestände liefert die Analyse historischer Stamm- und Zuwachsbohrkerndaten von Pretzsch (2020). Auf Grundlage von Wachstumsreihen, die bis in das 16. Jahrhundert zurückreichen, zeigt die Studie, dass mehrere wichtige europäische Baumarten auch in fortgeschrittenen Altersstadien erhebliche Volumenzuwächse aufweisen. Für Fichte, Rotbuche, Traubeneiche und Waldkiefer wurden maximale Zuwachsraten teilweise erst im Alter zwischen 211 und 480 Jahren erreicht, wobei die längsten Wachstumsphasen für die Traubeneiche dokumentiert wurden (Pretzsch 2020). Die Ergebnisse verdeutlichen zudem, dass die Standortqualität zwar die Geschwindigkeit des Wachstums beeinflusst, die grundlegenden altersabhängigen Wachstumsmuster jedoch weitgehend erhalten bleiben. Produktive Standorte führen zu höheren Zuwachsraten und einem früheren Erreichen der maximalen Wachstumsleistung, ohne die langfristige Wachstumskapazität grundsätzlich zu verändern.

Ein zentraler Faktor für hohe Kohlenstoffvorräte in Wäldern ist das Vorkommen großer Bäume. Eine Studie in Primärwäldern aus 27 europäischen Ländern zeigte, dass Bäume mit einem Brusthöhendurchmesser (DBH) ≥ 60 cm etwa 50 % des gesamten Kohlenstoffs der lebenden Biomasse speichern, obwohl sie nur rund 15 % der Individuen ausmachen (Keith et al. 2024). In den Dinarischen Alpen konzentrieren sich 35–37 % des oberirdischen Biomassekohlenstoffs auf lediglich 5 % der Bäume mit DBH > 90 cm (Bono et al. 2024). Auch in alten Buchenwäldern des Balkans erwies sich der Anteil großer Bäume als stärkster Prädiktor

für den gesamten Ökosystemkohlenstoff (Markuljaková et al. 2025a).

Neben der lebenden Biomasse tragen auch Totholz und Böden wesentlich zur langfristigen Kohlenstoffspeicherung bei. Selbst wenn sich das Wachstum der lebenden Biomasse verlangsamt, können die gesamten Kohlenstoffvorräte weiter zunehmen, da Biomasse in langfristige Totholzbestände übergeht, die Kohlenstoff über Jahrzehnte bis Jahrhunderte speichern (Nagel et al. 2023; Akujärvi et al. 2026). Waldböden fungieren ebenfalls als bedeutende Langzeitspeicher und können über sehr lange Zeiträume weiterhin Kohlenstoff akkumulieren (Moktan et al. 2025a).

1.2 Langfristige Entwicklung der Kohlenstoffvorräte

Anstelle eines statischen Gleichgewichts wird heute häufig ein dynamischer Gleichgewichtszustand beziehungsweise eine standortspezifische Kohlenstofftragfähigkeit („*carbon carrying capacity*“) angenommen. Dabei schwanken die Kohlenstoffvorräte langfristig um ein standortabhängiges Niveau, das durch Klima, Produktivität, Störungen und Bestandesstruktur bestimmt wird (Keith et al. 2024; Vanhellemont et al. 2024).

Die globale Analyse von Luyssaert et al. (2008) zeigte eindrücklich, dass Wälder im Alter zwischen 15 und 800 Jahren überwiegend eine positive Netto-Ökosystemproduktivität (NEP) aufweisen. Selbst Wälder über 200 Jahre akkumulieren im Mittel weiterhin Kohlenstoff. Die Ergebnisse von Luyssaert et al. (2008) blieben in der Fachliteratur nicht unwidersprochen. Insbesondere Gundersen et al. (2021) kritisierten, dass die von Luyssaert et al. (2008) geschätzte Kohlenstoffsenkenleistung alter Wälder überschätzt worden sein könnte. Nach ihrer Neuauswertung liegt die Netto-Ökosystemproduktivität von Wäldern mit einem Alter von über 200 Jahren bei etwa 1,6 ± 0,6 Mg C ha^{-1} a^{-1} und damit unter den ursprünglich berichteten Werten. Zudem weisen die Autoren darauf hin, dass einzelne alte Waldökosysteme zeitweise auch als Kohlenstoffquellen fungieren können (Gundersen et al. 2021; Luyssaert et al. 2021). Die Kritik richtet sich jedoch vor allem gegen die quantitative Größe der Kohlenstoffsenke und nicht gegen die grundsätzliche Feststellung, dass viele alte Wälder weiterhin Kohlenstoff akkumulieren. Auch nach den revidierten Schätzungen fungieren alte Wälder im Mittel als Kohlenstoffsenken (Gundersen et al. 2021; Luyssaert et al. 2021).

Neuere Übersichtsarbeiten und empirische Untersuchungen kommen ebenfalls zu dem Ergebnis, dass Wälder ohne Holznutzung häufig bis in hohe Altersstadien eine positive Netto-Kohlenstoffbilanz aufweisen und zugleich große Kohlenstoffvorräte aufrechterhalten können, wenngleich Unsicherheiten hinsichtlich der genauen Höhe der Senkenleistung bestehen (McGrath et al. 2024; Pardos et al. 2025). Diese Einschätzung wird zudem durch zahlreiche weitere Studien und Synthesen gestützt, die die Bedeutung alter und älter werdender Wälder für die langfristige Kohlenstoffaufnahme und -speicherung hervorheben (Bellassen & Luyssaert 2014; Keeton 2018; Pugh et al. 2019; Ameray et al. 2021; Toda et al. 2023).

Diese Befunde werden auch durch etliche Einzelstudien in Europa bestätigt. Ein etwa 250 Jahre alter Laubwald ohne Holzeinschlag im Nationalpark Hainich nahm beispielsweise in der Vergangenheit rund 4,9 Mg C ha^{-1} a^{-1} auf (Knohl et al. 2003). Aktuelle Daten aus der Kernzone des Gebiets zeigen durchschnittliche Werte von 1,5 bis 2 Mg C ha^{-1} a^{-1} (Garcia et al. 2026).

In Schweizer Naturwaldreservaten zeigten die meisten Bestände selbst mehr als 100 Jahre nach Nutzungsaufgabe keine Hinweise auf eine Annäherung an einen stationären Zustand (Idoate-Lacasia et al. 2024).

Für die Karpaten zeigen Ralhan et al. (2023) anhand von 726 Inventurplots und dendrochronologischen Rekonstruktionen, dass Primärwälder ihre Biomasse über Jahrhunderte hinweg kontinuierlich erhöhen und selbst bei einem Bestandsalter von über 200 Jahren keine Anzeichen eines Rückgangs der Kohlenstoffsenkenleistung erkennen lassen. Die ermittelten Biomassevorräte lagen dabei zwischen 388 und 491 Mg ha^{-1}.

Etliche vergleichende Studien verdeutlichen die Unterschiede zwischen Wäldern mit und ohne Holznutzung. Main-Knorn et al. (2013) zeigten anhand einer Landsat-Zeitreihenanalyse des Białowieża-Reservats, dass das streng geschützte Kerngebiet im Vergleich zu benachbarten Wirtschaftswäldern das Zwei- bis Dreifache der oberirdischen Biomasse aufweist und zugleich mehr als zwanzigmal höhere Totholzvorräte enthält. Für Balkan-Buchenwälder dokumentierten Đorem et al. (2024) anhand von 70 Inventurflächen, dass Bestände mit Holzernte lediglich 20–60 % der Biomasse-Kohlenstoffvorräte regionaler Urwälder speichern, wobei die Bewirtschaftungsintensität den stärksten Einflussfaktor darstellte. Ähnliche Ergebnisse berichten Förster et al. (2021) für das norddeutsche Tiefland, wo sich natürlich entwickelnde Laubwälder im Vergleich zu durchforsteten Kiefernbeständen vergleichbarer Standortqualität durch eine etwa doppelt so hohe oberirdische Biomasse und eine um 32 % höhere Nettoprimärproduktion auszeichneten.

Auch hinsichtlich des Holzzuwachses zeigen Untersuchungen in europäischen Urwäldern keine generellen Nachteile gegenüber für die Holzernte genutzten Wäldern. So betrug im Buchenurwald von Uholka in der Ukraine der Zuwachs der überlebenden Bäume über einen Beobachtungszeitraum von neun Jahren insgesamt 71,9 m^3 ha^{-1} bzw. durchschnittlich 8,0 m^3 ha^{-1} a^{-1}. Zusammen mit einem geringen Beitrag des Einwuchses kompensierte dieser Zuwachs die durch Mortalität verursachten Volumenverluste des Bestandes (Stillhard et al. 2022). Diese Werte liegen im Bereich der Zuwachsraten forstlich genutzter, montaner Mischwälder aus Fichte, Tanne und Buche in Europa. Für vergleichbare forstlich genutzte Bestände berichten Hilmers et al. (2019) einen mittleren jährlichen Zuwachs von 9,3 (± 3,3) m^3 ha^{-1} a^{-1}. Zu ähnlichen Ergebnissen gelangen Glatthorn et al. (2018), die in drei slowakischen Buchenurwäldern Zuwachsraten feststellten, die mit denen benachbarter, von Buche dominierter Wirtschaftswälder vergleichbar waren.

Der dänische Suserup-Wald gilt hingegen als Beispiel für einen Bestand, der sich einem solchen stationären Zustand annähert, da sich die NEP nach etwa 200 Jahren ohne forstliche Nutzung einem Wert nahe Null annähert (Nord-Larsen et al. 2019).

Weitere Hinweise auf die langfristige Kohlenstoffakkumulation in Wäldern ohne Holznutzung liefern Untersuchungen zur Bodenkohlenstoffdynamik und Biomasseentwicklung in Altwäldern. Schrumpf et al. (2014) ermittelten während eines fünfjährigen Beobachtungszeitraums anhand wiederholter Bodeninventuren im Nationalpark Hainich eine Kohlenstoffakkumulation von 65 ± 29 g OC m^{-2} a^{-1} in den oberen 20 cm des Mineralbodens. Die Ergebnisse zeigen, dass selbst alte Waldökosysteme weiterhin organischen Kohlenstoff im Boden

anreichern können und somit keine generelle Sättigung der Kohlenstoffspeicherung erkennbar ist. Als mögliche Ursachen diskutieren die Autoren unter anderem die fortschreitende Regeneration nach früheren Nutzungseinflüssen sowie die Wirkung erhöhter CO_2 -Konzentrationen und Stickstoffeinträge. Auf Bestandes- und Ökosystemebene gelangen McGrath et al. (2024) zu ähnlichen Schlussfolgerungen. Die Autoren zeigen, dass Wälder in späteren Sukzessionsstadien dauerhaft als Nettokohlenstoffsenken fungieren können, da der Biomassezuwachs großer Einzelbäume und die fortlaufende Einlagerung von Kohlenstoff in Totholz den durch Mortalität verursachten Verlust an lebender Biomasse teilweise übersteigen.

Vergleichende Untersuchungen aus dem borealen Raum bestätigen die hohe Speicherleistung alter Wälder. Larsson et al. (2025) zeigten anhand von 23 Vergleichspaaren in Schweden, dass Altbestände ohne Holznutzung insgesamt 54 % mehr Ökosystemkohlenstoff speichern als vergleichbare Kahlschlagflächen. Gleichzeitig war die Kahlschlagbewirtschaftung mit einem Verlust von etwa 15 % des organischen Kohlenstoffs in der Humusauflage verbunden. Auch langfristige Beobachtungen zur Bestandesentwicklung sprechen gegen die Annahme eines generellen Produktivitätsrückgangs alter Wälder. So konnte im belgischen Soignes-Wald über einen Zeitraum von 25 Jahren gezeigt werden, dass sehr große Bäume (BHD ≥ 80 cm) in Beständen ohne Holzeinschlag weiterhin hohe Zuwachsraten aufweisen (Vandekerkhove et al. 2018). Diese waren mit den Zuwachsraten produktiver mittelalter Wirtschaftswälder vergleichbar, obwohl die Großbäume 70–80 % der Bestandsgrundfläche einnahmen.

1.3 Natürliche Störungen und die langfristige Erhaltung von Kohlenstoffsenken

Die langfristige Senkenwirkung von Wäldern beruht u.a. auf einem räumlich fein-differenzierten Mosaik unterschiedlicher Entwicklungsphasen. Während einzelne Flächen infolge von Zerfall oder Störungen zeitweise Kohlenstoffquellen sein können, akkumulieren andere gleichzeitig große Mengen Kohlenstoff, sodass sich über größere Raum- und Zeitskalen vergleichsweise stabile Gesamtvorräte ergeben (Jacob et al. 2013; Keith et al. 2024). Übergänge von gleichaltrigen Wirtschaftswäldern zu strukturreichen, altersgemischten Naturwaldstrukturen können dabei zeitweise mit einer Stabilisierung oder einem leichten Rückgang oberirdischer Kohlenstoffvorräte verbunden sein (Nagel et al. 2023).

Natürliche Störungen erhalten Waldkohlenstoffsenken über Jahrhunderte hinweg aufrecht, indem sie durch Lückendynamiken für die Erneuerung der Kohlenstoffaufnahmekapazität sorgen, zur Umverteilung von Kohlenstoff aus lebender Biomasse in langsam freisetzende Totholzspeicher beitragen und die Erhaltung von Sukzessionsmosaiken auf Landschaftsebene erzeugen, die die strukturelle Komplexität und die Gesamtkohlenstoffstabilität aufrechterhalten (Keith et al. 2024; Markuljaková et al. 2025a; Synek et al. 2025; Akujärvi et al. 2026). Die Lückenbildung setzt auch Licht und Ressourcen für die Etablierung neuer Sämlinge und das Wachstum zuvor unterdrückter Unterholzbäume frei und erhält so die photosynthetische Produktivität aufrecht, selbst wenn dominante Kronendachbäume absterben (Luyssaert et al. 2008; Markuljaková et al. 2025a; Akujärvi et al. 2026).

Entscheidend ist, dass Störereignisse in naturnahen Wäldern keinen sofortigen Kohlenstofftransfer in die Atmosphäre verursachen. Stattdessen lösen sie zunächst eine Umverteilung von Kohlenstoff aus dem Speicher der lebenden Biomasse in die Speicher von Totholz und organischer Bodensubstanz aus (siehe auch weiter unten). Die Zersetzung großer Baumstämme ist ein langsamer Prozess, der sich über Jahrzehnte bis Jahrhunderte erstreckt und einen zeitlichen Puffer schafft, währenddessen Kohlenstoff in der Nekromasse gespeichert wird und sich gleichzeitig neue lebende Biomasse in der sich regenerierenden Kohorte ansammelt (Luyssaert et al. 2008; Jacob et al. 2013; Idoate-Lacasia et al. 2024). In montanen Fichtenwäldern kann die späte Zersetzungsphase eines Waldentwicklungszyklus mit bis zu 485 Mg C ha^{-1} die höchsten gesamten Ökosystem-Kohlenstoffvorräte aufweisen, da der Rückgang der lebenden Biomasse durch massive Bestände an stehendem und liegendem Totholz mehr als ausgeglichen wird (Jacob et al. 2013). Dieser Mechanismus der Kohlenstoffpufferung fehlt weitgehend in Wäldern mit Holzernte, wo Biomasse zum Zeitpunkt des maximalen Kohlenstoffgehalts entnommen und der nur langsam Kohlendioxid freisetzende Totholzspeicher beseitigt oder zumindest stark eingeschränkt wird.

Natürliche Störungsregime zeichnen sich durch eine Kombination aus häufigen Ereignissen geringer Intensität und seltenen, den Bestand erneuernden Episoden aus. Sie erhalten den natürlichen Kreislauf aufrecht und verhindern die demografische und strukturelle Homogenisierung, die forstlich genutzte Wälder kennzeichnet und die Wahrscheinlichkeit synchronisierter, großräumiger Kohlenstofffreisetzungsereignisse erhöht (Nagel et al. 2023; Keith et al. 2024). Dadurch wird eine strukturelle Komplexität erhalten, die sich durch mehrere, sich überlappende Kronenschichten, ein kontinuierliches Spektrum an Größenklassen und eine hohe Totholzvielfalt auszeichnet.

Die im Rahmen der Waldentwicklung zunehmende strukturelle Komplexität (u.a. Höhe, Schichtung, Baumartenvielfalt) erhöht die Fähigkeit, Sonnenstrahlung zu absorbieren (Atkins et al. 2018; Gough et al. 2019; Ray et al. 2023; Plaga et al. 2024) und verlängert die Verweildauer von Kohlenstoff im Ökosystem, da funktionell vielfältige Arten und Altersklassen unterschiedlich auf Umweltbelastungen reagieren und so die synchronisierte Anfälligkeit dämpfen (Markuljaková et al. 2025a).

Bodenkohlenstoffspeicher, die 50 % oder mehr des gesamten Ökosystemkohlenstoffs enthalten, sind in Wäldern ohne Holzeinschlag weitgehend vor Störungen geschützt. Empirische Studien zeigen, dass die Bodenkohlenstoffkonzentrationen über alle Waldentwicklungsstadien hinweg bemerkenswert konstant bleiben, da stehende Baumstümpfe und umgestürztes Totholz die Baumkronendecke aufrechterhalten und die Bodenoberfläche vor Temperaturschwankungen und direkter Sonneneinstrahlung schützen, die die Mineralisierung organischer Substanzen beschleunigen würden (Jacob et al. 2013; Nagel et al. 2023). Die langfristige Stabilität dieser Bodenkohlenstoffspeicher in Wäldern ohne Holzernte stellt einen entscheidenden Beitrag zum Klimaschutz dar, der durch die Entfernung der biologisch-ökologischen Ausstattung im Rahmen von Bewirtschaftungsmaßnahmen nach Störungen direkt und irreversibel beeinträchtigt wird (Gross et al. 2018; Moktan et al. 2025b).

Weitere Prozesse verhindern aktuell zusätzlich, dass reifende Wälder ein statisches Gleichgewicht erreichen. Erhöhte bzw. steigende atmosphärische CO_2-Konzentrationen und Stickstoffeinträge können das Wachstum alter Bestände weiterhin stimulieren (Krug et al. 2012; Pugh et al. 2019).

1.4 Akkumulation von Totholz

Die Akkumulation von Totholz stellt einen der strukturell und funktionell bedeutendsten Unterschiede zwischen Wäldern mit und ohne Holznutzung dar. Empirische Belege zeigen durchweg, dass geschützte Wälder wesentlich größere Mengen an Totholz akkumulieren und erheblich mehr Kohlenstoff in Totholzbeständen speichern als ihre genutzten Pendants (Leuschner et al. 2022; Nagel et al. 2023; Akujärvi et al. 2026).

In mitteleuropäischen Buchenwäldern wiesen Naturwälder mehr als viermal so viel Totholz auf wie Bestände mit Holzernte (86 gegenüber 19 Mg ha^{-1}) (Leuschner et al. 2022). In Buchenwäldern in Deutschland wiesen genutzte Bestände durchschnittlich 21 m^3 ha^{-1} Totholz auf, während Bestände, in denen seit mindestens 100 Jahren die Holzernte ausgesetzt wurde, durchschnittlich mit 206 m^3 ha^{-1} deutlich totholzreicher waren (Nagel et al. 2023). Im dänischen Suserup-Wald waren die Totholz-Kohlenstoffvorräte mit 35 Mg ha^{-1} 43-mal größer als der Durchschnitt der Laubwälder in derselben Region (Nord-Larsen et al. 2019).

Die höheren Totholz(kohlenstoff)-bestände in den genannten Wäldern gehen in erster Linie auf den Verzicht auf Holzeinschlag und auf die Dynamik der natürlichen Sterblichkeit zurück. Durch die Ernte werden potenzielle Totholz-Zufuhren und Holzreste entfernt, und im Rahmen der Standardbewirtschaftung ist häufig die Entfernung umgestürzter oder kranker Bäume aus Sicherheitsgründen oder zur Schädlingsbekämpfung vorgeschrieben (Jandl et al. 2007; Synek et al. 2025). In Wäldern ohne Holzernte wird das gesamte Biomassewachstum, das nicht in lebenden Bäumen verbleibt, durch natürliche Sterblichkeitsprozesse dem Totholzspeicher zugeführt. In finnischen borealen Schutzgebieten verdoppelte sich das Totholzvolumen über 30 Jahre, während die Bestände in Naturwälder übergingen (Akujärvi et al. 2026). Untersuchungen in Buchenwäldern in Deutschland zeigten einen exponentiellen Anstieg der oberirdischen toten Biomasse in den ersten 50 Jahren nach der Aufgabe der Holzernte, der schließlich auf Werte anwuchs, die für Urwälder charakteristisch sind (Nagel et al. 2023).

In den Urwäldern der Dinarischen Alpen speicherte Totholz durchschnittlich 54,0 ± 3,4 Mg C ha^{-1}, was etwa 17 % des gesamten Kohlenstoffs der lebenden Biomasse entspricht (Bono et al. 2024). Im Gegensatz dazu wurde der Kohlenstoffgehalt im Totholz in Wäldern mit Holzernte mit Werten von nur 1 Mg C ha^{-1} ermittelt (Synek et al. 2025).

Die genannten quantitativen Unterschiede spiegeln sich im relativen Beitrag des Totholzes zum gesamten Kohlenstoffspeicher wider. In holzgenutzten Wäldern macht Totholz typischerweise nur 2,3–4,2 % der gesamten Waldbiomasse aus (Klein et al. 2013). In geschützten Buchen- und Fichtenbeständen steigt dieser Anteil auf 10,3–11,5 % des gesamten Kohlenstoffvorrats. In späten Zerfallsstadien natürlicher Fichtenwälder kann der Kohlenstoffgehalt des Totholzes den der lebenden oberirdischen Biomasse erreichen oder sogar übersteigen und fast 100 % dieses Speichers ausmachen, da lebende Biomasse durch natürliche Mortalität schrittweise in tote organische

Masse (Nekromasse) übergeht (Jacob et al. 2013).

Über seine quantitative Kohlenstoffspeicherfunktion hinaus spielt Totholz eine entscheidende Pufferrolle in der Kohlenstoffdynamik auf Ökosystemebene. Wenn klimabedingte Störungen zum Tod lebender Bäume führen, wird der Biomassekohlenstoff nicht sofort in die Atmosphäre freigesetzt, sondern in den Totholzspeicher übertragen, wo er während der langsamen Zersetzung jahrzehntelang gespeichert bleiben kann, während gleichzeitig neue lebende Kohorten Kohlenstoff anreichern (Jacob et al. 2013; Idoate-Lacasia et al. 2024; Akujärvi et al. 2026). Diese zeitliche Entkopplung zwischen Mortalität und Freisetzung in die Atmosphäre fehlt weitgehend in Wäldern mit Holzernte, wo potenzielles Totholz sofort entfernt wird und der Übergang von Senke zu Quelle mit dem Ernteereignis synchronisiert wird. Im Rahmen der Holznutzung wird (nur) ein Teil des Holzes potenziell in einen mehr oder weniger kurz- oder langlebigen Produktspeicher überführt (siehe unten, Annahme 4).

Die Erntemethode (z.B. Einzelbaumentnahme, Kahlschlag, Vollbaumnutzung; siehe 1.5) entscheidet darüber, ob auch größere Mengen Bodenkohlenstoff freigesetzt werden (siehe 1.8) und ob sich die unterirdischen Biomasseanteile der geschlagenen Bäume (v.a. Wurzelbiomasse) schnell oder verzögert zersetzen.

Große Mengen an Totholz in unterschiedlichen Zersetzungsstadien sind ein primärer Indikator für die Funktionstüchtigkeit eines Waldes und bieten ein unverzichtbares Substrat für totholzbewohnende Artengemeinschaften, die in Holzproduktionswäldern weitgehend fehlen (Markuljaková et al. 2025b; Akujärvi et al. 2026).

Mehrere übergreifende Studien unterstreichen das generelle Muster, dass Holzernte die Gesamtkohlenstoffvorräte gegenüber einem geschützten Referenzzustand systematisch verringert. Intensive Waldnutzung reduziert die Bodenkohlenstoffvorräte im Durchschnitt um 10 %, mit Verlusten von bis zu 30 % in der organischen Auflage (Mäkipää et al. 2023). Holzernte führt darüber hinaus zu signifikanten Kohlenstoffverlusten in tiefen Bodenhorizonten; Schichten, die in nationalen Berichtssystemen oft nicht erfasst werden und deren Verlust in der Klimaschutzbilanz aktiver Bewirtschaftung strukturell unterschätzt wird (Garrett et al. 2024).

Für ein rumänisches Nationalpark-Gebiet wurde szenarienbasiert modelliert, dass das Nicht-Eingriffsszenario jeweils die höchsten Ökosystemkohlenstoffvorräte und jährlichen Bindungsraten erreichte: Die mittlere jährliche CO_2-Sequestrierung betrug 51.508 t gegenüber 29.025 t im Referenzszenario (Chivulescu et al. 2023).

Für Deutschland wurde quantifiziert, dass pro entnommenem Kubikmeter Holz ein Verlust von 0,62 t CO_2 aus der Waldsenke resultiert und dass insbesondere die energetische Verwertung eine Kohlenstoffschuld von 70 bis 120 Jahren erzeugt, die innerhalb relevanter Klimaschutzzeitfenster nicht ausgeglichen werden kann (Luick et al. 2022).

Auf konzeptionell-methodischer Ebene benachteiligt die Verwendung jährlicher Sequestrierungsraten (Flüsse) anstelle kumulativer Vorratsänderungen (Speicher) als Metrik der Klimaschutzleistung Wälder ohne Holzeinschlag systematisch und begünstigt damit methodisch die Bewirtschaftungsoption gegenüber dem Schutz (Kun et al. 2020).

1.5 Vergleich der Kohlenstoffspeicherung: Durchforstung versus Kahlschlag

Ein Vergleich von Durchforstung und Kahlschlag hinsichtlich der Kohlenstoffspeicherung im Wald zeigt unterschiedliche kurzfristige Auswirkungen auf die oberirdische Biomasse und komplexe, zuweilen kontraintuitive Folgen für die Kohlenstoffdynamik im Boden (Jandl et al. 2007; James & Harrison 2016; Ameray et al. 2021).

Was die oberirdische Biomasse betrifft, ist der Unterschied unmittelbar nach der Maßnahme am deutlichsten. Durch Kahlschlag werden fast 100 % der oberirdischen Biomasse entfernt, wodurch sich der Wald augenblicklich von einer Kohlenstoffsenke in eine erhebliche Kohlenstoffquelle verwandelt. Nach einem Kahlschlag dauert es in der Regel etwa 20 Jahre, bis ein Bestand mit fortschreitender Erholung wieder den Status einer Netto-Kohlenstoffsenke erlangt (Ameray et al. 2021; Laimer et al. 2026). Bei Durchforstung als Teilernte wird nur ein Bruchteil der Stämme entfernt, während die verbleibenden Bäume weiterhin Kohlenstoff binden und unter Umständen von einer verringerten innerartlichen Konkurrenz profitieren können. Dadurch können durchforstete Bestände während des gesamten Behandlungszyklus eine positive Nettoprimärproduktion aufrechterhalten (Ameray et al. 2021; Huth et al. 2025). Höhere Bestandsdichten, die durch den Verzicht auf Durchforstung oder allenfalls minimale Durchforstung entstehen, binden mehr Kohlenstoff vor Ort, können jedoch in bestimmten forstlichen Kulturen wie etwa Nadelbaumreinbeständen die Anfälligkeit des Bestandes für Störungen wie Windwurf oder Schädlingsbefall erhöhen (Laimer et al. 2026; Thumb von Neuburg et al. 2026).

Die Auswirkungen auf den organischen Kohlenstoff im Boden sind komplexer und entfalten sich in mancherlei Hinsicht entgegen der intuitiven Erwartung. Im Durchschnitt reduzieren sowohl Durchforstung als auch Kahlschlag den gesamten Bodenkohlenstoff um etwa 11,2 %, wobei die größten Verluste, bis zu 30 %, im organischen Waldbodenhorizont auftreten (James & Harrison 2016; Ameray et al. 2021). Eine umfangreiche Metaanalyse ergab, dass Durchforstung im Vergleich zur Kahlschlagbewirtschaftung zu einem um 9,3 % höheren Kohlenstoffverlust aus mineralischen Böden führte (James & Harrison 2016; Gross et al. 2018). Dieses kontraintuitive Ergebnis wird auf den mikrobiellen Priming-Effekt (siehe Kapitel 1.8) zurückgeführt.

In den ersten zehn Jahren nach der Ernte weist Kahlschlag in der organischen Waldbodenschicht typischerweise höhere Bodenkohlenstoffverluste auf als Durchforstung. Diese Unterschiede in der Oberflächenschicht gleichen sich jedoch langfristig tendenziell aus, wenn sich der Kronenschluss wieder einstellt (Achat et al. 2015; Clarke et al. 2021). Die Vollbaumernte verursacht im Vergleich zur Durchforstung erhebliche Kohlenstoffverluste im gesamten Bodenprofil, da durch die Entfernung von Ästen und Kronen ein großer Teil der Nährstoff- und organischen Substanzzufuhr in den Waldboden wegfällt.

Ein weiterer wichtiger Aspekt für die Bewertung der Klimaschutzwirkung unterschiedlicher Bewirtschaftungsregime ist die Zeit bis zur Kohlenstoffparität (engl. *carbon parity*). Diese beschreibt den Zeitraum, der erforderlich ist, um die durch Holznutzung verursachten Kohlenstoffverluste durch erneute Kohlenstoffaufnahme des nachwachsenden Bestandes auszugleichen (Harmon et al. 1990). Empirische Untersuchungen deuten darauf hin, dass dieser Zeitraum erheblich länger

sein kann als häufig angenommen. Menichetti et al. (2025) modellierten die Kohlenstoffdynamik finnischer borealer Wälder nach Kahlschlag und kamen zu dem Ergebnis, dass allein die Wiederherstellung der erntebedingten Bodenkohlenstoffverluste zwischen 37 und 69 Jahre in Anspruch nehmen kann. Während Kiefernwälder ohne Holzernte im Mittel 3,21 Mg C ha^{-1} a^{-1} akkumulierten, wiesen die genutzten Bestände in den ersten Jahrzehnten nach der Nutzung eine negative Kohlenstoffbilanz von durchschnittlich −6,15 Mg C ha^{-1} a^{-1} auf. Die Zeit bis zur Kohlenstoffparität überschreitet damit die für die Erreichung der Klimaschutzziele bis 2030 und teilweise auch bis 2050 relevanten Zeithorizonte deutlich. Hinzu kommt das klimawandelbedingte Risiko, dass die zukünftige Produktivität ggf. deutlich geringer ausfällt als in der Vergangenheit und die Erholung von Wäldern noch weniger effektiv ausfällt.

Die wissenschaftliche Debatte weist jedoch auch andersartige Evidenz auf, die eine differenzierte Einschätzung erfordert. Eine Neuanalyse der Datenbasis von Luyssaert et al. (2008) ergab, dass Wälder mit Holzernte im Durchschnitt eine etwa doppelt so hohe jährliche Netto-Ökosystemproduktivität aufweisen wie ungenutzte Altwälder, wobei die Autoren methodische Unsicherheiten der Eddy-Kovarianz-Messungen und die potenzielle Überschätzung in Beständen ohne Holzeinschlag als Einschränkung benennen (Gundersen et al. 2021). In einem siebenjährigen Parallelvergleich mittels Eddy-Kovarianz an den Standorten Leinefelde (forstlich genutzt) und Hainich-Nationalpark (ohne Holzeinschlag) ließ sich kein statistisch signifikanter Unterschied in der durchschnittlichen jährlichen Netto-Ökosystemproduktivität nachweisen, wobei der forstlich genutzte Bestand höhere Holzbiomasse-Vorräte und eine höhere Wassernutzungseffizienz aufwies (Herbst et al. 2015).

Aktuelle Vergleiche neuer Datengrundlagen (bis 2020 bzw. 2022) zeigen allerdings, dass die Kernzonenwälder im Nationalpark Hainich (sowie in den anderen zur paneuropäischen UNESCO-Weltnaturerbestätte gehörigen Buchenwäldern) in den letzten Jahren mehr Biomasse akkumuliert haben als zur Holzernte genutzte Wälder der Umgebung (eigene Daten; Garcia et al. 2026). In der Umgebung dieser Flächen war vor allem nach den heißen und trockenen Sommern ab 2018 zu beobachten, dass in Nadelbaumforsten, aber auch forstlich genutzten Plenterwäldern eine ausgeprägte Mortalität auftrat (eigene Beobachtungen).

Für drei europäische Standorte ergab eine Modellierung, dass die forstliche Standardbehandlung im Vergleich zu vollständigem Schutz eine um rund 30 % höhere kumulierte Holzmenge erzielte; die Autoren weisen dabei ausdrücklich darauf hin, dass die Modellierungen keine Holzproduktesubstitution berücksichtigen und damit Obergrenzen darstellen (Dalmonech et al. 2022). Für Österreich wurde darauf verwiesen, dass nachhaltig genutzte Wälder einschließlich des Holzproduktsektors konsistente Nettosenken darstellten, die etwa 14 % der nationalen Treibhausgasemissionen kompensierten (Jandl et al. 2024). Für Ungarn schließlich sequestrierten aktiv bewirtschaftete Übergangswälder (Wälder, die aus der Umtriebs- in Dauerwaldbewirtschaftung überführt werden) jährlich fast doppelt so viel CO_2 je Hektar wie Schutzgebiete, deren Bindungsleistung durch sogenannte ”Überalterungseffekte” limitiert sein sollte (Király & Borovics 2024).

Bewertungen der langfristigen Klimaschutzleistung von genutzten im

Vergleich zu geschützten Wäldern hängen entscheidend davon ab, ob Holzprodukte und Substitutionseffekte in den Bilanzierungsrahmen einbezogen werden. Einige modellbasierte Analysen kommen zu dem Schluss, dass eine aktive Holznutzung unter Einsatz sowohl von Durchforstung als auch von Kahlschlag für bestimmte Arten wie Fichte und Stieleiche einen höheren Gesamtklimavorteil erzielen könnten als geschützte Bestände, wenn Holzprodukte und Materialsubstitution angerechnet werden (Klein et al. 2013; Synek et al. 2025). Bei der Rotbuche weisen ungenutzte Wälder in der Regel eine höhere Gesamtkohlenstoffspeicherung auf, und dieser Vorteil wird unter konservativen Bilanzierungsannahmen nicht durch Substitutionsgutschriften ausgeglichen (Markuljaková et al. 2025a; Synek et al. 2025). Die Gültigkeit dieser Vergleiche hängt wesentlich von den methodischen Annahmen ab, die der Substitutionsbilanzierung zugrunde liegen, die deshalb in Kapitel 4 dieses Gutachtens gesondert behandelt werden.

1.6 Auswirkungen der Düngung auf den Kohlenstoff in der Waldstreu

Stickstoffdüngung erhöht im Allgemeinen die Kohlenstoffvorräte in der Streuschicht von Waldökosystemen, indem sie einerseits die Primärproduktion stimuliert und dadurch den Kohlenstoffeintrag in den Waldboden erhöht und andererseits die späte Zersetzungsphase hemmt, wodurch die Kohlenstoffverluste aus der organischen Schicht verringert werden (Jandl et al. 2007; Mayer et al. 2020; Ameray et al. 2021). In Deutschland spielt gezielte Stickstoffdüngung im Wald keine Rolle, allerdings besteht das Problem des übermäßigen Stickstoffinputs aus der Landwirtschaft und dem Verkehr (Schaap et al. 2017; Riek et al. 2021).

Auf der Input-Seite fördert erhöhter Stickstoffinput das Baumwachstum und den Blattflächenindex, wodurch der jährliche Streufluss (einschließlich Laub, Ästen und Feinwurzelumsatz) zum Waldboden deutlich erhöht wird (Jandl et al. 2007; Mayer et al. 2020). In einigen Systemen stimuliert zusätzlicher Stickstoff die Biomasseproduktion und den Umsatz im Unterholz, wodurch die Streuschicht weiter angereichert wird. Zum Beispiel führte eine Stickstoffdüngung in einer intensiv bewirtschafteten Douglasienplantage im Vergleich zu ungedüngten Kontrollflächen zu einer deutlich größeren Streuschichtdicke und höheren Kohlenstoffvorräten, was teilweise auf die erhöhte Produktivität des Unterholzes zurückzuführen ist (Gross et al. 2018).

Ein erhöhter Gehalt an anorganischem Stickstoff kann die Aktivität von Lignin abbauenden Enzymen unterdrücken, die Bodenmikroben nutzen, um Stickstoff aus organischer Substanz zu gewinnen. Diese Verzögerung der Zersetzung im Spätstadium führt dazu, dass sich schwer abbaubare organische Substanz zunehmend im Waldboden ansammelt (Mayer et al. 2020). Zudem kann die Stickstoffzugabe die chemische Bindung von Ammonium an phenolische Humusverbindungen fördern, wodurch die entstehende organische Substanz widerstandsfähiger gegen mikrobiellen Abbau wird (Mayer et al. 2020).

Die Reaktion des Kohlenstoffspeichers in der Streuschicht auf Düngung ist jedoch nicht durchweg positiv. Während Stickstoffzugabe den Zersetzungsprozess im Spätstadium verzögert, kann sie zunächst die Zersetzung von frischer, nährstoffarmer Streu beschleunigen, indem sie dessen Qualität für die mikrobielle Besiedlung verbessert (Jandl et al. 2007). Eine kombinierte NPK-Düngung mit Kalk, die zur Bekämpfung der Bodenversauerung eingesetzt wird, kann auf Ökosystemebene den gegenteiligen Effekt haben, indem sie

zuvor inaktive organische Schichten mobilisiert und durch beschleunigte Mineralisierung und den Transfer in tiefere Mineralhorizonte zu Netto-Kohlenstoffverlusten aus dem Waldboden führt (Jandl et al. 2007). Da zudem die Stickstoffdeposition aus der Atmosphäre in ganz Europa in den letzten Jahrzehnten den Stickstoffstatus vieler Waldböden erhöht hat, gibt es immer weniger Bestände, die stark stickstofflimitiert sind, was den marginalen Kohlenstoffspeichereffekt einer weiteren gezielten Düngung potenziell abschwächt (Jandl et al. 2007; Krug et al. 2012).

1.7 Kohlenstoffspeicher im Boden

Böden stellen das größte Reservoir für organischen Kohlenstoff in Waldökosystemen dar, wobei Böden in gemäßigten Wäldern typischerweise zwei- bis dreimal so viel Kohlenstoff enthalten wie die lebende oberirdische Biomasse (Noormets et al. 2015; Ameray et al. 2021). Die Verteilung des organischen Kohlenstoffs im Boden von europäischen Wäldern ohne Holzeinschlag weist eine große Variabilität auf, die durch die regionale Lage, das Ausgangsgestein, das Sukzessionsstadium des Waldes und den menschlichen Einfluss in der Vergangenheit bedingt sind (Nagel et al. 2023; Bono et al. 2024; Moktan et al. 2025a).

Empirische Daten belegen auffällige Unterschiede bei den Bodenkohlenstoffvorräten selbst innerhalb derselben Klimazone. In einer Studie zu Wäldern ohne Holzernte in Tschechien und der Slowakei lagen die bis zu einer Tiefe von 40 cm gemessenen Bodenkohlenstoffvorräte zwischen 7,74 und 34,90 Mg C ha^{-1} (Moktan et al. 2025a). Geografische Unterschiede innerhalb der Buchenwälder der Karpaten veranschaulichen die Heterogenität auf Standortebene. Die rumänischen Standorte Șinca und Izvoarele Nerei speicherten mit 143–148 Mg C ha^{-1} deutlich mehr als der slowakische Wald Badín (105 Mg C ha^{-1}) (Moktan et al. 2025a).

In den Dinarischen Alpen wiesen zwei Urwälder unterschiedliche Bodenkohlenstoffvorräte auf: Perućica (Bosnien-Herzegowina) speicherte 111 ± 15 Mg C ha^{-1} in den obersten 30 cm, während es in Biogradska Gora (Montenegro) nur 60 ± 10 Mg C ha^{-1} waren (Bono et al. 2024).

Die vertikale Verteilung des Kohlenstoffs innerhalb des Bodenprofils ist von besonderer Bedeutung für die Kohlenstoffbilanzierung. In vielen mitteleuropäischen Wäldern ist die obere mineralische Schicht (0–10 cm) der kohlenstoffreichste Horizont und trägt 32–47 % zum Gesamtvorrat in den obersten 40 cm bei (Moktan et al. 2025b). In hochproduktiven Urwäldern können jedoch tiefere Horizonte (20–80 cm) 61–66 % des gesamten Profilkohlenstoffs ausmachen (Moktan et al. 2025a).

Entscheidend ist, dass die Holzernte unterschiedliche Auswirkungen auf das Bodenprofil hat. Urwälder aus Buchen speichern deutlich mehr Kohlenstoff im Unterboden (30–50 cm) als nahegelegene, forstlich genutzte Bestände, während die Kohlenstoffvorräte im Oberboden vergleichbar erscheinen können, da forstlich genutzte Bestände gegen Ende ihrer Umtriebszeit Kohlenstoff wieder an der Oberfläche ansammeln (Leuschner et al. 2022). Diese unterschiedliche Anfälligkeit des Kohlenstoffs im Unterboden gegenüber durch Holzernte verursachten Störungen hat wichtige Auswirkungen auf eine Kohlenstoffbilanzierung, die sich ausschließlich auf Messungen in der Oberbodenschicht stützt. Es gibt vielfältige Evidenz dafür, dass Kohlenstoffmessungen in oberflächennahen Bodenschichten häufig keinen verlässlichen Indikator für die

Gesamtvorräte eines Waldstandortes darstellen. Methodische Einschränkungen haben erhebliche Konsequenzen für die Bewertung von Bewirtschaftungsmaßnahmen. Werden tiefe Bodenschichten nicht erfasst, können Kohlenstoffverluste infolge von Nutzung, Bodenstörungen oder Düngung deutlich unterschätzt werden. Gleichzeitig besteht die Gefahr, dass der Klimaschutzbeitrag von Wäldern ohne Holzernte mit ihren oftmals großen Bodenkohlenstoffvorräten systematisch zu niedrig bewertet wird.

Mehrere Studien zeigen, dass Untersuchungen, die sich auf die oberen 20–30 cm des Bodens beschränken, die Auswirkungen forstlicher Eingriffe auf die Kohlenstoffspeicherung systematisch unterschätzen, da ein erheblicher Anteil des Bodenkohlenstoffs in tieferen Horizonten gespeichert ist (Harrison et al. 2011; Colopietro & Weil 2024). Harrison et al. (2011) konnten zeigen, dass sich der durch Düngung verursachte Kohlenstoffverlust bei einer Ausweitung der Beprobungstiefe von 20 auf 120 cm von 1,2 auf 39 Mg C ha^{-1} erhöhte. Der überwiegende Teil des Verlustes blieb somit in denjenigen Untersuchungen verborgen, die lediglich den Oberboden berücksichtigten. Colopietro & Weil (2024) weisen darauf hin, dass in Wäldern der gemäßigten Breiten ohne Holzernte mehr als 52 % des gesamten organischen Bodenkohlenstoffs unterhalb des A-Horizonts gespeichert sind.

Auch die Verteilung der Bäume hat Einfluss auf den Bodenkohlenstoff, ein Aspekt, der bisher meistens vernachlässigt wird. Einzelstudien in Asien und Australien haben gezeigt, dass große Bäume oft lokale Hotspots für Bodenkohlenstoff bilden, wobei die Konzentrationen unterhalb und in der Nähe ihrer Stämme bis zu viermal höher sind als in den umliegenden Bereichen (Dean et al. 2020; Hüblová & Frouz 2021). Es ist plausibel, dass das Phänomen weit verbreitet sein könnte und auch in den Wäldern Mitteleuropas gelten dürfte. Ältere Bestände speichern oft mehr oder tiefer liegenden Bodenkohlenstoff als jüngere, doch werden die Gesamtwerte des Bodenkohlenstoffs eher durch Baumgröße, Baumart, Bestandsgeschichte und mikrobielle Prozesse bestimmt als allein durch das Alter (Liu et al. 2017; Bai et al. 2020; Ķēniņa et al. 2022; Feng et al. 2025).

Mehrere abiotische Faktoren üben einen starken Einfluss auf die Variabilität des Bodenkohlenstoffs aus. Der Boden-pH-Wert gehört zu den stärksten Prädiktoren für die Kohlenstoffspeicherung. In Buchenwäldern ohne Holzernte korrelieren niedrigere pH-Werte sowohl in der organischen Schicht als auch im mineralischen Oberboden signifikant mit höheren Kohlenstoffvorräten (Nagel et al. 2023; Moktan et al. 2025a). Das Ausgangsmaterial übt einen vergleichbar starken Einfluss aus. Böden andesitischen Ursprungs in der Slowakei wiesen etwa doppelt so hohe Bodenkohlenstoffvorräte auf wie Böden, die sich auf Sandstein oder Tonstein entwickelt haben (Leuschner et al. 2022). Ein signifikanter positiver Zusammenhang zwischen oberirdischer Biomasse und Bodenkohlenstoffvorräten deutet darauf hin, dass die höhere Produktivität ungestörter Wälder u.a. durch Streufall zu einem größeren Kohlenstoffeintrag führt, was eine tiefere und stabilere Kohlenstoffanreicherung im Boden bewirkt (Moktan et al. 2025a).

Die Kontinuität des Waldes und die Bewirtschaftungsgeschichte prägen die Bodenkohlenstoffvorräte über lange Zeiträume hinweg. Wälder mit einer ununterbrochenen Kontinuität ohne Rodung von mehr als 230 Jahren weisen im Unterboden etwa 15 % höhere Bodenkohlenstoffvorräte auf als Wälder mit kürzerer Kontinuität, was zeigt, dass die Kohlenstoffanreicherung im tiefen Boden

ein jahrhundertelanger Prozess ist (Nord-Larsen et al. 2019; Leuschner et al. 2022). Im Gegensatz dazu haben nicht alle ausgewiesenen Waldschutzgebiete hohe Bodenkohlenstoffvorräte. Gebiete, die vor ihrer Schutzausweisung stark ausgebeutet wurden, können noch Jahrzehnte nach der Aufgabe des Holzeinschlags im Vergleich zu angrenzenden, weniger gestörten Beständen geringere Bodenkohlenstoffbestände aufweisen (Moktan et al. 2025b).

Obwohl der Kohlenstoffvorrat in der oberirdischen Biomasse nach Beendigung der Holzernte rasch zunimmt, zeigt der Kohlenstoffspeicher im Mineralboden innerhalb der typischerweise untersuchten Zeitskalen keinen eindeutigen zeitlichen Trend. Dies deutet darauf hin, dass sich die Bodenkohlenstoffvorräte deutlich langsamer regenerieren als die oberirdische Vegetation. Die Wiederherstellung des Bodenkohlenstoffs erfolgt demnach auf Zeitskalen, die erheblich länger sind als die Dynamik der oberirdischen Vegetation (Jacob et al. 2013; Nagel et al. 2023).

1.8 Der Einfluss der mikrobiellen Biomasse auf Bodenkohlenstoff

Das Bodenmikrobiom spielt bei der Bildung von organischem Kohlenstoff im Waldboden eine entscheidende Rolle, indem sie pflanzliche Einträge in stabilen Kohlenstoff umwandelt und Nekromasse hinterlässt, die in tieferen Mineralböden mehr als die Hälfte des Bodenkohlenstoffs ausmachen kann (Shao et al. 2019; Liang et al. 2019; Ni et al. 2020; Wang et al. 2021; Tao et al. 2023; Wu et al. 2024). Dieser Prozess erfolgt über eine „mikrobielle Kohlenstoffpumpe“, die maßgeblich auch von ausgedehnten unterirdischen Pilznetzwerken angetrieben wird.

Landpflanzen leiten jährlich etwa 13,12 Gt CO_2 -Äq. an das Mykorrhiza-Myzel weiter, was etwa 36 % der weltweiten Emissionen aus fossilen Brennstoffen entspricht, wobei Wirtspflanzen durchschnittlich 13,1 % ihrer Nettoprimärproduktivität (NPP) an ektomykorrhizale (EcM) Pilze und 6,2 % an arbuskuläre Mykorrhiza-Pilze (AM) weiterleiten (Hawkins et al. 2023). Weltweit beherbergen die Oberböden schätzungsweise $1{,}10 \times 10^{17}$ km lebender AM-Hyphen mit einer Biomasse von etwa 300 Mt, die jedes Jahr rund 1 Gt C in die Böden der Erde leiten (Stewart et al. 2026).

Pilzhyphen durchdringen ein um Größenordnungen größeres Bodenvolumen als Pflanzenwurzeln und erreichen in EcM-dominierten Systemen Dichten von bis zu 175.000 cm cm^{-3} Boden, wo sie als „Pilzautobahnen“ fungieren, die Bakterien, Exsudate und Biofilme direkt zu mineralischen Mikrostandorten transportieren (See et al. 2022). Während Pilzrückstände vor allem zur Bildung organischer Substanzen beitragen, fördern bakterielle Nekromasse sowie durch Pilzhyphen transportierte organische Verbindungen insbesondere die Bildung von mineralisch-organischen Assoziationen (MOAs) (See et al. 2022; Yang et al. 2025b; Jílková et al. 2025).

MOAs werden durch mikrobielle extrazelluläre polymere Substanzen (EPS) begünstigt und fungieren als primärer Regulator für die Kohlenstoffpersistenz, wodurch Kohlenstoff mit vier- bis 100-mal längeren Umwandlungszeiten gesichert wird, als bei freier organischer Substanz (Kleber et al. 2015). Dieses gesamte Stabilisierungssystem bleibt jedoch in hohem Maße kontextabhängig und wird durch „Hauptregulatoren“ wie Bodenfeuchte und pH-Wert sowie durch Tiefe, Nährstoffverfügbarkeit und spezifische mikrobielle Abbauprozesse gesteuert (Kleber et al. 2015; Ni et al. 2020; Camenzind et al. 2023). Folglich kann eine Waldbewirtschaftung, die darauf abzielt, die

mikrobielle Produktivität zu maximieren und diese riesigen unterirdischen „Infrastrukturen" zu nutzen, die langfristige Rückgewinnung und Bindung von Bodenkohlenstoff erheblich beschleunigen (Shao et al. 2019; Yang et al. 2025a; Stewart et al. 2026). Umgekehrt können forstliche Maßnahmen aber auch dazu beitragen, diese Bodenkohlenstoffvorräte freizusetzen. Dies geschieht vornehmlich über den mikrobiellen Priming-Effekt. Dabei gelangen frische, leicht verfügbare Kohlenstoffverbindungen in den Boden, die Mikroorganismen mit Energie versorgen und dadurch den Umsatz von älterem, schwer abbaubarem organischem Kohlenstoff stimulieren. Auf diese Weise kann Kohlenstoff freigesetzt werden, der sich über Jahrhunderte oder sogar Jahrtausende im Boden angesammelt hat (Noormets et al. 2015; Gross et al. 2018).

In tiefen Bodenschichten ist dieser Prozess von besonderer Bedeutung, da der organische Kohlenstoff im Unterboden oft Tausende von Jahren alt ist und sich unter relativ stabilen biogeochemischen Bedingungen angesammelt hat (James & Harrison 2016; Gross et al. 2018). Priming wird ausgelöst, wenn ein rascher Anstieg labiler Energiequellen, insbesondere von gelöstem organischem Kohlenstoff oder Nitrat, in tiefere Bodenschichten gelangt und den Bodenmikroorganismen die Energie liefert, die sie benötigen, um den zuvor geschützten älteren Kohlenstoff abzubauen.

Waldbewirtschaftungsmaßnahmen schaffen mehrere Wege für das Priming in tiefen Bodenschichten. Erhöhte Einträge an oberflächennaher organischer Substanz nach der Ernte, zum Beispiel durch Holzabfälle, steigern den Fluss von gelöstem organischem Kohlenstoff durch das Bodenprofil nach unten (Gross et al. 2018).

Durch Durchforstungsmaßnahmen kommt es zum Absterben und anschließenden Abbau großer Wurzeln, wodurch bevorzugte Fließwege entstehen, die „frischen" biogenen Kohlenstoff direkt in tiefere Schichten leiten und dabei die puffernden Wechselwirkungen mit Oberflächenmineralien und Mikroorganismen umgehen, die andernfalls die Reaktivität dämpfen würden (Gross et al. 2018). Nach der Ernte auftretende Einträge von Nitrat und gelöstem organischem Material mildern die mikrobiellen Nährstoffbeschränkungen in tiefen Schichten weiter ab und verstärken die durch Priming getriebene Zersetzung alter Kohlenstoffspeicher (James & Harrison 2016; Gross et al. 2018).

Die quantitativen Auswirkungen des Primings in tiefen Schichten auf die Kohlenstoffbilanzen des Ökosystems können erheblich sein. Untersuchungen haben gezeigt, dass moderate Kohlenstoffzuwächse im Oberboden nach Bewirtschaftungsmaßnahmen durch Verluste unterhalb einer Tiefe von 30 cm mehr als ausgeglichen werden können, da die Destabilisierung von älterem Kohlenstoff in der Tiefe die Anreicherung von frischem, aus Streu stammendem Kohlenstoff in flacheren Schichten überwiegt (James & Harrison 2016; Gross et al. 2018). Insbesondere wurde gezeigt, dass Durchforstungen die Kohlenstoffvorräte im tiefen Boden speziell durch diese Priming-Mechanismen reduzieren.

Die kombinierten Effekte erhöhter Bodentemperaturen, eines verstärkten Transports von gelöstem organischem Kohlenstoff und der Bildung bevorzugter Fließwege beschleunigen die Mineralisierung von lange gelagerten Kohlenstoffreservoiren, die sich unter den stabilen Bedingungen ungestörter Naturwaldentwicklung angesammelt haben

(Gross et al. 2018). Die langfristige Entwicklung von durch Priming beeinflussten Systemen ist nach wie vor umstritten. Einige Modelle gehen davon aus, dass mit dem Verbrauch von leichter zugänglichem Kohlenstoff der verbleibende Speicher zunehmend widerstandsfähiger wird und schließlich ein neues stöchiometrisches Gleichgewicht erreicht werden könnte, wobei die damit verbundenen Zeitskalen weit über die üblichen Planungshorizonte der Bewirtschaftung hinausreichen (Noormets et al. 2015).

1.9 Bedrohungen für Waldkohlenstoffspeicher durch den Klimawandel

Der Klimawandel bedroht in Kombination mit nicht angepassten Bewirtschaftungspraktiken die Kohlenstoffspeicher der Wälder über mehrere miteinander wechselwirkende Wege: die Verstärkung natürlicher Störungsregime, die Auslösung von physiologischem Stress, der zu sinkender Produktivität und Resistenz sowie schlimmstenfalls zum Absterben von Bäumen führt, sowie zur Beschleunigung der Freisetzung des in Ökosystemen gebundenen Kohlenstoffs (Blumröder et al. 2021; Adhikari et al. 2024; Laimer et al. 2026; Coșofreț et al. 2026).

Die unmittelbarste Bedrohung für die Stabilität großer Kohlenstoffvorräte ergibt sich aus der Zunahme von Störungen. Während Wälder über Jahrhunderte hinweg langsam Kohlenstoff speichern, können klimabedingte Extremereignisse wie Brände größere Vorräte innerhalb kurzer Zeit freisetzen. Dieses Phänomen wird in der Literatur als „*slow in, rapid out*“ (langsam rein, schnell raus) beschrieben (Coșofreț et al. 2026; Akujärvi et al. 2026). Steigende Temperaturen ermöglichen es Borkenkäfern, zusätzliche Generationen pro Jahr zu entwickeln und ihr geografisches Verbreitungsgebiet zu erweitern, was sowohl in forstlich genutzten als auch in Beständen zu weitverbreitetem Baumsterben führt (Huth et al. 2025; Laimer et al. 2026). Längere Dürre- und Hitzeperioden vergrößern das Zeitfenster für Brandgefahr, insbesondere in borealen und südlichen gemäßigten Regionen, wodurch die Gefahr einer vollständigen Verbrennung sowohl der Biomasse als auch der organischen Bodenschichten besteht (Laimer et al. 2026).

Allmähliche Klimaveränderungen belasten Waldökosysteme zusätzlich physiologisch. Starke Hitze und Dürre haben selbst bei Arten, die zuvor als widerstandsfähig galten zu unerwarteten massiven Absterbeerscheinungen geführt (Meyer et al. 2021; Huth et al. 2025). Physiologiebasierte Modellierungen zeigen, dass extreme Hitze dazu führt, dass Bäume ihre nicht-strukturellen Kohlenhydratreserven aufbrauchen und eine Xylem-Embolie erleiden, was dann zu einer Mortalität auf Kohortenebene führen kann (Saponaro et al. 2025). Bäume mit großem Durchmesser, die den Großteil des Kohlenstoffs eines Waldes enthalten, sterben statistisch gesehen bei anhaltenden Dürreperioden mit höherer Wahrscheinlichkeit ab als kleinere Exemplare, wodurch die kohlenstoffreichsten Wälder besonders gefährdet sind (Markuljaková et al. 2025a; Coșofreț et al. 2026).

Empirische Daten bestätigen, dass der Klimawandel die Kohlenstoffspeicherkapazität europäischer Wälder bereits messbar reduziert. Die jüngsten beispiellosen Dürren und Borkenkäferbefälle führten dazu, dass sich Wälder in Deutschland von Netto-Kohlenstoffsenken zu Netto-Kohlenstoffquellen wandelten und zwischen 2017 und 2022 etwa 41,5 Mt CO_2 emittierten (Thumb von Neuburg et al.

2026). Unter dem sehr extremen Klimawandelszenario RCP 8.5, das Temperaturanstiege von bis zu 7,8 °C in den Karpaten prognostizierte, nahmen die Kohlenstoffvorräte der Wälder in Modellierungen etwa drei Jahrzehnte lang zu, bevor sie aufgrund von Fehlanpassung an das Klima und großflächigem Absterben vollständig zusammenbrachen (Coșofreț et al. 2026). Das RCP 8.5-Szenario wird aktuell nicht mehr als plausibel angenommen; aber auch weniger extrem ausfallende Szenarien wären höchstwahrscheinlich mit erheblichen Emissionen verbunden. Zwar steigert die CO_2 -Düngung zunächst die Produktivität von Wäldern, doch werden diese Gewinne zunehmend durch eine zunehmende heterotrophe Atmung ausgeglichen, wenn die Waldbestände reifen und sich die thermischen Bedingungen verschärfen (Pugh et al. 2019; Laimer et al. 2026).

Bodenkohlenstoffspeicher, die den Großteil des gesamten Ökosystemkohlenstoffs binden, sind durch steigende Temperaturen zusätzlichen Risiken ausgesetzt. Höhere Temperaturen beschleunigen den mikrobiellen Abbau organischer Bodensubstanz und können Waldböden potenziell von Kohlenstoffsenken in Nettoquellen verwandeln (Jandl et al. 2007; Moktan et al. 2025b). Forstlich ungenutzte Urwälder können wiederum als thermische Puffer und Rückzugsgebiete fungieren, indem sie ein internes Mikroklima aufrechterhalten, das mehrere Grad kühler ist als die umgebende Landschaft. Allerdings wird die Vitalität des Waldes zunehmend durch extreme und wiederholte Hitzeereignisse verringert, was selbst die Pufferkapazität der strukturell intaktesten Bestände zu überfordern droht (Adhikari et al. 2024).

1.10 Die verborgenen Emissionen der Forstwirtschaft

Die Kohlenstoffbilanz aktiver Waldbewirtschaftung durch Holzernte umfasst zudem Treibhausgasemissionen, die in gängigen Bilanzierungsrahmen nicht oder nur unvollständig berücksichtigt werden. Ihre Einbeziehung kann die Klimabilanz genutzter Bestände gegenüber geschützten Referenzbeständen weiter verschlechtern, beziehungsweise einen, unter bestimmten Annahmen berechneten, Netto-Klimavorteil verringern.

Im Rahmen der Bioenergienutzung zeigen Lebenszyklusanalysen, dass die energetische Verwertung von Ernterückständen die kumulierten Treibhausgasemissionen gegenüber dem *In-situ*-Verbleib des Schlagabraums für mindestens 50 Jahre erhöht, da die sofortige Verbrennung eine biogene CO_2-Emission auslöst, die durch nachwachsende Biomasse erst über lange Zeiträume wieder kompensiert werden kann (Law et al. 2018; Röder et al. 2019). Für Finnland wurde gezeigt, dass erhöhte Einschläge trotz angenommener Substitutionsvorteile die Netto-Treibhausgasflüsse sehr wahrscheinlich erhöht haben, weil zusätzliche biogene Emissionen und der Verlust an Kohlenstoffbindung die vermiedenen fossilen CO_2-Emissionen überstiegen (Soimakallio et al. 2016). Modellierungen für Quebec belegen, dass die Klimavorteile intensivierter Waldnutzung stark von den Methanemissionen der Holzprodukte am Ende ihres Lebenszyklus und optimistischen Substitutionsfaktoren abhängen – also Prozessen, die sich in der Realität anders darstellen als angenommen (Moreau et al. 2023).

Auf der Ebene der Systembilanzierung erfassen nationale Emissionsinventare die Bruttoemissionen aus der Holzernte und den vollen Nutzen von Schutzmaßnahmen

nur im Rahmen einer Nettobilanzierung, die beide Größen miteinander verrechnet und damit die tatsächlichen Emissionsströme verschleiert (Mackey et al. 2022). Europäische Waldbewirtschaftungsstrategien mit Holzernte, die theoretisch auf die Maximierung von Kohlenstoffsenken ausgerichtet sind, können selbst bei positivem CO_2 -Saldo zur regionalen Erwärmung beitragen, weil Veränderungen in Albedo, Oberflächenrauhigkeit und Energiefluss den Kohlenstoffgewinnen biophysikalisch entgegenwirken (Luyssaert et al. 2018). Eine vollständige Treibhausgasbilanz des Forstsektors muss daher Ökosystemkohlenstoff, Holzprodukte, Bioenergie und Verlagerungseffekte gemeinsam berücksichtigen; werden einzelne dieser Komponenten ausgeblendet, wird die tatsächliche Minderungswirkung systematisch überschätzt (Dugan et al. 2018; Moomaw et al. 2020; Ibisch et al. 2020; Landry et al. 2021; Mackey et al. 2022; Moomaw et al. 2020).

2 Annahme: Forstlich genutzte Wälder sind gegenüber dem Klimawandel widerstandsfähiger als solche ohne Holzeinschlag

2.1 Selbstorganisationsfähigkeit von genutzten Forsten und alten Wäldern ohne Holzeinschlag

Die Selbstorganisationsfähigkeit von forstlich genutzten und ungenutzten Wäldern während und nach Extremereignissen unterscheidet sich grundlegend bezüglich der Resistenz gegenüber Störungen, der Wirksamkeit mikroklimatischer Pufferung und der Erhaltung der biologisch-ökologischen Ausstattung, die eine autonome Resistenz und Resilienz unterstützen (Seidl et al. 2024; Krüger et al. 2025; Putzenlechner et al. 2026).

Die resistenzbezogenen quantitativen Belege sind eindeutig. Wälder ohne Holzernte in Deutschland weisen eine um 22 % geringere Störungsrate und eine um 32 % geringere Störungsschwere auf als vergleichbare genutzte Wälder, wobei sich diese Unterschiede in klimatisch extremen Jahren noch deutlicher zeigen (Krüger et al. 2025). Ungleichaltrige, forstlich bewirtschaftete Wälder weisen im Vergleich zu umliegenden gleichaltrigen Wäldern um durchschnittlich 31,3 % niedrigere Störungsraten und eine um 36,3 % geringere Störungshäufigkeit auf (Mohr et al. 2024). Viele forstlich genutzte Wälder, insbesondere Monokulturen aus Fichten, sind im Vergleich zu nutzungsfreien und strukturell komplexeren Beständen aufgrund geringerer Strukturvielfalt, Altersgleichheit und begrenzter funktionaler Redundanz besonders anfällig für Windbruch und Borkenkäferbefall (Dobor et al. 2020b; Cerioni et al. 2025; Putzenlechner et al. 2025).

Die mikroklimatische Pufferwirkung stellt eine zweite entscheidende Dimension der Selbstorganisationsfähigkeit dar. Gut geschützte Naturwälder fungieren als thermische Refugien, zeigen eine hohe Effizienz bei der Temperaturregulierung während Hitzewellen und mildern die Feuchtigkeitsdefizite, die die Etablierung von Sämlingen einschränken (Norris et al. 2012; Blumröder et al. 2021; Adhikari et al. 2024, 2025). Das Belassen von stehendem Totholz hält die maximalen Oberflächentemperaturen während Hitzeereignissen im Vergleich zu gerodeten, forstlich genutzten Parzellen kühler und sorgt gleichzeitig für einen höheren Bodenfeuchtigkeitsgehalt, der u.a. für das Überleben von Sämlingen in aufeinanderfolgenden Dürrejahren unerlässlich ist (Thom et al. 2023;

Putzenlechner et al. 2025). Durch Bewirtschaftung verursachte Lücken im Kronendach oder gar Kahlschläge und Räumungshiebe verändern die Pufferkapazität grundlegend, verstärken den lokalen Hitze- und Trockenstress und können die Baumverjüngung negativ beeinflussen (Adhikari et al. 2025; Putzenlechner et al. 2026).

Die Quantifizierung der mikroklimatischen Wirkungen ist empirisch gut abgesichert. Durchforstung erhöhte in einer Studie in Brandenburg die Waldtemperatur um etwa 0,3 K je 100 auf einem Hektar gefällter Bäume, wobei nicht genutzter Buchenhochwald während der Extremsommer 2018 und 2019 in Norddeutschland signifikant kühler blieb und besser gepuffert war als durchforstete Vergleichsflächen (Blumröder et al. 2021). Auf regionaler Ebene wiesen Wälder und Feuchtgebiete im nordostdeutschen Tiefland Landoberflächentemperaturen um die Mittagszeit von bis zu 20,8 °C unterhalb des Landschaftsmaximums auf, wobei die Kühlleistung in alten, strukturell komplexen Beständen am stärksten ausgeprägt war (Gohr et al. 2021). Eine direkte Messung der mikroklimatischen Unterschiede im Hainich belegt diese überlegene thermische Pufferkapazität eines intakten Kronenschlusses (Menge et al. 2023). Auf Bestandsebene übersteigt im Berchtesgadener Nationalpark die natürliche Kronenschlussrate (0,74 ha je 100 ha a^{-1}) die Bildungsrate neuer Öffnungen im Kronendach (0,58 ha je 100 ha a^{-1}). Bergwälder ohne Holzeinschlag erhalten ihren Kronenschluss durch autonome Regeneration aktiv aufrecht, ohne dass forstliche Eingriffe erforderlich sind (Krüger et al. 2024).

Bereits eine moderate Öffnung des Kronendachs um 25 % der Grundfläche reduziert die mikroklimatische Pufferkapazität für Höchstwerte von Temperatur und Dampfdruckdefizit (DDD) signifikant, wie ein kontrolliertes Manipulationsexperiment im Nationalpark Bayerischer Wald und in Thurmansbang zeigt (Thom et al. 2020). Intakte Kronendächer kompensierten dabei 20 % der erhöhten Höchsttemperatur-Werte und ca. 15 % der DDD-Werte gegenüber dem Freiland, während Lückenbestände diese Pufferleistung weitgehend einbüßten. Räumlich konzentrierte und großflächige Freiflächen, wie sie bei Räumungshieben typischerweise entstehen, schädigten die Pufferkapazität dabei stärker als gleichmäßig verteilte Eingriffe. Damit verringern auch moderate forstwirtschaftliche Eingriffe die für die Klimaresilienz entscheidende thermische Pufferfunktion des Waldbestandes messbar.

Die biologisch-ökologische Ausstattung von Waldökosystemen (engl. *biological legacies*) wird durch Organismen, Strukturen oder Verteilungsmuster bestimmt, die aus der Vergangenheit stammen und oft alte Bäume, Baumstümpfe und umgestürzte Stämme umfassen, die nach natürlichen Störungen oder der Holzernte zurückbleiben. Solche biologischen „Vermächtnisse" können die Arten- und Strukturvielfalt fördern sowie als Samenquelle oder als Nährboden für die Keimung von Samen dienen. Sie sorgen für strukturelle und funktionelle Kontinuität, die eine autonome Erholung nach Störungen ermöglicht und den grundlegendsten mechanistischen Unterschied zwischen der Reaktion forstlich genutzter Wälder und Wäldern ohne Holzeinschlag darstellt (Seidl et al. 2024; Krüger et al. 2026).

In Wäldern ohne Holzeinschlag, die von Borkenkäferbefall und Dürre betroffen sind, ermöglichen etablierte Kohorten von Bäumen, die sich vor dem Störereignis im Unterholz entwickelt haben, dem Wald eine selbstständige Erneuerung der

Zusammensetzung ohne menschliches Eingreifen, wodurch die Kontinuität der Kronendachbedeckung erhalten bleibt; für die forstlich genutzten Bestände sind typischerweise künstliche Anpflanzungen erforderlich (Macek et al. 2017; Senf et al. 2019; Seidl et al. 2024).

Kahl- und Räumungshiebe entfernen systematisch genau diese für die Erholung wichtigen Elemente und wirken als sekundäre Störung, die die etablierte Verjüngung schädigt, die Heterogenität des Lebensraums verringert und die Reifung des Ökosystems erheblich zurückwirft (Taeroe et al. 2019; Cerioni et al. 2024; Putzenlechner et al. 2025).

Auf Landschaftsebene sind Waldökosysteme ohne Holzernte durch selbstregulierende ökologische Rückkopplungen zu einer autonomen Anpassung fähig. So erhöhen etwa Borkenkäferbefälle in Beständen ohne Holzernte die Zusammensetzungs- und Strukturvielfalt zwischen den Waldflächen, indem sie die Dominanz der Wirtsarten verringern und ein Mosaik aus Alters- und Strukturklassen schaffen, das die Vernetzung zwischen den Bäumen für zukünftige Befälle reduziert. Modellierungen im Nationalpark Bayerischer Wald zeigten, dass diese durch den Befall erzeugte Heterogenität nachfolgende Störungsaktivitäten um bis zu 67 % dämpfte, ein selbstregulierender Mechanismus, der in forstlich genutzten Wäldern durch technische Schädlingsbekämpfung und strukturelle Homogenisierung systematisch verhindert wird (Sommerfeld et al. 2021). Umgekehrt untergräbt die forstliche Steuerung von Wäldern zur Maximierung der Holzproduktion durch gleichaltrige Monokulturen diese Resilienzmechanismen und macht die Landschaft anfälliger für großräumige, synchronisierte Zusammenbrüche im Rahmen des künftigen Klimawandels (Dobor et al. 2020b; Wang et al. 2025).

Die empirische Evidenz zur Selbstorganisationsfähigkeit forstlich ungenutzter Wälder wird durch eine Reihe weiterer Freilandstudien gestützt. Vorverjüngung stellt die zentrale biologische Grundlage der autonomen Erholung nach Borkenkäferbefall dar, wobei forstliche Eingriffe genau diese Kapazität systematisch schwächen (Senf et al. 2019). Im Nationalpark Bayerischer Wald erwiesen sich geschützte Altwälder gegenüber Windstörungen als widerstandsfähiger als benachbarte genutzte Bestände, und auch auf europäischer Ebene gilt, dass strukturelle Komplexität die Resistenz gegenüber Wind und Borkenkäfern systematisch erhöht (Thom et al. 2017, 2020).

Die Auswertung der ca. 200-jährigen Störungsgeschichte von Wäldern in Deutschland, der Slowakei, der Ukraine und Rumänien bestätigt, dass Primärwälder eine hohe autonome Regenerationsfähigkeit nach Windwurf und Borkenkäferbefall besitzen, die durch persistente Vorverjüngung ermöglicht wird und ohne menschliche Eingriffe funktioniert (Bače et al. 2017).

Dieser überwiegend kongruenten Evidenz stehen Gegenbelege gegenüber, die eine differenzierte Einschätzung erfordern. In einer Modellierung der Entwicklung von Wäldern über 100 Jahre in Ostfrankreich und Nordamerika zeigten genutzte Bestände mit hoher funktioneller Diversität eine ähnliche oder höhere Stabilität der betrachteten Ökosystemfunktionen (Nettoprimärproduktion, Transpiration und Biomasse) als Referenzbestände ohne Holzernte (Guignabert et al. 2024). In Wäldern Minnesotas erreichten forstlich genutzte Bestände nach Windstörungen ihre Ausgangszusammensetzung schneller

als Flächen ohne forstliche Steuerung, wobei ein intensives Klimaanpassungsmanagement die Resilienz um bis zu 40 % erhöhte (Lucash et al. 2017). In langfristig beobachteten 'halbnatürlichen' Wäldern Großbritanniens ging die Jungbaum-Dichte in den letzten Jahrzehnten um 70 % zurück, und an acht von neun Standorten wurde ein Versagen der autonomen Regeneration dokumentiert, welches primär durch unkontrollierten Verbissdruck und strukturelle Stagnation ausgelöst wurde, nicht aber durch Holzernte (Cintra et al. 2026).

Die genannten Befunde machen deutlich, dass die Überlegenheit der Wälder ohne Holzernte bezüglich der Selbstorganisations- und Entwicklungsfähigkeit kontextabhängig ist. Sie setzt intakte biotische Prozesse voraus, ist funktionell an Pflanzenfresser-Populationsdynamiken gebunden und kann durch andere anthropogene Einflussfaktoren wie Fragmentierung und Stickstoffeintrag eingeschränkt werden.

Eine 1000-jährige iLand-Modellierung für den Kalkalpen-Nationalpark liefert eine theoretische langfristige Perspektive auf die Selbstorganisationsfähigkeit forstlich ungenutzter Wälder. Waldlandschaften ohne Holzernte würden demnach zwar Jahrhunderte (Zeitspannen von 357 bis 706 Jahren) benötigen, um sich nach historischer Bewirtschaftung vollständig an neue Klimabedingungen anzupassen, doch könnten natürliche Störungsereignisse diesen Übergang um bis zu 211 Jahre beschleunigen (Thom et al. 2017). Für die Bewertung der Selbstorganisationsfähigkeit ist dieser Befund grundlegend, da natürliche Störungen nicht nur als unvermeidliche Risiken, sondern auch als Katalysatoren ökologischer Anpassung angesehen werden sollten. Die forstlichen Eingriffe können diese Störungen nicht in ihrer Funktion ersetzen, sondern sie unterdrücken sie sogar systematisch. Einzelne Extremereignisse können diesen adaptiven Prozess hingegen verzögern, was die Bedeutung einer Mosaik-Störungsdynamik für die langfristige Resilienz unterstreicht.

2.2 Biologisch-ökologische Ausstattung und ihre Rolle bei der Regeneration

Die biologisch-ökologische Ausstattung (zum Beispiel in Form von absterbenden oder toten Bäumen) verbessert die Erholung des Waldes, indem sie mikroklimatische Extreme abpuffert, Substrate und Nährstoffe für die Verjüngung bereitstellt sowie physischen Schutz vor Verbissdruck seitens großer Pflanzenfresser bietet. Die kombinierte Wirkung verschafft dem sich erholenden Wald einen Vorsprung gegenüber geräumten Flächen und gewährleistet die Kontinuität von Ökosystemfunktionen während der Entwicklung nach einer Störung (Putzenlechner et al. 2026; Krüger et al. 2026).

Das verbleibende Totholz mildert extreme mikroklimatische Bedingungen, die für offene, gestörte Standorte charakteristisch sind. Gebiete mit stehendem Totholz sind während Hitzewellen deutlich kühler und weisen geringere tägliche Temperaturschwankungen auf als gerodete Flächen; zudem spenden sie Schatten am Boden, der junge Sämlinge vor direkter Sonneneinstrahlung schützt (Blumröder et al. 2021; Marangon et al. 2022; Putzenlechner et al. 2025). Totholz bewahrt zudem die Bodenfeuchtigkeit, indem es die Verdunstung begrenzt und die Windexposition verringert. Dadurch werden das Dampfdruckdefizit und das Risiko der Austrocknung von Sämlingen während extremer Sommerhitzeperioden gesenkt (Marangon et al. 2022; Steinebrunner et al. 2025; Putzenlechner et al. 2025). In kalten Bergregionen absorbiert Totholz Sonnenstrahlung und fördert eine frühere

lokale Schneeschmelze, wodurch Sämlingen im Vergleich zu schattigen oder schneebedeckten Kahlflächen eine verlängerte Vegetationsperiode geboten wird (Marangon et al. 2022; Steinebrunner et al. 2025).

Umgestürzte Stämme fungieren als „Nährstämme“ (engl. *nurse logs*) (Priewasser et al. 2013; Thom et al. 2023; Piazza et al. 2024a; Steinebrunner et al. 2025). Die Etablierung auf Nährstämmen ermöglicht es Sämlingen, der Konkurrenz durch die dichte Bodenvegetation zu entgehen, die sich nach der Öffnung des Baumkronendachs rasch ausbreiten kann (Macek et al. 2017; Piazza et al. 2024a; Steinebrunner et al. 2025). Während die Stämme verrotten, erleichtert ihre zunehmende Porosität das Eindringen der Wurzeln, und ihre erhöhte Wasserhaltekapazität sichert die Verfügbarkeit von Feuchtigkeit während Trockenperioden (Piazza et al. 2024a; Steinebrunner et al. 2025). In Bergwäldern kann sich etwa ein Viertel der Jungbäume mehrere Jahrzehnte nach einer Störung auf verrottendem Totholz ansiedeln, was die anhaltende Bedeutung dieses Substrats über den gesamten Erholungsverlauf hinweg verdeutlicht (Piazza et al. 2024a).

Totholz leistet einen weiteren entscheidenden Beitrag durch Schutz vor Verbiss. Umgestürzte Bäume, dichte Reisighaufen und intakte Totholzkronen bilden großflächige natürliche ”Schutzzäune”, die den Zugang großer Pflanzenfresser zu sich ansiedelnden Sämlingen einschränken. Die Wahrscheinlichkeit, dass etwa Rehe Jungbäume der Weißtanne abfressen, sank im Rahmen einer Studie von 26 % in offenen Gebieten auf nur 2 % innerhalb von Parzellen, die durch dichte Totholzkronen geschützt waren – ein Unterschied mit erheblichen Folgen für die Erholung der Zusammensetzung verbissempfindlicher Arten der späten Sukzession (Hagge et al. 2019). Dieser Schutzeffekt erstreckt sich auch auf andere Arten, deren erfolgreiche Rekrutierung für die langfristige Entwicklung der Zusammensetzung gemischter Bergwälder unerlässlich ist (Marangon et al. 2022; Cerioni et al. 2024; Steinebrunner et al. 2025). Der komplexe Effekt von Totholz besteht darin, dass es zwar große Pflanzenfresser hemmt, gleichzeitig aber durchaus Schutz vor Raubtieren bieten kann, was den lokalen Verbissdruck auf Sämlinge auf einer kleineren räumlichen Ebene erhöhen kann (Hagge et al. 2019; Steinebrunner et al. 2025).

Über mikroklimatische Pufferung und Verbissschutz hinaus erhält Totholz die strukturelle Komplexität und den Nährstoffkreislauf aufrecht, was die langfristige Waldregeneration unterstützt. Vorverjüngung und überlebende Bäume tragen zu einem Vorsprung beim Höhenwachstum bei (Krüger et al. 2026). Während sich Totholz zersetzt, gibt es Nährstoffe an den Mineralboden ab und trägt zur Bildung organischer Horizonte bei, die das Wachstum der nächsten Baumgeneration unterstützen (Patacca et al. 2023; Steinebrunner et al. 2025; Putzenlechner et al. 2026). Stehende Baumstümpfe und umgestürzte Stämme bieten zudem einen wichtigen Lebensraum für holzzersetzende Insekten und Pilze, deren ökologische Funktionen im Nährstoffkreislauf und bei der Bodenbildung für die Funktionalität des Ökosystems unerlässlich sind; in Beständen, die durch Räumungshiebe entfernt wurden, jedoch weitgehend verloren gehen (Dobor et al. 2020a; Blumröder et al. 2022; Putzenlechner et al. 2026).

Die Räumung von Störungsflächen im Rahmen der Bergungsholznutzung reduziert diese ökologischen Funktionen erheblich, da mit dem Totholz ein

wesentlicher Bestandteil der biologisch-ökologischen Ausstattung entfernt wird. Dadurch gehen nicht nur wichtige Mikrohabitate verloren, sondern auch jene strukturellen Elemente, die die natürliche Wiederbewaldung unter klimatisch belastenden Bedingungen unterstützen können (Lindenmayer et al. 2017; Thorn et al. 2018, 2020; Steinebrunner et al. 2025).

2.3 Unterschiedliche Erholung nach Windwurf, Borkenkäferbefall und Feuer

Die Erholung nach Störungen wird maßgeblich vom Auslöser des Störungsereignisses beeinflusst, was vor allem auf die Unterschiede in der Menge und Qualität der biologisch-ökologischen Ausstattung zurückzuführen ist (Macek et al. 2017; Cerioni et al. 2024; Mandl et al. 2025).

Windwürfe lassen, selbst wenn sie schwerwiegend sind, das Waldunterholz und die Vorverjüngung in den meisten Fällen weitgehend intakt. Diese biologische Kontinuität bietet einen unmittelbaren Entwicklungsvorteil, da etablierte Sämlinge und Jungbäume schnell in neu entstandene Lücken hineinwachsen können, ohne den gesamten Prozess von der Keimung bis zur Etablierung durchlaufen zu müssen, was den Zeitrahmen für die Erholung erheblich verkürzt (Taeroe et al. 2019; Cerioni et al. 2024). Windwurf schafft zudem strukturell vielfältige Mikrostandorte, da durch die Entwurzelung Wurzelteller-Gruben und Hügel entstehen, die durch differenzierte Boden- und Lichtgradienten eine vielfältige Verjüngung begünstigen (Taeroe et al. 2019; Piazza et al. 2024a).

Borkenkäferbefälle ähneln Windwurf in ihren Auswirkungen auf die biologisch-ökologische Ausstattung, unterscheiden sich jedoch entscheidend in ihrer zeitlichen Dynamik. Während Windwurf und Feuer episodische Ereignisse sind, die sich über Stunden bis Tage erstrecken, verläuft das durch Borkenkäfer verursachte Absterben der Baumkronen allmählich und erstreckt sich typischerweise über zwei bis fünf Jahre (Macek et al. 2017; Sommerfeld et al. 2021). Dieser progressive Charakter ermöglicht eine allmähliche Veränderung des Bestandsmikroklimas und bietet während des Absterbeprozesses ein verlängertes Zeitfenster für die Etablierung von Sämlingen. In Bergfichtenwäldern bildeten Sämlinge, die sich während des Borkenkäferbefalls etablierten, den Großteil (58 %) der gesamten Verjüngungsdichte, die 12 Jahre nach Beginn der Störung gemessen wurde (Macek et al. 2017).

Auf kontinentaler Ebene erreichen Bestände nach einem Borkenkäferbefall die höchsten Regenerationsdichten der drei Störungsarten mit durchschnittlich 9240 Individuen ha^{-1} (Cerioni et al. 2024). Stehendes Totholz, das durch das Absterben nach Borkenkäferbefall entsteht, bietet eine Wärme- und Feuchtigkeitspufferung, die das Überleben der Sämlinge zusätzlich unterstützt (Putzenlechner et al. 2025). Eine strukturelle Erholung wird auf 82,2 % der durch Borkenkäfer gestörten Standorte erreicht, was mit den durch Windwurf gestörten Flächen (88,7 %) vergleichbar ist. Die Wahrscheinlichkeit, dass die vor der Störung dominierenden Arten zurückkehren, war nach einem Borkenkäferbefall ausgeprägt (Cerioni et al. 2024); im Klimawandel verliert dieser Befund vielerorts an Gültigkeit, etwa weil sich die Wuchsbedingungen für Fichten rasch verschlechtern.

Feuer bewirkt ein grundlegend anderes Störungsregime. Ausgeprägte Brände vernichten typischerweise die Kraut- und Strauchvegetation, die Oberflächenstreu und einen Teil der Bodensamenbank; Pionierbäume müssen die Flächen in der Regel von außerhalb besiedeln, damit eine Erholung einsetzt (Cerioni et al. 2024;

Rönnefarth et al. 2025; Jouy et al. 2025; Mandl et al. 2025). Feuer verändert gleichzeitig die Bodenstruktur, verringert die Wasserhaltekapazität und mindert durch die Verbrennung der organischen Humusschicht die Standortproduktivität, die eine nachhaltige Kohlenstoffanreicherung unterstützt (Blumröder et al. 2022; Jouy et al. 2025). Durch den fast vollständigen Verlust des Kronendachs entstehen extreme, schlecht gepufferte mikroklimatische Bedingungen, die Pionierarten der frühen Sukzession wie *Populus tremula*, *Betula pendula* und *Salix caprea* begünstigen, die kahlen Mineralboden besiedeln können (Blumröder et al. 2022; Cerioni et al. 2024; Jouy et al. 2025).

2.4 Räumungshiebe und ihre Auswirkungen auf Arten der späten Sukzession

Räumungshiebe haben ihre ökologisch folgenreichsten Auswirkungen auf schattentolerante Baumarten späterer Sukzessionsstadien, vor allem etwa auf Rotbuche (*Fagus sylvatica*) und Weißtanne (*Abies alba*), indem sie deren Vorverjüngung mechanisch unterdrücken, ihren Wettbewerbsvorsprung gegenüber Pionierarten verringern und die biologisch-ökologische Ausstattung der Kalamitätsfläche vernichten, von der die ökosystemare Erholung abhängt (Taeroe et al. 2019; Leverkus et al. 2021b; Cerioni et al. 2024).

Arten der späten Sukzessionsphasen etablieren sich typischerweise über Jahre bis Jahrzehnte vor einer Störung im Unterholz und bauen dabei Wettbewerbsvorteile gegenüber der Pionierkohorte auf, die nach der Störung aus Samen keimen müsste. Räumungshiebe, bei denen schwere Maschinen im gestörten Bestand eingesetzt werden, schädigen oder zerstören diese etablierte Kohorte systematisch durch mechanische Zerkleinerung, Bodenverdichtung und Wurzelaufbruch (Cerioni et al. 2024; Marangon et al. 2024). Durch die Beseitigung des Wettbewerbsvorteils schattentoleranter Arten und die Schaffung offener Bodenbedingungen, die lichtbedürftige Pionierarten begünstigen, verlagert der Bergungsholzeinschlag die Sukzessionsentwicklung häufig hin zu frühsukzessiven Pflanzengemeinschaften, die etwa von Birke, Espe und Eberesche dominiert werden, was die Rückkehr zu einer spätsukzessionalen Waldzusammensetzung und einem humusreicheren Waldboden möglicherweise um Jahrzehnte verzögert (Taeroe et al. 2019; Marangon et al. 2024; Lecina-Diaz et al. 2026). Die Entfernung von stärkerem Totholz während der Räumungen beseitigt zudem Substrat für Verjüngung, und die angesichts von stärkeren und häufigeren Extremereignissen bedeutsamen mikroklimatischen Puffer, die den Boden sowie die Baumverjüngung vor Hitze und Trockenheit schützen (Leverkus et al. 2021a; Piazza et al. 2024a; Putzenlechner et al. 2025).

Die in der forstwirtschaftlichen Praxis und Politik vorgebrachten Hauptargumente für die Räumungshiebe umfassen wirtschaftliche, pflanzengesundheitliche und sicherheitsrelevante Überlegungen. Als häufigster Grund wird die Sicherung des Holzwertes genannt, bevor dieser durch Pilzbefall, Holzwurmbefall und strukturellen Verfall gemindert wird. Diese Prozesse setzen bereits wenige Wochen nach dem Absterben des Baumes ein und mindern die Holzqualität sowie den Marktwert zunehmend (Leverkus et al. 2018; Müller et al. 2019). Im Borkenkäfermanagement zielt der sanitäre Holzeinschlag darauf ab, die Menge an Wirtsmaterial zu reduzieren, das einen Populationsboom begünstigen könnte, indem befallene Bäume mit

lebenden Käferbruten entfernt werden; die Wirksamkeit dieses Ansatzes ist allerdings auf Landschaftsebene umstritten (Dobor et al. 2020a; Leverkus et al. 2021a).

Über längere Zeiträume können Räumungshiebe den potenziellen Brennstoff des Ökosystems verringern, indem grobes Oberflächenholz entfernt wird. Es wird argumentiert, dass dadurch die Intensität künftiger Waldbrände in brandgefährdeten Regionen verringert werden kann. Dieser Nutzen käme in der Regel erst nach mehr als vier Jahren zum Tragen und ist in den temperaten Wäldern Mitteleuropas nicht garantiert (Leverkus et al. 2020, 2021a). Unmittelbare Sicherheitsanforderungen in der Nähe von Straßen, Wanderwegen und Siedlungen liefern eine zusätzliche kontextspezifische Rechtfertigung, die grundsätzlich weniger umstritten ist als ein großflächiger Räumungshieb (Royo et al. 2016; Müller et al. 2019).

In einer kontinentalen Vulnerabilitätsstudie für ganz Europa beeinflusste die Waldstruktur die Widerstandsfähigkeit gegenüber Feuer, Wind und Insektenbefall stärker als klimatische Faktoren allein; ein auf strukturelle Komplexität ausgerichtetes Management könnte erhebliche Resilienzgewinne erzielen (Forzieri et al. 2021). Auf Basis nationaler Forststatistiken aus sechs Ländern Mitteleuropas ergibt sich eine wichtige Nuancierung: In nicht-naturnahen, intensiv forstlich genutzten Beständen nimmt das Risiko witterungsbedingter Schäden mit zunehmendem Bestandsalter unter Nichteingriff zu, während ein Verzicht auf Eingriffe nur für natürliche und naturnahe Waldtypen als angemessen gelten kann (Gejdoš & Michajlová 2022).

Räumungshiebe haben auch Auswirkungen auf die Biodiversität. Für Bayern wiesen geräumte Flächen vorrangig wegen erhöhter Lichtverfügbarkeit kurzfristig eine um 26 % höhere Insektendiversität auf als unbehandelte Störungsflächen; die Autoren betonen jedoch ausdrücklich, dass diese kurzfristigen „taxonomischen Gewinne" die langfristige Bedeutung unbehandelter biologischer Vermächtnisse für die ökosystemare Resilienz nicht aufwiegen und dass der Totholzerhalt für die dauerhafte Aufrechterhaltung funktioneller Artengemeinschaften unverzichtbar bleibt (Walesiak et al. 2024).

Die Biodiversitätsdimension der Räumungshiebe-Debatte wird durch zwei weitere Studien vertieft. Im Rahmen eines 19-jährigen Vogelmonitorings nach einem Windwurf im Pisz-Forst (Polen) wiesen Windwurfflächen ohne forstliches Management konstant eine höhere Artenvielfalt und -abundanz auf als Vergleichsflächen mit intensiven Eingriffen, und die Vogelgemeinschaften beider Bereiche konvergierten über den gesamten Beobachtungszeitraum nicht. Die durch forstliche Eingriffe verursachte Vereinheitlichung der Bestandsstruktur hinterließ damit einen dauerhaften Biodiversitäts-Fingerabdruck (Walesiak et al. 2024). Meist sind in solchen Situationen vor allem auch nicht waldtypische Arten für die Erhöhung der Artenvielfalt verantwortlich.

Im Rahmen einer differenzierten Diskussion dieser Problematik sind auch Ergebnisse einer Studie aus Pennsylvania dienlich. Hier erhöhte ein Räumungshieb nach einem Tornado-Windwurf den Artenreichtum der Krautschicht um 30 %, was die Autoren auf verstärkte Lichtverfügbarkeit und Bodenstörung zurückführten. Auf die Baumverjüngung hatte er jedoch keinen messbaren Effekt. Dieser Befund verdeutlicht letztlich lediglich, dass kurzfristige taxonomische Diversitätsgewinne in einer Vegetationsschicht nicht zwingend auf die

Gesamtresilienz des Waldökosystems einzahlen (Spicer et al. 2023).

2.5 Der Einfluss von Dürren auf die Resilienz

Dürren wirken sowohl als primärer Störfaktor als auch als sekundärer Umweltfilter, der den Erfolg der Erholung nach anderen Störereignissen moduliert. Modellierungen prognostizieren eine zunehmende Häufigkeit und Schwere von Dürreereignissen, was die folgenschwerste Bedrohung für die künftige Waldentwicklung in ganz Mitteleuropa darstellt (Schuldt et al. 2020; Sachsenmaier et al. 2024; Potterf et al. 2026).

Die unmittelbaren physiologischen Auswirkungen der Dürre werden durch anhaltende Nachwirkungen verstärkt, die die Funktionalität der Bäume noch Jahre nach dem Ereignis selbst beeinträchtigen. Die Dürreperiode 2018–2020 in Mitteleuropa führte in den überwachten Baumpopulationen zu einem durchschnittlichen Rückgang des Ringwachstums um ca. 37 %. Viele Einzelbäume erreichten selbst im vergleichsweise niederschlagsreichen Jahr 2021 nicht mehr die Wachstumsraten vor der Dürre. Dieses anhaltende Wachstumsdefizit wird auf physiologische Schäden wie hydraulische Embolien im Xylem, den Abbau nichtstruktureller Kohlenhydrate sowie auf langfristige Veränderungen der Kohlenstoffallokation zurückgeführt, bei denen Ressourcen verstärkt in Wurzelregeneration und Kronenentwicklung fließen, während das Stammwachstum zurückgestellt wird (Schuldt et al. 2020; Sachsenmaier et al. 2024). Die Wasserhaltekapazität des Standorts erweist sich dabei als der wichtigste Faktor, der die Erholungsdynamik nach einer Dürre beeinflusst. So zeigten Buchen auf Parzellen mit höherer verfügbarer Wasserkapazität eine deutlich größere physiologische Widerstandsfähigkeit und eine schnellere Erholung des Wachstums als solche auf Substraten mit chronischem Wassermangel (Chakraborty et al. 2021).

Für die Waldregeneration nach anderen Störungen stellt Trockenheit einen kritischen Engpass dar, da hohe Temperaturen und Wassermangel die Keimraten der Samen verringern, das frühe Wurzelwachstum hemmen und die Keimlingssterblichkeit erhöhen, insbesondere an südlich ausgerichteten, tief gelegenen Standorten, wo das Dampfdruckdefizit am häufigsten die Toleranzschwellen der sich etablierenden Keimlinge überschreitet (Potterf et al. 2026). An dürreanfälligen Standorten kommt es nach Störungen häufig zu einer verzögerten Regeneration, was als Frühwarnsignal für einen drohenden Verlust der Resilienz und das Risiko eines Regimewechsels dienen kann (Potterf et al. 2026; Lecina-Diaz et al. 2026; Jouy et al. 2025; Washaya et al. 2026).

Die mikroklimatische Pufferfunktion von Wäldern ohne Holzeinschlag erweist sich deshalb gerade bei Dürre als entscheidender Resilienzfaktor. So dokumentierten Adhikari et al. (2024), dass die Kernzonen alter Buchenwälder in Deutschland während der Hitzewellen von 2018 bis 2023 als „thermische Refugien“ fungierten: Sie blieben signifikant kühler als forstlich genutzte Randzonen, was sich in einer höheren Baumvitalität und einer schnelleren Erholung nach Extremereignissen zeigte.

Wie anfällig Waldränder sind, zeigt eine globale Untersuchung von Reek et al. (2025). Sie sind im Mittel deutlich wärmer als das Waldinnere; sie überschreiten sogar regelmäßig jene Temperaturschwellen, die für eine optimale Vegetationsproduktivität nötig wären. Die durch Bewirtschaftung vorangetriebene Fragmentierung und Auflichtung von Waldbeständen (vgl.

Adhikari & Engelhardt et al. 2026; Mann et al. 2023) schwächt somit genau jene mikroklimatische Widerstandsfähigkeit, die strukturell intakte, Wälder ohne Holzeinschlag von Natur aus schützt.

Die Befunde zur mikroklimatischen Überlegenheit von Wäldern ohne forstliche Nutzung werden durch weitere Studien auf verschiedenen räumlichen Maßstäben auch aus anderen Ökoregionen ergänzt. In einer satellitengestützten Analyse chinesischer Wälder über den Zeitraum 2001–2020 bewiesen natürliche Wälder eine größere Widerstandsfähigkeit gegenüber intensivierten Dürreperioden und eine höhere Erholungsgeschwindigkeit als bewirtschaftete Plantagen. Strukturelle Komplexität wurde dabei als entscheidender Resilienzfaktor identifiziert (Ma et al. 2025).

Die Frage der Dürreresilienz von Wäldern ohne Holznutzung wird durch zwei europäische Studien mit wichtigen Nuancierungen versehen. In drei Weißtannen-Reservaten im Schwarzwald zeigten absterbende Bäume auf Basis 120-jähriger Jahrringchronologien bereits Jahrzehnte vor dem Tod eine progressive Abnahme ihrer Wachstumsresilienz gegenüber Dürren, wobei 28 % der Individuen nach Dürrejahren ihre früheren Wachstumsraten nicht wieder erreichten (Schwarz et al. 2025). Dieser kumulativ-prozesshafte Charakter des Resilienzverlusts belegt, dass Bestände ohne Holzeinschlag zwar insgesamt widerstandsfähig sind, einzelne Bäume jedoch jahrzehntelang unbemerkt eine kritische Resilienzabnahme akkumulieren können. Forstliche Bewirtschaftungsmaßnahmen hatten dabei keinen signifikanten Einfluss auf die individuelle Überlebenswahrscheinlichkeit — ein Befund, der gegen die Hypothese spricht, dass frühere Durchforstung eine dauerhafte Dürretoleranz auf Individualebene erzeugt.

In einem direkten Freilandvergleich zwischen Naturwaldreservaten und forstlich genutzten Referenzflächen in Hessen zeigte während der Extremdürren 2018 und 2019 ein kontrastierendes Muster: Ungenutzte Bestände wiesen auf trockenen Standorten eine bis über 2 % höhere jährliche Mortalitätsrate auf, die sich jedoch fast ausschließlich auf unterdrückte Bäume konzentrierte, während auf forstlich genutzten Flächen die Mortalität durch erhöhte Verdunstungsexposition nach Durchforstung in die Kronendachschicht verlagert wurde (Meyer et al. 2022). Management reduzierte die Gesamtmortalität damit also nicht, sondern beeinflusste lediglich, welche Bäume starben. Auf ökosystemarer Ebene bleiben ungenutzte Bestände langfristig strukturdiverser, da unterdrückte Individuen potenzielle Nachfolgekohorten darstellen.

Globale Satellitendaten bestätigen dieses Muster auf großer räumlicher Ebene. Forstlich genutzte Wälder sind gegenüber *plötzlichen Dürreperioden* (engl. *flash drought*) – also schnell einsetzenden, kombinierten Hitze- und Trockenereignissen – deutlich anfälliger als intakte Wälder, wobei Holznutzung selbst als zweitwichtigster Treiber der Vulnerabilität identifiziert wurde und ca. 18 % der Gesamtvarianz erklärt (Pang et al. 2025). Diese Befunde bestätigen, dass die Resilienzüberlegenheit intakter Wälder unter Dürrestress kein auf einzelne Regionen beschränktes Phänomen ist, sondern ein übergreifendes, durch Waldstruktur und -kontinuität bedingtes Muster darstellt.

Das Baumsterben als Reaktion auf klimatische Wasserdefizite folgt eher einer Schwellenwert- als einer linearen Dynamik. In europäischen Wäldern steigt das übermäßige Baumkronensterben steil an,

sobald die klimatische Wasserbilanz unter einen kritischen Schwellenwert von etwa −1,6 Standardabweichungen vom langfristigen regionalen Mittelwert fällt. Dies deutet darauf hin, dass künftige Dürren größerer Intensität unverhältnismäßige und potenziell irreversible Wellen des Baumsterbens auslösen könnten, die deutlich über das in historischen Aufzeichnungen Beobachtete hinausgehen (Senf et al. 2020). Das Ausmaß der projizierten Klimaveränderungen könnte die zukünftigen Waldökosysteme deutlich überfordern (Potterf et al. 2026). Anhaltende aufeinanderfolgende Dürrejahre und steigende Temperaturen könnten Waldökosysteme letztendlich über ihren historischen Referenzbereich der Variabilität hinausdrängen und eine Umstrukturierung oder vollständigen Regimewechsel hin zu nicht-waldartigen Vegetationszuständen bewirken, wobei Wälder in hohen Lagen und hohen Breitengraden dem höchsten Übergangsrisiko ausgesetzt sind, da historisch kältebegrenzte Systeme unter den sich erwärmenden Bedingungen zunehmend wasserbegrenzt werden (Dollinger et al. 2024; Yang et al. 2026a; Lecina-Diaz et al. 2026).

Frühere forstliche Eingriffe wie starke Durchforstungen können die Trockenresistenz zusätzlich verringern und das Risiko für abrupte Ökosystemveränderungen sogar vergrößern. Eine Studie aus Süddeutschland etwa zeigt, dass Bäume mit regelmäßigen, stabilen Wachstumsmustern widerstandsfähiger waren als solche, deren Wachstum in der Vergangenheit durch menschliche Eingriffe Schwankungen unterlag (Pretzsch 2022). Vor diesem Hintergrund verfügen ungenutzte Wälder über inhärente Resistenz- und Resilienzvorteile, die konventionell bewirtschafteten Beständen systematisch fehlen.

Die höhere strukturelle Komplexität, die vorhandene biologisch-ökologische Ausstattung und die dämpfenden Rückkopplungen ungenutzter Systeme (siehe 2.1) verbessern die Pufferkapazität sowohl gegen Trockenstress als auch gegen nachfolgende Störereignisse. Insbesondere die Funktions- und Artenvielfalt sind entscheidende Prädiktoren für die Resistenz während und nach Dürre. Mischwälder mit vielfältigen Mykorrhiza-Assoziationen, die arbuskuläre und ektomykorrhizale Partner kombinieren, zeigen während und nach extremen Dürreperioden eine höhere Widerstandsfähigkeit und schnellere Erholung als Monokulturen, vermutlich durch komplementäre Strategien des Zugangs zu Bodenressourcen, die die Produktivität gegen einzelne Baumsterbeereignisse abfedern (Sachsenmaier et al. 2024).

Eine erhöhte Heterogenität des Ökosystems verringert Schätzungen zufolge den Gesamtbiomasseverlust durch verschiedene Störungsarten in europäischen Wäldern um etwa 18 %, wobei der funktionelle Mechanismus über die kompensatorische Produktivität von Arten wirkt, die positiv auf jene Bedingungen reagieren, die anderen schaden (Forzieri et al. 2024).

Die Frage, ob eine aktive forstliche Bewirtschaftung die Resilienz über das Maß von Wäldern ohne Holzeinschlag hinaus verbessern kann, hängt verständlicherweise entscheidend vom gewählten Bewirtschaftungsansatz ab. Passive Renaturierung, bei der die natürliche Sukzession ohne Eingriffe ablaufen kann, ist als tragfähige und ökologisch wirksame Strategie in einer Vielzahl von Waldkontexten dokumentiert.

Die aktive Renaturierung mit vermeintlich besser angepassten Baumarten soll gegenüber passiven Ansätzen durch die Beschleunigung des Wandels hin zu einer klimawandelresilienten Artenzusammensetzung vorteilhaft sein (Dollinger et al. 2023). Für diese zukunftsgerichtete Annahme ist offenkundig keine empirische Evidenz gegeben. Allerdings gibt es Studien, die das Potenzial von aktivem Management in Monokulturen aufzeigen, die Resilienz unbehandelter (ehemals forstlich eingerichteter) Referenzbestände zu übertreffen, wenn es etwa mit der Förderung von Heterogenität und Diversifizierung der Baumarten einhergeht. Die entsprechenden Maßnahmen umfassen etwa den selektiven Ersatz von Fichten durch Buchen oder Eichen an Standorten mit hohem Wasserbedarf oder die Einführung dürreresistenterer Provenienzen zur Verringerung der Anpassungsverzögerung (Jocher et al. 2021; Forzieri et al. 2024; Yang et al. 2026a).

Die in der Literatur am häufigsten empfohlene Bewirtschaftungsstrategie ist eine Orientierung hin zu renaturierungsbasierten bzw. naturnahen Ansätzen. Diese zielen darauf ab, die biologisch-ökologische Ausstattung und strukturelle Heterogenität zu erhalten und gleichzeitig in Reorganisationsphasen nach Störungen gezielt Anpassungen der Artenzusammensetzung zu unterstützen. Damit gelten sie als der Ansatz, der die sich selbstorganisierende Resilienz ungenutzter Waldökosysteme am besten mit steuernden forstlichen Eingriffen verbindet (Wang et al. 2025; Krüger et al. 2026; Washaya et al. 2026).

3 Annahme: Klimasmarte Forstwirtschaft erhöht die Resistenz und Resilienz von Wäldern im Vergleich zu einer Bewirtschaftung ohne Maßnahmen

3.1 Grundsätze und konzeptioneller Rahmen der klimasmarten Forstwirtschaft

Klimasmarte Forstwirtschaft (engl. *Climate smart forestry* (CSF)) wird als nachhaltige, anpassungsfähige Waldbewirtschaftung und -management definiert. Sie zielt darauf ab, das Potenzial der Wälder zur Anpassung an den Klimawandel und zur Eindämmung seiner Folgen zu schützen und zu stärken (Bowditch et al. 2020; Weatherall et al. 2022). Als Weiterentwicklung der nachhaltigen Waldbewirtschaftung (engl. *Sustainable forest management* (SFM)) positioniert, versucht die klimasmarte Forstwirtschaft, Klimaziele konkret durch geeignete forstwirtschaftliche Praktiken, die Integration der Wertschöpfungskette und fortschrittliche Überwachungstechnologien umzusetzen und übersetzt allgemeine Nachhaltigkeitsziele in konkrete, klimaspezifische Bewirtschaftungsentscheidungen (Verkerk et al. 2020; Santopuoli et al. 2021; Alawode et al. 2026; Wang et al. 2026).

Der konzeptionelle Rahmen der klimasmarten Forstwirtschaft ruht auf mehreren, miteinander in Verbindung stehenden Komponenten. Hierzu gehört die Zielsetzung der Eindämmung des Klimawandels, indem Treibhausgasemissionen durch Aktivitäten des Forstsektors reduziert werden. Dies soll durch die Erhöhung der Kohlenstoffaufnahme und -speicherung in lebender Biomasse und Böden, den Schutz bestehender Wälder mit hohem Kohlenstoffvorrat, die Förderung einer

Kreislauf-Bioökonomie durch den Ersatz fossiler Materialien wie Stahl und Beton durch Holzprodukte sowie die Verlängerung der Kohlenstoffverweildauer durch langlebige Holzprodukte erreicht werden (Nabuurs et al. 2017, 2018; Law et al. 2018; Verkerk et al. 2020; Hurmekoski et al. 2021; Korosuo et al. 2023). Die zweite Komponente ist die Klimaanpassung, die sich auf die Stärkung der Waldgesundheit und der Widerstandsfähigkeit gegenüber den immer häufiger auftretenden und schwerwiegenderen klimawandelbedingten Störungen konzentriert. Dies soll durch adaptive Waldbewirtschaftung, Förderung der Artenvielfalt, das Management forstgenetischer Ressourcen und assistierte Migration umgesetzt werden (Tognetti et al. 2022; Augustynczik et al. 2025; Alfieri et al. 2025; Malliarou et al. 2026; Alawode et al. 2026). Letztlich wird außerdem auf die sozioökonomische Nachhaltigkeit abgezielt, die neben einer nachhaltigen Holzproduktion die Gewährleistung der kontinuierlichen Bereitstellung von Ökosystemleistungen sowie die Einbettung der Waldbewirtschaftung in gerechte soziale Governance-Strukturen durch die Einbindung von Interessengruppen, Zahlungen für Ökosystemleistungen und gemeinschaftsgeführtes Co-Design vorsieht (Jandl et al. 2018; Bowditch et al. 2020; Roitsch et al. 2023; Alawode et al. 2026).

Die Umsetzung wird ferner von mehreren grundlegenden Handlungsprinzipien orientiert. Besonders wichtig ist dabei die Anpassung an den jeweiligen Kontext. Es gibt kein allgemeingültiges Maßnahmenpaket, vielmehr sollen forstliche Strategien an die regionalen biophysikalischen, institutionellen und sozioökonomischen Rahmenbedingungen angepasst werden (Nabuurs et al. 2018; Verkerk et al. 2020). Das Management von Synergien und Zielkonflikten erfordert, dass die klimasmarte Forstwirtschaft aktiv Bewirtschaftungswege identifiziert, die die Synergien zwischen den verschiedenen Komponenten maximieren und gleichzeitig inhärente Konflikte transparent angehen. Zum Beispiel werden kurzfristige Kohlenstoffverluste, die bei der Ernte entstehen, in Kauf genommen, um die langfristige Widerstandsfähigkeit des Bestands aufzubauen (Nabuurs et al. 2018; Mathys et al. 2021). Stets soll dabei eine Perspektive der Wertschöpfungskette eingenommen werden. Es wird der gesamte Kohlenstoffhaushalt entlang der Produktionskette berücksichtigt, vom Waldwachstum über die Holzverarbeitung bis hin zur energetischen Nutzung am Ende des Produktlebenszyklus (Verkerk et al. 2020; Hetemäki & Verkerk 2022). Gleichzeitig werden Schutz- und Wiederherstellungsmaßnahmen zunehmend neben der produktionsorientierten Waldbewirtschaftung als gleichwertige Maßnahmen verstanden (Verkerk et al. 2020; Wang et al. 2026).

Die „smarte“ Komponente der klimasmarten Forstwirtschaft basiert außerdem auf modernen Monitoring- und Entscheidungstechnologien. Dazu gehören Präzisionsforstwirtschaft, KI-gestützte Systeme zur Datenerfassung, Sensornetzwerke, LiDAR-Fernerkundung sowie nahezu in Echtzeit arbeitende Entscheidungsmodelle. Diese Technologien ermöglichen eine frühzeitige Erkennung von Veränderungen und schaffen die Grundlage für ein adaptives Lernen und Reagieren (Tognetti et al. 2022; Wang et al. 2026). Die Umsetzung der klimasmarten Forstwirtschaft erfolgt als kontinuierlicher adaptiver Managementprozess. Planung, Umsetzung, Monitoring, Bewertung und anschließende Anpassung bilden einen fortlaufenden Lernzyklus, in dem Managementstrategien anhand neuer

wissenschaftlicher Erkenntnisse, veränderter Umweltbedingungen und gesellschaftlicher Zielsetzungen regelmäßig weiterentwickelt werden (Weatherall et al. 2022; Spathelf & Bolte 2025) (Weatherall et al. 2022; Spathelf & Bolte 2025).

3.2 Klimasmarte Forstwirtschaft im Vergleich zu konventioneller Forstwirtschaft und naturnahen Ansätzen

Die Hauptunterschiede zwischen klimasmarter und konventioneller Forstwirtschaft liegen in ihren primären Zielen, ihrer expliziten Ausrichtung auf Klimarisiken, dem Umfang der von ihr berücksichtigten Wertschöpfungskette und ihrer technologischen Grundlage (Verkerk et al. 2020; Alawode et al. 2026; Wang et al. 2026).

Die konventionelle Forstwirtschaft priorisiert die Holzproduktion, wobei die Einbeziehung von Klimaanpassungsmaßnahmen und weiterreichenden sozioökologischen Zielen oft nur begrenzt und ad hoc erfolgt. Häufig werden Ökosystemleistungen wie Katastrophenvorsorge, Wasserregulierung oder der Schutz der biologischen Vielfalt außer Acht gelassen (Alawode et al. 2026).

Traditionelle forstwirtschaftliche Strategien haben sich über Jahrhunderte relativer klimatischer Stabilität entwickelt und stützen sich häufig auf Planungsannahmen, die für die dynamischen und volatilen Bedingungen der Zukunft nicht mehr angemessen erscheinen (Jandl et al. 2019; Tognetti et al. 2022; Zamora-Pereira et al. 2023). Klimasmarte Forstwirtschaft hingegen zeichnet sich durch eine aktive und proaktive Bewirtschaftung aus, die versucht, zukünftige Standortbedingungen zu antizipieren, anstatt auf aktuelle oder vergangene zu reagieren, sowie globale Klimaziele in spezifische forstwirtschaftliche Entscheidungen (z.B. Durchforstung, unterstützte Migration, Anpassung der Umtriebszeit) umsetzt, die auf prognostizierte zukünftige Störungsregime abgestimmt sind (Jandl et al. 2019; Malliarou et al. 2026; Alawode et al. 2026).

Auf der Ebene der Bilanzierung der Emissionsminderungen konzentriert sich die konventionelle Forstwirtschaft in der Regel eng auf die Kohlenstoffsenke im lebenden Holzbestand, während klimasmarte Forstwirtschaft die gesamte Waldwertschöpfungskette einschließlich der Substitution emissionsintensiver Materialien und die Kohlenstoffproduktspeicher berücksichtigt (Verkerk et al. 2020; Hetemäki & Verkerk 2022). Bezüglich ihrer sozioökonomischen Dimension ist die klimasmarte Forstwirtschaft stärker in klimapolitische Rahmenbedingungen eingebettet, was einen besseren Zugang zu Klimafinanzierungen ermöglichen und innovative Instrumente wie Zahlungen für Ökosystemleistungen und gemeindegeleitete Bewirtschaftungsmodelle fördern soll, während sich die konventionelle Forstwirtschaft weiterhin auf den Holzverkauf und die Einnahmen für Landbesitzer konzentriert (Jandl et al. 2019; Alawode et al. 2026).

Klimasmarte Forstwirtschaft unterscheidet sich allerdings konzeptionell auch von einer ökosystembasierten Waldbewirtschaftung, obwohl sie häufig auf deren Techniken als Instrumente innerhalb eines breiteren Bewirtschaftungsportfolios zurückgreift (Tognetti et al. 2022; Alawode et al. 2026). Naturnahe bzw. ökosystembasierte Waldbewirtschaftung basiert auf der Annahme, dass die Selbstregulierung der Ökosysteme der menschlich gesteuerten Optimierung überlegen ist (Jandl et al. 2019; Roitsch et al. 2023; Vacek et al. 2019; Ibisch, 2021; Wohlleben & Ibisch, 2023; Vizzarri, 2024). Es wird versucht, natürliche

Walddynamiken nachzuahmen und auf Maßnahmen zu setzen, die zur Erhaltung der strukturellen Komplexität, der Förderung von natürlicher Verjüngung, der Priorisierung autochthoner Arten und der Bewahrung oder Wiederherstellung von Selbstorganisations- und Selbstregulationskapazität beruhen. Im Gegensatz dazu agiert die klimasmarte Forstwirtschaft in starkem Maße interventionistisch; sie setzt auf starke Durchforstungen, die Anpassung der Umtriebszeiten und sogar die künstliche Beschleunigung von Sukzessionsübergängen, wenn davon ausgegangen wird, dass diese Maßnahmen die langfristige Resilienz oder die Kohlenstoffaufnahme verbessern (Nabuurs et al. 2018; Alfieri et al. 2025; Wang et al. 2026). Auch bei der Artenauswahl gibt es Unterschiede. Während die ökosystembasierte Waldbewirtschaftung im Wesentlichen auf autochthone Arten und vor allem ökosystemare Prozesse setzt, ist die klimasmarte Forstwirtschaft ausdrücklich offen für allochthone Arten und nicht-lokale Herkünfte, sofern diese vermeintlich besser an die prognostizierten zukünftigen klimatischen Bedingungen angepasst sind als das verfügbare autochthone Material (Spathelf & Bolte 2025; Malliarou et al. 2026; Wang et al. 2026). Diese angenommene bessere Eignung eingeführter Pflanzen beruht auf Hypothesen zum zukünftigen Wuchsverhalten; eine direkte *In-situ*-Evidenz unter zukünftigen Standort- und Klimabedingungen kann derzeit jedoch naturgemäß nicht vorliegen.

Unterschiede bestehen auch bezüglich des theoretischen Fundaments. Die ökosystembasierte Forstwirtschaft beachtet vor allem die Bestandes- sowie Landschaftsebene und beruht auf einem ökosystemökologischen Verständnis, während die klimasmarte Forstwirtschaft in besonderem Maße die Wertschöpfungskette in den Blick nimmt, die die Substitution energieintensiver Stoffe durch Holzprodukte und die gewünschte Kohlenstoffspeicherung in lebendem Holz ausdrücklich als Komponenten des gesamten Klimabeitrags des Waldes berücksichtigt (Nabuurs et al. 2017; Verkerk et al. 2020; Hetemäki & Verkerk 2022).

3.3 Empirische Belege für die Resistenz- und Resilienzvorteile klimasmarter Forstwirtschaft

Empirische Belege aus Langzeitbeobachtungsflächen, Herkunftsexperimenten und mit Felddaten kalibrierten prozessbasierten Modellen stützen die Annahme, dass aktive Maßnahmen der klimasmarten Forstwirtschaft die Widerstandsfähigkeit von Beständen gegenüber Klimaextremen erhöhen können, wobei die Vorteile jedoch stets von der Art der Maßnahme, dem Zeitpunkt, dem Standort mit seiner forstlichen Vorgeschichte sowie den angewandten Resilienz-Kriterien abhängen (Jocher et al. 2021; Zamora-Pereira et al. 2023; Alfieri et al. 2025).

Durchforstung und Regulierung der Bestandsdichte stellen die klimasmarten Maßnahmen dar, für die die breiteste und konsistenteste empirische Evidenz vorliegt. Langzeitbeobachtungsdaten aus Bayern zeigen, dass intensivere Durchforstungsmaßnahmen den gemessenen „Smartness“-Index eines Waldes verbessern, indem sie die strukturelle Vielfalt erhöhen und die Anfälligkeit des Bestandes gegenüber verschiedenen Störfaktoren verringern (Alfieri et al. 2025). Eine intensive Entfernung der Bäume des Oberstands in Mischbeständen im Südwesten Deutschlands wird in einer modellbasierten Studie mit der Widerstandsfähigkeit des Volumenzuwachses (der verbleibenden Bäume) gegenüber Trockenheit und eine um zwei Drittel im Vergleich zu Nicht-

Eingriffsstrategien geringere stressbedingte Mortalität in Verbindung gebracht (Zamora-Pereira et al. 2021). Die empirischen Daten, die die Grundlage der Modellierung bilden, stammen allerdings aus der Vergangenheit mit anderen, weniger extremen klimatischen Bedingungen.

Mehrere Studien konnten zeigen, dass die durchforstungsbedingte Reduktion der Konkurrenz um Licht, Wasser und Nährstoffe zu einem deutlich überdurchschnittlichen Wachstum einzelner Bäume führen konnte. Außerdem wurde die hydraulische Effizienz der verbleibenden Stämme verbessert, wodurch deren Anfälligkeit für Xylem-Embolien während Dürreperioden verringert wird (Rimal et al. 2022; Piazza et al. 2024b).

Die Steuerung der Artenzusammensetzung mit der Förderung von Mischbeständen stellen eine zweite, in bestimmten Wald- bzw. Forsttypen gut untersuchte klimasmarte Forstwirtschaftsstrategie dar. In Bergwäldern der Tschechischen Republik zeigte die Rotbuche eine insgesamt stabile Wachstumsdynamik, während in Fichtenbeständen an vergleichbaren Standorten die Netto-CO_2 -Aufnahme um 50 % zurückging. Die Arten sind ein primärer Einflussfaktor für die Dürreresilienz auf Ökosystemebene (Jocher et al. 2021). Die Fichte selbst wird widerstandsfähiger gegen Trockenheit und Störungen, wenn sie in Mischbeständen statt in Reinbeständen wächst, und der Übergang von Monokulturen zu Mischwäldern verbessert durchweg die Resistenz gegen Trockenheit, Frost und Sturm (Vacek et al. 2019; Alawode et al. 2026). Bewirtschaftungssysteme, die durch selektive Teilnutzungen statt durch rotationsbasierte Kahlschläge ungleichaltrige Bestände und eine permanente Waldbedeckung aufrechterhalten, verteilen das Störungsrisiko auf mehrere Baumkohorten und verringern das Risiko, dass der gesamte Kohlenstoffvorrat des Bestandes gleichzeitig einem einzelnen Extremereignis ausgesetzt ist (Spathelf & Bolte 2025; Collin et al. 2025; Augustynczik et al. 2025).

Bei der Betrachtung längerer Zeithorizonte unter kombinierten Störungsregimen zeigten Modellierungen, die mit empirischen Datensätzen aus dem Nordosten der Vereinigten Staaten kalibriert wurden, dass zwar eine passive Bewirtschaftung ohne Holzeinschlag unter klimatisch stabilen Bedingungen die Kohlenstoffspeicherung und die strukturelle Vielfalt maximiert, eine aktive Bewirtschaftung mit Förderung der Baumartenvielfalt und adaptiver Anpflanzung jedoch nach 100 Jahren eine um 25 % höhere Kohlenstoffspeicherung und eine um 26 % höhere strukturelle Vielfalt erzielen könnte, wenn die Bestände wiederkehrenden Dürren, Stürmen und Schädlingsbefall ausgesetzt sind (Liu et al. 2025). Die modellbasierte Arbeit beruht allerdings auf nicht-dynamisierten und unrealistischen Annahmen (extreme Witterungsereignisse alle 10 Jahre, starke Stürme alle 50 Jahre); es wird nicht von der Verschärfung des Klimawandels und der Häufung von Extrem- und Komplexereignissen (vgl. Ibisch 2025b) ausgegangen.

Ein weiterer Aspekt der Waldresilienz betrifft die langfristigen Auswirkungen zurückliegender Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Reaktionsfähigkeit von Beständen gegenüber Klimastress. Dieses Phänomen wird in der Literatur als „ökologisches Gedächtnis“ (engl. *ecological memory*) bezeichnet und beschreibt die anhaltende Prägung aktueller Ökosystemprozesse durch frühere Störungen und Managementeingriffe.

In einem 46-jährigen Durchforstungsversuch in Deutschland erwiesen sich frühere Veränderungen der Durchforstungsintensität als bedeutsam für die spätere Erholungsfähigkeit nach Trockenperioden: Während strukturell heterogene Bestände eine höhere Widerstandsfähigkeit gegenüber akutem Trockenstress aufwiesen, war die Erholung nach Dürreereignissen teilweise durch die historische Bewirtschaftungsdynamik beeinflusst (Schmied et al. 2022). Potenzielle Auswirkungen von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Widerstands- und Regenerationsfähigkeit von Wäldern werden damit nicht immer unmittelbar sichtbar, sondern manifestieren sich teilweise erst über längere Zeiträume.

Für Schweizer Bergwälder bestätigte eine szenarienbasierte Modellierung mit nationalen Forstinventurdaten, dass nachhaltiges aktives Management sowohl Anpassungskapazität als auch Kohlenstoffsequestrierung gleichzeitig verbessern kann, während eine Intensivierung der Holzernte Biodiversität und Kohlenstoffsenken erheblich beeinträchtigen würde. Bedeutsam ist, dass klimasmarte Forstwirtschaft nicht mit maximaler Nutzungsintensität gleichbedeutend ist, sondern aktives Management innerhalb nachhaltiger Wachstumsgrenzen erfordert (Temperli et al. 2022).

Die empirische Evidenz für spezifische Maßnahmen der klimasmarten Forstwirtschaft ist auf mehreren Eingriffsebenen unter gewissen Bedingungen belastbar. Auf der Ebene der Artendiversifizierung erhöhte die aktive Transformation von Fichtenmonokulturen zu Buchen-Fichten-Mischbeständen in Südostbayern Dürreresistenz und -resilienz beider Baumarten konsistent über drei schwere Dürrejahre, wobei Mischungseffekte auf Ressourcenteilung und hydraulische Effizienz als zentraler Wirkmechanismus identifiziert wurden (Diaconu et al. 2015).

Starke Durchforstung erhöhte - unter weniger extremen Klimabedingungen vor über einem Jahrzehnt - über mehrere Dürren hinweg die Dürreresistenz der Fichte um +21–25 %. Für die Rotbuche hingegen war kein signifikanter Resilienzeffekt durch Durchforstung nachweisbar, was die artspezifische Differenzierung als Grundprinzip der klimasmarten Planung unterstreicht (Sohn et al. 2016). In den extremen Jahren nach 2018 zeigte sich übrigens, dass eine starke Durchforstung zu schweren Schäden in Buchenbeständen führte (eigene Beobachtungen; Mathes et al. 2024). Dies kann durchaus als Beleg dafür gelten, dass die Ergebnisse waldbaulicher Behandlungen unter anderen, weniger extremen klimatischen Bedingungen keine Rückschlüsse auf aktuelle oder zukünftige Konsequenzen erlauben.

Auf Landschaftsebene reduziert die Artenvielfalt zwischen Beständen (β-Diversität) Biomasseverluste durch Stürme (Sebald et al. 2021). Für montane Systeme verbesserte die aktive Transformation von Fichtenmonokulturen zu Mischbeständen mittels Schirmschlag die Ökosystemstabilität und Biodiversität gegenüber passiver Entwicklung (Hilmers et al. 2019); die Kombination aus Förderung der Buche und Schirmschlagsystemen erhöhte in österreichischen Bergwäldern langfristig die Kohlenstoffsenken-Stärke und Dürreresilienz, weil tiefere Wurzelsysteme und eine größere Wassernutzungseffizienz der Buche wirksam wurden (Kobler et al. 2024). Demgegenüber stehen die jüngsten Befunde, dass eine stärkere Öffnung des Kronendachs bei Hitzewellen und Dürren den Blattverlust und die Schwächung von Bäumen antreibt (Mathes et al. 2024).

Unter der Annahme hoher Substitutionsfaktoren (Ersatz von treibhausgasintensiveren Stoffen durch Holz; vgl. Knauf et al. 2015; Gregor et al. 2024) fällt der Klimaschutzeffekt aktiven Forstmanagements um 20–30 % größer aus als unter passiven Szenarien mit Nutzungsverzicht. Entsprechende annahmebasierte Modellsimulationen für 18 europäische Länder ergaben, dass zielorientierte klimasmarte Forstwirtschaft das Kohlenstoffsequestrierungs-Potenzial gegenüber herkömmlicher Forstwirtschaft um bis zu 11,1 Mrd. Tonnen Kohlenstoff steigern könnte (Astrup et al. 2018; Yousefpour et al. 2018).

Diese Vorteile können nur bei bestimmten Annahmen dargestellt werden und gehen stets mit nachgewiesenen negativen Auswirkungen einher, die bei der Bewirtschaftungsplanung berücksichtigt werden müssen. Eine zu intensive Durchforstung stört das interne Mikroklima des Bestandes, indem sie die Lichteinstrahlung und die Bodenverdunstung erhöht, das Dampfdruckdefizit steigert und die Bodenfeuchte in Trockenperioden verringert; dies kann die Fähigkeit des Bestandes mindern, die lokale Erwärmung im Vergleich zur natürlichen Wärmeregulierung eines dichteren, strukturell intakten Kronendachs abzufedern (Blumröder et al. 2021; Saponaro et al. 2025).

Eine starke Durchforstung erhöht gleichzeitig die mechanische Windbelastung der verbleibenden Bäume; in Fichtenbeständen, die in Entwicklungsstadien jenseits der altersspezifischen Stabilitätsschwelle von 30–50 Jahren durchforstet werden, kann dies vorübergehend die Bestandesarchitektur destabilisieren und die Anfälligkeit für Windwurf erhöhen (Piazza et al. 2024a; Rummukainen 2026). Eine intensivere Bewirtschaftung verringert häufig die Biodiversität durch die unbeabsichtigte Entfernung wichtiger Laubbaumarten während der vorkommerziellen Durchforstung; intensivierte Maßnahmen können unerwünschte Auswirkungen auf die Oberflächenwasserqualität in empfindlichen Einzugsgebieten haben (Sevillano et al. 2025).

Auf der Bilanzierungsebene verringern erhöhte Erntevolumina, die darauf abzielen, die Widerstandsfähigkeit des Bestandes zu stärken, Kohlenstoffspeicher und -senken in der lebenden Biomasse (und im Boden), was zu einem Konflikt zwischen unmittelbaren Klimaschutzzielen und längerfristigen Anpassungszielen führt (Nabuurs et al. 2018; Mathys et al. 2021). In der Literatur wird ausdrücklich vor einem „Kohlenstoff-Tunnelblick“ gewarnt. Gemeint ist damit eine einseitige Ausrichtung der klimasmarten Forstwirtschaft auf Kohlenstoffspeicherung und Holzproduktivität, wodurch andere wichtige Funktionen von Waldökosystemen vernachlässigt werden könnten. Dieses Ungleichgewicht gilt als ein zentraler struktureller Schwachpunkt der derzeitigen Ansätze zur klimasmarten Forstwirtschaft (Shephard & Maggard 2023; Alawode et al. 2026).

3.4 Klimasmart bewirtschaftete Wälder im Vergleich zu Naturwäldern ohne Holznutzung

Ob klimasmart bewirtschaftete Wälder eine höhere Resilienz aufweisen als Naturwälder ohne Holzernte, hängt entscheidend von der verwendeten Definition von Resilienz, den betrachteten Waldtypen, Störung sowie dem Zeithorizont der Bewertung ab (Jandl et al. 2019; Liu et al. 2025; Wang et al. 2026).

Die Hypothese der überlegenen Resilienz von klimasmarten Wäldern bei akuten

Klimaextremen scheint durch mehrere empirische und modellbasierte Erkenntnisse bei bestimmten Annahmen gestützt zu werden. Es wird argumentiert, dass sich durch aktive Bewirtschaftung die Zusammensetzung und Struktur des Waldes schneller an zukünftige Bedingungen anpassen lassen als durch natürliche Sukzessionsprozesse, wodurch bewirtschaftete Wälder unproduktive und hochgradig anfällige Übergangsphasen umgehen oder verkürzen können, die sich selbst organisierende Waldökosysteme durch eine langwierige Sukzession nach Störungen durchlaufen müssen (Jandl et al. 2019; Zamora-Pereira et al. 2023).

In Bayern führte wie oben erwähnt eine intensive Durchforstung zu einer größeren Verbesserung des gemessenen Anpassungs-Teilindex als bei jeder anderen untersuchten Bewirtschaftungsmaßnahme. Gleichzeitig erwies sich jedoch die Baumartenzusammensetzung, insbesondere der Anteil der Rotbuche, als mindestens ebenso wichtig, teilweise sogar wichtiger für die Anpassungsfähigkeit der Bestände als die Bewirtschaftungsintensität selbst. Dies deutet darauf hin, dass die Wirkung forstlicher Eingriffe vor allem durch artspezifische Anpassungseigenschaften begrenzt wird (Alfieri et al. 2025). Zudem zeigten sich in naturfernen Forsten Nicht-Eingriffsstrategien bei zunehmender Dürrebelastung als wenig robust. In ungenutzten Reinbeständen wurde selbst die natürliche Vorverjüngung durch extreme Trockenheit deutlich beeinträchtigt, weshalb das Resilienzargument für passives Management in besonders dürregefährdeten Landschaften infrage gestellt wurde (Zamora-Pereira et al. 2021).

Demgegenüber weisen aber Primärwälder bzw. ältere und wildere Wälder inhärente Klimaschutz- und Resilienz-Eigenschaften auf, die bewirtschafteten Beständen systematisch fehlen. Primärwälder speichern wie dargestellt wesentlich höhere Biomassevorräte als genutzte Sekundärwälder, und ihre geschlossenen Kronendachstrukturen bieten eine mikroklimatische Pufferwirkung, die klimasensible Biodiversität vor extremer Erwärmung und Austrocknung schützt (Law et al. 2018; Blumröder et al. 2021; Adhikari et al. 2024, 2025; Pascual et al. 2026). Es wird angenommen, dass die strukturelle Komplexität und die hohe funktionale Vielfalt von älteren Waldökosystemen eine Anpassungsfähigkeit an vielfältige und unerwartete Störungen bedingen, die durch ein normatives Management nur schwer zu erreichen ist (Jandl et al. 2019).

Die zentrale theoretische Risikoperspektive für Naturwälder im Kontext des beschleunigten Klimawandels liegt in der Möglichkeit großflächiger, bestandsersetzender Störungsereignisse, durch die über Jahrhunderte akkumulierte Kohlenstoffvorräte innerhalb sehr kurzer Zeiträume freigesetzt werden könnten. Naturwälder sind nicht grundsätzlich vor solchen Extremereignissen geschützt; treten diese ein, können die betroffenen Flächen während der nachfolgenden Sukzession als temporäre Kohlenstoffquellen wirken (Jandl et al. 2019). Aus dieser Perspektive wird argumentiert, dass klimasmarte Wälder durch gezielte strukturelle und baumartenspezifische Anpassungen in Phasen erhöhter Störungswahrscheinlichkeit, wie sie Klimaprojektionen für die kommenden Jahrzehnte nahelegen, stabilere Verläufe der Kohlenstoffsenkenfunktion aufrechterhalten könnten. Allerdings gibt es bislang keinerlei Evidenz dafür, dass komplette Bestände von nicht forstlich genutzten Wäldern kurzfristig zusammenbrechen und sämtlichen Kohlenstoffvorrat freisetzen könnten. Dies geschieht nicht einmal nach intensiven Waldbränden (Meigs et al. 2009).

Insgesamt spricht die Evidenz dennoch nicht für eine rein dichotome Bewertung der beiden Bewirtschaftungsparadigmen, sondern für eine differenzierte Einordnung. Klimasmart bewirtschaftete Wälder bzw. Forsten haben unter Umständen eine höhere technische Resilienz, insbesondere durch schnellere Anpassbarkeit der Bestandesstruktur von homogenen forstlichen Beständen, wohingegen Naturwälder in der Regel eine höhere ökologische Resilienz aufweisen, die sich durch höhere Gesamtkohlenstoffvorräte, eine ausgeprägtere mikroklimatische Stabilität, größere Biodiversitätskomplexität sowie starke Selbstregulationsprozesse auszeichnet, die die ökologische Funktionsfähigkeit über lange Zeiträume hinweg stützen. Die entscheidende politische Schlussfolgerung, die auch die Empfehlung des Wissenschaftlichen Beirats Waldpolitik (WBW 2023) widerspiegelt, besteht nicht in der Wahl zwischen beiden Paradigmen, sondern in der räumlichen Differenzierung: aktives naturgemäßes Management dort, wo Bestände durch historische Nutzung degradiert sind und gezielte Arteninterventionen den Übergang zu klimaresilienteren Zusammensetzungen beschleunigen können; strikter Prozessschutz dort, wo natürliche Waldgesellschaften intakt sind und ihre Selbstorganisationskapazität die wirksamere Klimaschutzstrategie darstellt.

3.5 Konzeptionelle Grenzen der klimasmarten Forstwirtschaft

Das im Rahmen der klimasmarten Forstwirtschaft operationalisierte Konzept der Resilienz weicht in wichtigen Punkten von den konventionellen Definitionen ökologischer Resilienz ab, wie sie von Holling (Holling 1973, 1996) formuliert wurden. Dies führt zu strukturellen Einschränkungen, die sowohl die wissenschaftliche Validität als auch die praktische Umsetzung der klimasmarten Forstwirtschaft beeinträchtigen (Verkerk et al. 2020; Tognetti et al. 2022; Alawode et al. 2026).

Die auffälligste Einschränkung ist eine systematische Ausrichtung auf messbare Produktionskennzahlen und die Erholungsgeschwindigkeit auf Kosten der systemischen Fähigkeit, Störungen zu puffern und sich neu zu organisieren (Shephard & Maggard 2023; Alawode et al. 2026). Im Sinne von Holling wird ökologische Resilienz als das Ausmaß an Störungen definiert, welches ein System absorbieren kann, bevor es in einen qualitativ anderen stabilen Zustand übergeht – eine Definition, die die Aufrechterhaltung der funktionalen Identität und der Selbstorganisationsfähigkeit betont und nicht die Geschwindigkeit der Rückkehr (Holling 1973). Das Konzept der klimasmarten Forstwirtschaft hingegen operationalisiert Resilienz häufig als das Verhältnis des Wachstums nach und vor einer Störung, was der Definition technischer Resilienz näher ist, die sich auf die Erholungsgeschwindigkeit im Verhältnis zu einem vorab definierten Referenzzustand konzentriert (Schmied et al. 2022; Zamora-Pereira et al. 2023; Sachsenmaier et al. 2024). Durch die Priorisierung der technischen Resilienz besteht jedoch die Gefahr, dass dabei zentrale Elemente ökologischer Langzeitresilienz unbeabsichtigt geschwächt werden, insbesondere strukturelle Komplexität, Totholzvorräte und funktionale Diversität. Diese Komponenten sind jedoch entscheidend für die Stabilität von Waldökosystemen über längere Zeitskalen.

Zusätzlich wird die Aussagekraft gängiger klimasmarter Indikatoren dadurch eingeschränkt, dass häufig kurze Referenzzeiträume von etwa vier bis sechs Jahren zur Bewertung der Wachstums- und

Erholungsdynamik herangezogen werden. Dadurch wird der vollständige Anpassungszyklus sowie die biologisch-ökologische Ausstattung des Waldes nur unzureichend erfasst (Schmied et al. 2022; Zamora-Pereira et al. 2023). Die wiederkehrende Kritik am sogenannten „Kohlenstoff-Tunnelblick“ weist auf dieselbe strukturelle Problematik auf Systemebene hin. Wenn Indikatoren für Kohlenstoffbindung und Holzproduktivität die Bewertung von „Klimasmartness“ dominieren, werden Biodiversität und langfristige ökologische Komplexität systematisch unterbewertet. Diese Verzerrung wirkt sowohl auf der politischen Ebene als auch in Monitoring- und Bewertungssystemen fort (Shephard & Maggard 2023; Alawode et al. 2026) und kann sich in diesem Zusammenhang durch eine Vereinfachung von Botschaften für Praxis und Politik sogar verstärken.

Zwei Studien beleuchten die Governance- und Akzeptanzdimension der Umsetzung klimasmarter Forstwirtschaft. In einer Umfrage unter Forstmanagerinnen, -managern und Privatwaldbesitzenden in Schweden und den Niederlanden wurden aktives Durchforsten und die Anlage von Mischbeständen als wichtigste Resilienzmaßnahmen identifiziert, während passiver Waldschutz mehrheitlich als Risiko für langfristige Senken-Volatilität eingeschätzt wurde; die Ergebnisse zeigen zugleich, dass die Umsetzung bei kleinen Privatwaldbesitzenden regionale Förderanpassungen und niedrigschwellige Beratungsangebote erfordert (Sikkema et al. 2024). In einer Online-Umfrage unter Interessengruppen und Fachpersonen aus Politik und Verwaltung im Schweizer Kanton Luzern bevorzugten 93 % der Befragten in der Überzeugung, dass aktive Bewirtschaftung und Bestandsstabilität Hand in Hand gehen, aktives Management mit Holznutzung gegenüber passivem Waldschutz als Strategie für Klimaschutz und Waldresilienz (Ohmura et al. 2026). Dieser Befund kontrastiert mit der empirischen Evidenz zur Störungsresistenz und ökologischen Resilienz strukturell komplexer Bestände ohne Holzeinschlag und verweist auf eine persistente Wahrnehmungslücke zwischen Praxispräferenzen und ökosystemökologischen Befunden, die für die Kommunikation von Politikempfehlungen zur klimasmarten Forstwirtschaft zentral ist.

Eine zweite strukturelle Einschränkung betrifft den interventionistischen Charakter der klimasmarten Forstwirtschaft im Vergleich zum adaptiven Zyklus und zur natürlichen Selbstregulierung, die in der konventionellen Theorie der ökologischen Resilienz im Vordergrund stehen. Gunderson & Holling (2002) heben die Panarchie, also die skalenübergreifenden Wechselwirkungen und den adaptiven Zyklus aus Wachstum, Erhaltung, Freisetzung und Reorganisation, als Grundlage systemischer Resilienz hervor. Durch die Umgehung oder Verkürzung natürlicher Sukzessionsstadien, die auf Störungen folgen, erhält klimasmarte Forstwirtschaft zwar Kohlenstoffsenken und Produktivität aufrecht, kann jedoch gleichzeitig die strukturelle Vielfalt und natürliche Komplexität verringern, die die empirischen Maßstäbe für ökologische Resilienz in natürlichen Waldökosystemen darstellen (Jandl et al. 2019; Bowditch et al. 2020; Wang et al. 2026).

Die Abhängigkeit der klimasmarten Forstwirtschaft von unterstützter Migration und gezielter Genotypenauswahl verschiebt die operative Definition von Resilienz von der einem System innewohnenden Fähigkeit zur autonomen Reorganisation hin zu einer vom Menschen vermittelten Fähigkeit, einen gewünschten Zustand einzunehmen. Das erzeugt eine grundlegend andere und in mancher

Hinsicht prekäre Form der Resilienz, die davon abhängt, ob die angenommenen zukünftigen Klima- und Standortentwicklungen tatsächlich eintreten und ob die erforderlichen Bewirtschaftungsressourcen langfristig verfügbar bleiben (vgl. Bowditch et al. 2020; Malliarou et al. 2026; Spathelf & Bolte 2025; R. Wang et al. 2026).

Auf institutioneller Ebene ist die praktische Umsetzung von klimasmarter Forstwirtschaft unverhältnismäßig stark auf klimaschutzorientierte, aber produktionsfokussierte Ziele ausgerichtet, da die aktuellen politischen Rahmenbedingungen und Instrumente des Kohlenstoffmarktes messbare und monetarisierbare Ergebnisse gegenüber den schwerer quantifizierbaren Dimensionen der ökologischen Integrität und funktionalen Redundanz bevorzugen (Alawode et al. 2026).

Waldbewirtschaftenden fehlen häufig solide Rahmenbedingungen für den Ausgleich mehrerer Ziele – z.B. Förderung von Biodiversität, Resilienz, mikroklimatische Pufferung, Wasserregulierung, Produktion – und sie neigen dazu, auf intensive Praktiken zurückzugreifen, die kurzfristige Stabilität auf Kosten langfristiger ökologischer Komplexität optimieren (Roitsch et al. 2023; Vizzarri 2024). Die sozialen und skalenübergreifenden Dimensionen der Resilienz, die Gunderson & Holling (2002) als wesentlich für panarchische Stabilität identifizieren, sind in der klimasmarten Forstwirtschaft systematisch unterrepräsentiert, die in ihrer Ausrichtung nach wie vor überwiegend biophysikalisch und auf Bestandesebene ausgerichtet ist (Bowditch et al. 2020; Alawode et al. 2026).

Es besteht ferner das Risiko, dass klimasmarte Forstwirtschaft wie auch die herkömmliche Waldbewirtschaftung - auf einem Steuerbarkeitsparadigma beruhend - sowohl die Wirksamkeit von Maßnahmen über- sowie die Auswirkungen des Klimawandels – v.a. mit Extrem- und Komplexereignissen – systematisch unterschätzen (Ibisch 2021, 2025; Wohlleben & Ibisch 2023).

3.6 Räumliche Priorisierung, Timing und der Beitrag von Technologie zur klimasmarten Forstwirtschaft

Im Rahmen der klimasmarten Forstwirtschaft ist die zeitliche und räumliche Kalibrierung von Eingriffen ebenso entscheidend wie deren Art. Das derzeitige Tempo des anthropogenen Klimawandels, das auf etwa das Zehnfache historischer Klimaveränderungen geschätzt wird, verengt das Zeitfenster für wirksame Anpassungsmaßnahmen und macht „Timing-Fehler" zunehmend kostspielig (Tognetti et al. 2022; Hetemäki & Verkerk 2022; Malliarou et al. 2026).

Proaktives Management, das Handeln bedeutet, bevor sich Klimafolgen vollständig manifestieren, kann rein reaktiven Strategien überlegen sein. Zamora-Pereira et al. (2021) zeigten für Nadelbaumbestände, dass frühzeitige aktive Artenumstellung gegenüber einem *Business-as-usual*-Management Nettobarwertverluste von 49–67 % verhinderte. Bestimmte Eingriffe haben dabei streng begrenzte Wirkungsfenster. Selektive Durchforstungen in Fichtenbeständen müssen vor einem Bestandesalter von 30–50 Jahren eingeleitet werden. Jenseits dieser Schwelle destabilisiert die Durchforstung die Bestandesarchitektur und erhöht die Windwurfanfälligkeit, anstatt sie zu verringern (Piazza et al. 2024b). Verzögerte Eingriffe können zudem irreversible Schäden erzeugen. Räumliche Risikomodellierung ist ein technologisches Werkzeug, das die klimasmarte Forstwirtschaft bislang von konventioneller

Forstwirtschaft unterscheidet. Sie übersetzt die zeitliche Logik in eine räumlich explizite Entscheidungsgrundlage. Risiko wird dabei als Produkt aus Störungswahrscheinlichkeit und Kohlenstoffwert des betroffenen Bestands berechnet. Gefahrenbewertungen nutzen Simulationswerkzeuge wie ForestGALES für Windwurf und FlamMap für Brandverhalten. Anfälligkeitskarten werden aus nationalen Waldinventurdaten, fernerkundungsbasierten Biomasseabschätzungen und prozessbasierten Ökosystemmodellen abgeleitet (Piazza et al. 2024b). Die Überlagerung beider Ebenen erzeugt räumlich explizite Kohlenstoffrisikokarten, die Bewirtschaftungsressourcen auf Bestände lenken, in denen Eingriffe den größten Schutzeffekt erzielen. In windgefährdeten Zonen werden dichte, jüngere bis mittelalte Fichtenbestände als vorrangige Ziele für Durchforstung oder Artenumwandlung identifiziert. In brandgefährdeten Bereichen werden strategische Brennstoffreduktionskorridore geplant. In Zonen mit geringem Risiko und hohem ökologischen Wert, zum Beispiel in artenreichen, kohlenstoffdichten Naturwäldern, wird Prozessschutz als rational priorisierte Option ausgewiesen (Tognetti et al. 2022; Piazza et al. 2024b; Grünig et al. 2026).

Die Integration von LiDAR-Daten, Satellitenfernerkundung und Digital-Twin-Modellen ermöglicht eine nahezu echtzeitfähige Aktualisierung dieser Karten und verlagert die Waldbewirtschaftung von reaktiver Krisenreaktion zu proaktiver strategischer Planung (Alfieri et al. 2025; Wang et al. 2026).

Die räumliche und zeitliche Präzision der klimasmarten Forstwirtschaft setzt auf der Ebene der Waldbewirtschaftung voraus, dass private Waldbesitzerinnen und -besitzer, die einen erheblichen Teil der europäischen Waldfläche verwalten, tatsächlich in der Lage und bereit sind, klimaorientierte Managemententscheidungen zu treffen. Interaktive Entscheidungshilfetools wie die NIMBUS-Plattform sollen helfen, die Umsetzungslücke zu verkleinern (Tahvanainen et al. 2026).

Der Schlüsselmechanismus dieser Tools ist die visuelle Quantifizierung von Zielkonflikten. Waldbesitzende können gleichzeitig potenzielle Ernteerträge, Kohlenstoffspeicherung, Biodiversitätsindikatoren und Nettobarwert für ihren konkreten Bestand abwägen und die Konsequenzen von Eingriffen in Echtzeit beobachten. Eine zentrale empirische Erkenntnis aus NIMBUS-basierten Workshops ist dabei methodisch bemerkenswert. Die alleinige Bereitstellung von Informationen über Klimawirkungen steigerte die Bereitschaft der Waldbesitzenden zur kohlenstoffspeichernden Bewirtschaftung wirksamer als nachträgliche finanzielle Kompensation. Dieser Befund deutet darauf hin, dass ein erheblicher Teil der Anpassungslücke auf ein Informationsdefizit zurückzuführen ist, nicht auf fehlende ökonomische Anreize (Tahvanainen et al. 2026). In Gruppenworkshops ermöglichen diese Tools zusätzlich Peer-Learning, das empirisch zu den wirksamsten Mechanismen für die Verbreitung neuer Bewirtschaftungspraktiken in Eigentümergemeinschaften gehört (Bowditch et al. 2022; Tahvanainen et al. 2026). Grenzen der Übertragbarkeit bestehen jedoch dort, wo technische Kompetenz fehlt oder wo sich qualitative Werte, wie landschaftliche Ästhetik oder kulturelle Bindung an bestimmte Baumarten, weder in numerische Optimierungsrahmen überführen lassen noch die primären Bewirtschaftungsmotive

der Eigentümer darstellen (Tahvanainen et al. 2026).

4 Annahme: Die Substitution von Nichtholzmaterialien und -brennstoffen leistet einen größeren Beitrag zum Klimaschutz als der Verzicht auf Holzernte

4.1 Empirische Robustheit der Substitutionskomponente

Die Annahme der Holzsubstitution beruht auf der Prämisse, dass der Ersatz von Baustoffen wie Stahl, Beton und Kunststoffen sowie fossiler Brennstoffe durch Holzprodukte aus der Holzernte zu einer messbaren und dauerhaften Verringerung der Treibhausgaskonzentrationen in der Atmosphäre führt, weshalb für Holzernte genutzten Wäldern ein höherer Beitrag zum Klimaschutz zugesprochen wird (Braun et al. 2016; Schulze et al. 2020; Jansons et al. 2025). Die wissenschaftliche Robustheit dieser Annahme ist allerdings durch einen grundlegenden Widerspruch gekennzeichnet, da es einerseits starke Belege auf Produktebene gibt, aber andererseits hinsichtlich der Wirksamkeit als skalierbarer, groß angelegter Klimaschutzmechanismus erhebliche Unsicherheit besteht (Hurmekoski et al. 2021; Wedajo et al. 2025).

Substitutionseffekte werden anhand des Verdrängungsfaktors quantifiziert, der die Menge an vermiedenen fossilen Kohlenstoffemissionen pro Einheit des in einer bestimmten Produktanwendung verwendeten Holzkohlenstoffs misst (Sathre & O'Connor 2010). Auf Produktebene bilden Lebenszyklusanalysen die primäre wissenschaftliche Grundlage. Eine umfassende Auswertung von 51 Studien ergab einen durchschnittlichen Verdrängungsfaktor von etwa 1,2 kg C kg^{-1} C, wobei die größten Klimavorteile durchweg im Bausektor festgestellt wurden – und zwar dort, wo Bauholz energieintensiven Stahl und Beton ersetzt (Leskinen et al. 2018). Eine frühere, einflussreiche Metaanalyse berichtete von einem noch höheren Durchschnittswert von 2,1 kg C kg^{-1} C (Sathre & O'Connor 2010). Deutschland weist mit etwa 1,50 t C t^{-1} C die europaweit höchsten durchschnittlichen Materialverdrängungsfaktoren auf (Knauf et al. 2015).

Dieser Konsens auf Produktebene lässt sich jedoch nicht unverändert auf die Markt- und Sektorebene übertragen. Bei der Hochrechnung von einzelnen Produkten auf gesamte nationale oder regionale Stoffströme sinkt der durchschnittliche Verdrängungsfaktor auf etwa 0,55 t C t^{-1} C, da Produktkategorien mit großem Volumen und geringer Substituierbarkeit, wie Papier und andere Zellstoffderivate, den Durchschnitt auf Sektorebene erheblich verändern (Geng et al. 2017; Hurmekoski et al. 2021; Han et al. 2024). Eine weitere Dimension der systematischen Überschätzung bezieht sich auf den Bausektor. Jüngste Analysen zeigen, dass traditionelle Substitutionsmodelle auf Komponentenebene die vermiedenen Emissionen dem gesamten Holzanteil eines Holzgebäudes zuschreiben, während in Wirklichkeit bereits Referenzgebäude mit mineralischem Rahmen erhebliche Mengen an Holz für nichttragende Elemente (Schalung, Tischlerarbeiten, Bodenbeläge) benötigen und enthalten (Cardinal et al. 2024). Eine echte Substitution findet nur für den zusätzlichen Holzanteil des Holzgebäudes im Vergleich zu dieser Referenz statt, ein Anteil, der erheblich geringer ist, als in Modellen auf Komponentenebene angenommen wird (Simonsen et al. 2023). Dieses

methodische Artefakt führt zu einer Überschätzung der vermiedenen Emissionen um 70–84 % (Yang et al. 2026b).

Mehrere Studien sind zu dem Schluss gekommen, dass die Klimavorteile der Produktersetzung um den Faktor zwei bis einhundert überschätzt worden sein könnten (Harmon 2019; Leturcq 2020). Die Robustheit des Mechanismus wird durch drei weitere strukturelle Probleme in Frage gestellt. Erstens wenden die meisten Studien statische Verdrängungsfaktoren an, die davon ausgehen, dass die Treibhausgasintensität konkurrierender Materialien – Beton, Stahl, Aluminium – über Jahrzehnte hinweg konstant bleibt. Da andere Industriezweige dekarbonisieren und sich der Energiemix in Richtung erneuerbarer Energien verschiebt, nimmt der Grenznutzen der Holzsubstitution strukturell ab, da zunehmend weniger fossiler Kohlenstoff zur Verfügung steht, der ersetzt werden kann (Brunet-Navarro et al. 2021; Howard et al. 2021; Gregor et al. 2024). Prognosen deuten darauf hin, dass die Substitutionsvorteile in Europa bis 2030 um 33 % und bis 2100 um bis zu 96 % geringer ausfallen könnten als in Szenarien, die von aktuellen, statischen Emissionsprofilen ausgehen (Brunet-Navarro et al. 2021; Boukhris et al. 2025b).

Zweitens beruht die Gültigkeit des Mechanismus auf der Annahme, dass eine verstärkte Holznutzung zu einer direkten, überprüfbaren und dauerhaften Verringerung der Produktion von Nicht-Holz-Alternativen führt, ein Eins-zu-Eins-Verhältnis, das durch die Marktdynamik aufgrund von Preiselastizitäten, Rebound-Effekten und sich verändernder Verbrauchernachfrage systematisch untergraben wird (Harmon 2019; Leturcq 2020; Howard et al. 2021). Vermeidbare Emissionen sind naturgemäß kontrafaktisch und können vor Ort nicht direkt gemessen oder verifiziert werden, was eine unabhängige wissenschaftliche Validierung strukturell unmöglich macht (Rüter et al. 2015; Hurmekoski et al. 2023; Wedajo et al. 2025).

Drittens lassen viele von der Industrie unterstützte Bewertungen die durch die Holzernte entstehende Kohlenstoffschuld außer Acht. Die Steigerung der Erntevolumina zur Maximierung der Substitution reduziert gleichzeitig den Kohlenstoff, der über Jahrzehnte bis Jahrhunderte in lebender Waldbiomasse und im Boden gespeichert ist, und in vielen modellierten Szenarien wird dieser Verlust an Kohlenstoffsenken nicht vollständig durch die vermiedenen Emissionen aus der nachgelagerten Substitution kompensiert, insbesondere wenn Holz für Bioenergie statt für langlebige Materialprodukte verwendet wird (Soimakallio et al. 2016; Fehrenbach et al. 2022; Boiger et al. 2025; Hu et al. 2025).

Die Gesamtbewertung der verfügbaren Evidenz deutet darauf hin, dass Holzprodukte im Allgemeinen, wenn sie unter den derzeitigen statischen Bedingungen auf Produktebene bewertet werden, zwar eine bessere Treibhausgasbilanz aufweisen als kohlenstoffintensive Alternativen, die Substitutionskomponente als primärer großräumiger Klimaschutzmechanismus jedoch wesentlich weniger robust ist, als typischerweise behauptet wird. Ihre Wirksamkeit ist in hohem Maße abhängig von Dekarbonisierungswegen, dem spezifischen hergestellten Produktportfolio und den im Bilanzierungsrahmen verankerten Annahmen (Harmon 2019; Schulte et al. 2022; Gregor et al. 2024; Maierhofer et al. 2024). Deswegen empfehlen mehrere Studien, dass forstbasierte Klimaschutzstrategien der Erhaltung und Erweiterung bestehender Waldkohlenstoffvorräte Vorrang einräumen

sollten und die Intensivierung der Ernte nur dann erwogen werden sollte, wenn die Nettoklimavorteile durch die Holznutzung unter konservativen, dynamischen Bilanzierungsannahmen eindeutig nachgewiesen werden können (Jonsson et al. 2021; Luick et al. 2022; Hu et al. 2025).

Zwei weitere Studien quantifizieren die Grenzen der Substitutionskomponente aus unterschiedlichen Perspektiven. Petersson et al. (2022) modellierten die Klimaeffekte von aktivem Management gegenüber einem erweiterten Naturschutz-Szenario (Verzicht von Holznutzung auf 3,7 Mha zusätzlicher Waldfläche) über 200 Jahre und zeigten, dass aktives Management langfristig nur bei hohen Substitutionsfaktoren (≥1,5) in beiden Zeithorizonten überlegen ist. Bei niedrigen Faktoren (0,5), bleibt Waldschutz bis etwa 2085 die klimaeffektivere Strategie. Dieser Befund illustriert direkt, warum die empirisch beobachtete Heterogenität der Substitutionsfaktoren (0,1 bis 2,4 nach Leskinen et al. 2018) keine politische Vereinfachung auf einen „mittleren“ Faktor zulässt: Der Durchschnittswert kann systematisch Szenarien verschleiern, in denen aktives Management die Kohlenstoffschuld erst nach dem politisch relevanten 2050-Zieljahr tilgen würde (wenn überhaupt).

Valade et al. (2017) ergänzen diese Systemgrenzen-Analyse durch eine Monte-Carlo-Massenbilanz-Simulation für den gesamten europäischen Forstsektor (gemäßigte und boreale Zone). In 99 % aller Simulationen bleibt der europäische Forstsektor über einen 100-Jahres-Zeithorizont eine Netto-Kohlenstoffsenke. Eine Steigerung der Ernte erhöht die Senkeneffizienz jedoch nur in 25 % der Simulationen. Dies setzt aber voraus, dass der Wald nur als schwache Senke fungiert und dass das Holz in sehr effizienten Substitutionsanwendungen eingesetzt wird. In starken Senkenszenarien hingegen erhöht eine Halbierung der Ernte (Annäherung an Nichtbewirtschaftung) die Effizienz der Kohlenstoffsequestrierung. Die Studie zeigt, dass der Substitutionsvorteil aktiven Managements gegenüber Waldschutz kein robustes, sondern ein stark parameterabhängiges Ergebnis ist (im oberen Quartil der Szenarien). Für die Ebene der Politikbewertung bedeutet dies, dass der „durchschnittliche“ Substitutionsvorteil systematisch günstige Annahmen voraussetzt, die in der Praxis häufig nicht erfüllt sind.

4.2 Das Ablaufdatum der Dekarbonisierungsvorteile durch Substitution

Der Rückgang der Substitutionsvorteile im Zuge der Dekarbonisierung der Energienetze ist keine zufällige oder standortspezifische Erkenntnis, sondern eine strukturelle Folge des relativen Charakters des Verdrängungsfaktors. Der Klimavorteil von Holzprodukten kann nicht in absoluten Zahlen ausgedrückt werden, sondern nur relativ zur Treibhausgasintensität der Materialien oder Energiequellen, die sie ersetzen. Da konkurrierende Sektoren ihre eigenen CO_2 -Fußabdrücke durch technologische Innovationen und weniger treibhausgasintensive Energie – allein aus ökonomischen Gründen – stetig senken, nimmt die Menge der Emissionen, die durch die Verwendung von Holz „vermieden“ werden können, systematisch ab (Leturcq 2020; Hurmekoski et al. 2021, 2023; Buschbeck & Pauliuk 2022).

Mehrere gleichzeitige Dekarbonisierungstrends konvergieren und schwächen den Substitutionsvorteil. Besonders energieintensive Industrien, die vor allem Stahl, Zement, Glas und Aluminium verarbeiten, setzen zur Senkung von Kosten diverse Strategien wie

verbesserte Energieeffizienz, verstärktes Recycling, Elektrifizierung und wasserstoffbasierte Prozesswärme um, die ihre Treibhausgasintensität kumulativ und irreversibel senken (Hurmekoski et al. 2021; Gregor et al. 2024). Technisch gesehen könnte die Stahlindustrie ihre Treibhausgasemissionen bis 2050 um bis zu 99,7 % und die Metallproduktion um 100 % reduzieren, wodurch der verbleibende Substitutionsvorteil von Bauholz im Bausektor praktisch zunichte gemacht würde (Buschbeck & Pauliuk 2022). Da die Stromnetze, die die Baustoffherstellung versorgen, von einer durch fossile Brennstoffe dominierten auf eine erneuerbare Energieerzeugung umgestellt werden, sinkt der graue CO_2 -Fußabdruck von Beton, Ziegeln und mineralischen Dämmstoffen, wodurch sich der Unterschied in den Lebenszyklusemissionen zwischen Holz und Nicht-Holz-Alternativen verringert (Landry et al. 2021; Luick et al. 2022; Kallio et al. 2023).

Fortschritte bei der Kohlenstoffabscheidung und -speicherung in Zementöfen und bei der wasserstoffbasierten Eisenherstellung stellen zusätzliche technologische Wege dar, die die Treibhausgasintensität nicht-biogener Materialien in einem Maße weiter senken könnten, welches die in der Holzverarbeitung erzielbaren Verbesserungen übersteigt (Buschbeck & Pauliuk 2022; Boiger et al. 2024). Wenn Holzprodukte keine gleichwertigen Verbesserungen der Produktionseffizienz erzielen, nimmt ihr relativer Klimavorteil noch schneller ab, als es der absolute Dekarbonisierungspfad konkurrierender Sektoren vermuten lässt (Harmon 2019; Myllyviita et al. 2021). Noch stärker ausgeprägte zukünftige Kalamitäten und entsprechende Biomasse- sowie Kohlenstoffverluste vor allem in forstlich intensiver genutzten Ökosystemen werden bislang von den genannten Studien nicht berücksichtigt.

Boukhris et al. (2025a) untersuchten diesen Zusammenhang für den europäischen Forst- und Holzsektor unter verschiedenen Dekarbonisierungsszenarien. Die Autoren zeigen, dass die prognostizierten Substitutionsvorteile von Holz bis zum Ende des Jahrhunderts erheblich geringer ausfallen, wenn die erwarteten Emissionsminderungen in der Stahl-, Zement- und Energieproduktion berücksichtigt werden. In ihren Modellierungen reduzierten sich die berechneten Substitutionseffekte gegenüber statischen Ansätzen um 95 bis 96 %. Die Berücksichtigung zusätzlicher Faktoren wie Methanemissionen und sektorübergreifender Wechselwirkungen führte zu einer weiteren Verringerung der Nettoeffekte.

Kurz- bis mittelfristig bestehen erhebliche Reduktionspotenziale durch den Einsatz bereits verfügbarer Technologien und Verfahren (Habert et al. 2020). Als besonders wirksam gilt etwa die Verringerung des Klinkeranteils durch zementäre Zusatzstoffe. So kann der Ersatz von 50 % des Zements durch Hüttensand die CO_2 -Emissionen um etwa 40 % reduzieren und gleichzeitig den Energieverbrauch um rund 30 % senken (Althoey et al. 2023). Auch Kalkstein-kalzinierter-Ton-Zement (LC3) weist gegenüber herkömmlichem Portlandzement Emissionsminderungen von 30–50 % auf und kann zugleich den Energiebedarf deutlich verringern (Akintayo et al. 2023; Marandi & Shirzad 2025). Darüber hinaus können ternäre Zemente auf Basis mehrerer Zusatzstoffe Emissionsreduktionen von bis zu 60 % erreichen (Marandi & Shirzad 2025). Weitere Einsparungen ergeben sich durch effizientere Produktionsverfahren, die Nutzung alternativer Brennstoffe sowie die

Optimierung von Betonrezepturen (Miller et al. 2016; Coffetti et al. 2022; Akintayo et al. 2023; Gonnon & Lootens 2023; Barbhuiya et al. 2024).

Langfristig werden zusätzliche Minderungen durch neue Technologien erwartet. Hierzu zählen insbesondere Verfahren zur Kohlenstoffabscheidung und -speicherung (CCUS), die als zentrale Voraussetzung für die weitgehende Dekarbonisierung der Zementindustrie angesehen werden (Al Khaffaf et al. 2025). Ergänzend werden alternative Bindemittel wie alkali-aktivierte Materialien, Geopolymere, magnesiumbasierte Zemente sowie Calciumsulfoaluminat- und Belitreiche Zemente entwickelt, für die je nach Technologie Emissionsminderungen von 50 % bis über 90 % gegenüber konventionellem Portlandzement berichtet werden (Coffetti et al. 2022; Marandi & Shirzad 2025). Weitere Potenziale ergeben sich durch Carbonatisierungstechnologien, bei denen Kohlendioxid während der Herstellung oder Aushärtung dauerhaft im Material gebunden wird (Barbhuiya et al. 2024).

Neben technologischen Innovationen bestehen erhebliche systemische Reduktionspotenziale. Studien zeigen, dass eine materialeffiziente Tragwerksplanung die Treibhausgasemissionen von Bauwerken deutlich verringern kann (Olsson et al. 2023). Ebenso kann eine Verlängerung der Nutzungsdauer von Gebäuden und Infrastrukturen den zukünftigen Zementbedarf erheblich reduzieren und damit substanzielle Emissionsminderungen bewirken. Zusätzliche Einsparungen werden durch Maßnahmen der Kreislaufwirtschaft erwartet, insbesondere durch die Wiederverwendung mineralischer Baustoffe und das Recycling von Betonabfällen (Akintayo et al. 2023; Althoey et al. 2023).

Insgesamt deutet die verfügbare Evidenz darauf hin, dass die Emissionsintensität von Zement- und Betonprodukten im Verlauf des 21. Jahrhunderts erheblich sinken dürfte. Für die Bewertung von Holzsubstitutionseffekten bedeutet dies, dass gegenwärtige Substitutionsfaktoren langfristig nicht als konstant angenommen werden können. Mit fortschreitender Dekarbonisierung der Baustoffindustrie ist vielmehr davon auszugehen, dass die potenziellen Klimavorteile der Materialsubstitution durch Holz gegenüber heutigen Bedingungen erheblich abnehmen werden.

Eine noch ausgeprägtere Dynamik gilt für die energetische Substitution. Die der Holzbioenergie zugewiesene Ersatzgutschrift hängt von der Fossilbrennstoffintensität der Energieträger ab, die ersetzt werden (Jonsson et al. 2021; Coșofreț et al. 2026). Die Substitution von Kohle führt zu einer erheblichen kurzfristigen „Gutschrift“, während die Substitution von Erdgas einen deutlich geringeren Nutzen bringt und die Substitution eines Netzes, das bereits einen hohen Anteil an erneuerbaren Energien enthält, eine negative Netto-Klimawirkung haben kann, da das am Schornstein freigesetzte biogene CO_2 nicht durch die viel geringere Menge an vermiedenen fossilen Emissionen ausgeglichen wird (Soimakallio et al. 2016; Smyth et al. 2017; Dugan et al. 2018; Harmon 2019).

Da Verdrängungsfaktoren keine statischen Größen sind, sondern aktualisiert werden müssen, um die sich entwickelnden Emissionsprofile der Referenzenergiesysteme widerzuspiegeln, führt die Nichtanwendung einer dynamischen statt einer statischen Bilanzierung zu einer systematischen Überbewertung des langfristigen Beitrags der Substitution von Material- und Energieholz zur Emissionsminderung

(Brunet-Navarro et al. 2021; Boukhris et al. 2025b). Einige Forscher haben - ohne Berücksichtigung des Gesundheitszustands und der Produktivität der Wälder - das Ende dieses Jahrhunderts als das effektive „Verfallsdatum“ für die Substitution auf Holzbasis charakterisiert. Bei einer vollständigen Dekarbonisierung der Energiesysteme gehen die fossilen Emissionen, die durch den Einsatz von Holz substituiert werden können, weitgehend gegen null. Damit verliert die Substitutionswirkung an Bedeutung, während sich der komparative Klimavorteil forstlicher Strategien zunehmend auf die langfristige Kohlenstoffbindung in bestehenden Wäldern und langlebigen Holzprodukten verlagert (Brunet-Navarro et al. 2021; Hurmekoski et al. 2021; Gregor et al. 2024; Hu et al. 2025). In diesem Zusammenhang kritisieren Luick et al. (2025) die EU-Richtlinie RED III, da diese Holz weiterhin grundsätzlich als klimaneutral bewertet und dadurch Anreize für dessen energetische Verwertung schafft.

4.3 Regionale Unterschiede bei den Verdrängungsfaktoren

Die gemeldeten Verdrängungsfaktoren weisen erhebliche Unterschiede zwischen den verschiedenen Regionen der Welt auf, was in erster Linie auf Unterschiede in der Kohlenstoffintensität der regionalen Energienetze, den vorherrschenden Baupraktiken, der Zusammensetzung der nationalen Holzstoffströme und den Portfolios der Endverwendung von Produkten zurückzuführen ist. Dabei ist die Literatur geografisch stark verzerrt. Etwa 66 % der verfügbaren Studien konzentrieren sich auf Nordamerika und Europa, mit einem starken Schwerpunkt auf den nordischen Ländern, während Asien, Südamerika, Afrika sowie Süd- und Osteuropa deutlich unterrepräsentiert sind (Leskinen et al. 2018; Hurmekoski et al. 2021).

Länderspezifische Schätzungen der Verdrängungsfaktoren auf Marktebene für die Materialsubstitution veranschaulichen das Ausmaß der regionalen Unterschiede. Deutschland verzeichnet etwa 1,50 t C t^{-1} C, die Schweiz 0,80 t C t^{-1} C, Kanada 0,54 t C t^{-1} C und Österreich 0,41 t C t^{-1} C – eine fast vierfache Spanne zwischen den höchsten und niedrigsten Schätzungen in dieser Gruppe (Knauf et al. 2015; Smyth et al. 2017; Suter et al. 2017; Boiger et al. 2024; Wedajo et al. 2025). Im chinesischen Bausektor erreichen die gemeldeten Substitutionsfaktoren für Holzprodukte aus der Holzernte 3,48 t C t^{-1} C und im Möbelsektor 1,46 t C t^{-1} C, wobei diese Zahlen jedoch stark von der Berechnungsmethode und der angenommenen Emissionsintensität der verdrängten chinesischen Produktionssysteme abhängen (Wedajo et al. 2025).

Die Übertragbarkeit von Verdrängungsfaktoren zwischen Regionen ist stark eingeschränkt. Würden aus schwedischen Studien abgeleitete Substitutionsfaktoren auf Produktionsdaten der Vereinigten Staaten angewendet, wäre die geschätzte Gesamtklimawirkung etwa 34 % höher als bei Verwendung von US-spezifischen Daten (Taylor et al. 2023). Dieses Problem der Regionen übergreifenden Übertragbarkeit bedeutet, dass eine Substitutionsbilanzierung auf globaler oder kontinentaler Ebene inhärent ungenau ist und dass politische Rahmenbedingungen, die sich auf regional abgeleitete Verdrängungsfaktoren stützen, die auf unterschiedliche nationale Kontexte angewendet werden, die tatsächlichen Klimavorteile systematisch falsch einschätzen.

Die Zusammensetzung des nationalen „Holzkorbs“, also der Mischung aus Produkten, die aus den geernteten Holzressourcen hergestellt werden, ist ein Hauptgrund für diese regionalen Unterschiede. Länder, in denen ein großer Teil des Holzes in Produktkategorien mit hoher Substitution fließt, wie z.B. Bauholz und Holzwerkstoffplatten, erzielen höhere aggregierte Substitutionsfaktoren als solche, in denen ein erheblicher Anteil zu Papier oder Verpackungsmaterial verarbeitet wird, die typischerweise niedrige oder gar keine Substitutionsfaktoren aufweisen (Hurmekoski et al. 2021; Taylor et al. 2023). Die Kohlenstoffintensität des regionalen Stromnetzes, das zur Herstellung konkurrierender Nicht-Holz-Materialien genutzt wird, führt zu einer weiteren Quelle von Variabilität (Simonsen et al. 2023). Auf den kanadischen Provinzmärkten variieren die regionalen Verdrängungsfaktoren für identische Biomasse-Liefermengen um bis zu 0,5 t C t^{-1} C, was ausschließlich auf Unterschiede in der Zusammensetzung der Stromerzeugung der Provinzen zurückzuführen ist (Smyth et al. 2017). Diese kombinierten regionalen Einflussfaktoren unterstreichen, dass ein globaler durchschnittlicher Verdrängungsfaktor für politische Zwecke nur von begrenztem Nutzen ist und dass eine robuste Klimabilanzierung kontextspezifische Daten erfordert, die das Energiesystem, das Produktportfolio, die Baupraktiken und die Infrastruktur für die Abfallentsorgung am Ende der Lebensdauer einer Region berücksichtigen (Hurmekoski et al. 2021; Bozzolan et al. 2024; Wedajo et al. 2025; Ter-Mikaelian et al. 2026).

4.4 Emissionsverlagerung und die Grenzen der Substitution auf Marktebene

Emissionsverlagerung (engl. *carbon leakage*), also der Prozess, bei dem Emissionsminderungen in einer Region oder einem Sektor durch kompensierende Zuwächse an anderer Stelle ausgeglichen werden, verringert den globalen Nettoklimavorteil von Substitutionsstrategien erheblich oder hebt ihn in manchen Szenarien vollständig auf (Rüter et al. 2015; Pan et al. 2020; Howard et al. 2021; Schulte et al. 2025).

In der Literatur sind mehrere mechanistisch unterschiedliche Pfade der Emissionsverlagerung dokumentiert. Hierzu gehören vor allem die marktbedingte Ernteverlagerung (Schulte et al. 2025), die sektorübergreifenden Substitutionsverlagerungen (Howard et al. 2021) und Handelsbilanzverlagerungen (Rüter et al. 2015).

Quantitative Schätzungen der Verlagerungseffekte zeigen, dass es sich hierbei nicht um marginale Verzerrungen handelt. Für Schweden liegen die simulierten Verlagerungen bei der Rundholzernte zwischen 40 % und 60 %, wobei alternative Studien für Norwegen und Schweden Schätzungen zwischen 24 % und 77 % ergeben und einige Modellierungsergebnisse sich 60–100 % nähern (Kallio & Solberg 2018; Lundmark 2025; Schulte et al. 2025).

Die CO_2 -Verlagerung aus der Forstwirtschaft wird im Allgemeinen höher eingeschätzt als allein die Verlagerung bei der Holzernte, da sie zusätzlich Unterschiede in der regionalen Bewirtschaftungseffizienz und den Biomassewachstumsraten berücksichtigt. In Schweden wird die CO_2 -Verlagerung aus der Forstwirtschaft auf 50–80 % geschätzt, während die globale

durchschnittliche CO_2 -Verlagerung aus der Forstwirtschaft auf etwa 40 % geschätzt wird, wobei die Verteilung je nach Modellannahmen von −10 % bis 100 % reicht (Englund et al. 2025; Schulte et al. 2025). Auf sektorübergreifender Ebene zeigen Sensitivitätsanalysen, dass die Verlagerung den geschätzten Klimanutzen der Produktsubstitution um 78–96 % verringern könnte, sofern die aktuellen Prognosen zum Verbrauch fossiler Brennstoffe zutreffen, was bedeutet, dass die Substitution die letztendliche Freisetzung von fossilem Kohlenstoff in die Atmosphäre eher verzögern als verhindern könnte (Harmon 2019).

Die regionale Verteilung der Verlagerungseffekte ist dynamisch und folgt der Wettbewerbsfähigkeit des globalen Holzmarktes. Es wurde geschätzt, dass kurzfristig Veränderungen in der Bewirtschaftung in Europa oder Nordamerika den Ernte-Druck vor allem auf andere boreale Regionen verlagern, darunter Russland, Kanada und Asien (Schulte et al. 2025). Diese Verlagerung hat eine zusätzliche ökologische Dimension, denn Verlagerungseffekte lenken den Holzerntedruck häufig auf kohlenstoffreichere und/oder artenreichere Ökosysteme, wie tropische oder boreale Primärwälder in Regionen mit geringerer Verwaltungskapazität und schwächeren Waldschutzstandards (Schulte et al. 2025). Die Nettoauswirkung einer ungebremsten Verlagerung ist daher nicht nur eine Verringerung der quantitativen Wirksamkeit der Substitutionsstrategie, sondern potenziell ein aktiver Treiber für den Verlust der biologischen Vielfalt und die Freisetzung von Kohlenstoff in Waldökosystemen von überproportionalem globalem Schutzwert (Luick et al. 2025).

Eine kombinierte Produktlebenszyklus- und Waldsimulationsmodellierung für Finnland zeigt, dass Erntemengenerhöhungen zur Deckung bioökonomischer Nachfrageschocks trotz angenommener Substitutionseffekte netto zu einem Anstieg der Treibhausgasemissionen um 0,6 bis 7,1 Mt CO_2 -Äq. a^{-1} gegenüber dem Referenzszenario führten (Hurmekoski et al. 2023). Der entscheidende Mechanismus besteht darin, dass kurzfristige Kohlenstoffverluste durch erhöhten Einschlag die kumulierten Substitutionsgewinne übersteigen, die sich erst über Jahrzehnte materialisieren. Bioökonomiestrategien, die auf kurzfristig erhöhte Holzmengen setzen, können die Klimabilanz des Forstsektors im politisch relevanten Zeithorizont bis 2050 damit eher verschlechtern statt verbessern.

Ohne eine konzertierte internationale Zusammenarbeit in der Forstpolitik und harmonisierte Mechanismen zur CO_2 -Bepreisung, die grenzüberschreitende Marktreaktionen internalisieren können, wird die Holzsubstitution in ihrer derzeitigen Form keine zuverlässige Nettoverringerung der globalen Gewinnung fossiler Brennstoffe und der Treibhausgaskonzentrationen in der Atmosphäre in dem Umfang erreichen können, wie es die nationalen oder regionalen Rechnungslegungsrahmen vorsehen (Pan et al. 2020; Howard et al. 2021; Schulte et al. 2025; Ohmura et al. 2026).

D. Diskussion: Analyse der forstwirtschaftlichen Kernannahmen und Schlussfolgerungen

Die folgende Diskussion bewertet abschließend die vier untersuchten zentralen Annahmen, die in der forstwirtschaftlichen und forstpolitischen Debatte regelmäßig zur Begründung aktiver forstlicher Bewirtschaftung gegenüber Waldschutz und natürlicher Entwicklung herangezogen werden. Für jede Annahme werden die Bedingungen ihrer Gültigkeit definiert, die stützenden und widersprechenden Evidenzlinien gegenübergestellt und ein evidenzbasiertes Verdikt formuliert.

Annahme 1: Forstlich genutzte Wälder tragen aufgrund höherer Kohlenstoffbindung stärker zur Eindämmung des Klimawandels bei als solche ohne Holzeinschlag

Die Annahme besagt, dass eine aktive Waldbewirtschaftung mit Holznutzung eine höhere Netto-Kohlenstoffbindung bewirkt als passiver Schutz oder die natürliche Waldentwicklung, und dass sich dieser Vorteil bei der Kohlenstoffbindung über politikrelevante Zeithorizonte hinweg in einer stärkeren Netto-Reduzierung der CO_2 -Konzentrationen in der Atmosphäre niederschlägt. Damit die Annahme zuträfe, müssten zwei Teilannahmen gleichzeitig gültig sein: Forstlich genutzte Wälder müssten mehr Kohlenstoff pro Flächeneinheit und Zeiteinheit binden als ungenutzte Wälder, und dieser Vorteil müsste als messbare Nettoverringerung der atmosphärischen Konzentrationen bestehen bleiben, nachdem alle relevanten Kohlenstoffflüsse – einschließlich der Kohlenstoffbilanz der Ernte, der Auswirkungen auf den Boden und der langfristigen Dynamik von Holzprodukten – berücksichtigt worden wären.

Die zuvor dargestellten Befunde lassen sich im Rahmen eines grundlegenden Zielkonflikts zwischen Kohlenstoffvorräten (Speicher) und Kohlenstoffflüssen (Flüsse) interpretieren. Zur Holzgewinnung bewirtschaftete Wälder weisen häufig höhere jährliche Kohlenstoffbindungsraten auf als ältere, forstlich ungenutzte Wälder. Dies liegt unter anderem daran, dass junge und mittelalte Bestände relativ zu ihren bestehenden Kohlenstoffvorräten oftmals hohe Zuwachsraten erreichen. Hinzu kommen potenzielle Substitutionseffekte durch die Nutzung von Holzprodukten. Forstlich ungenutzte Wälder weisen demgegenüber in der Regel deutlich größere Kohlenstoffvorräte in der lebenden Biomasse, im Totholz und im Boden auf (Kun et al. 2020).

Die Evidenzlage spricht überwiegend gegen die Annahme, dass eine aktive extraktionsbasierte Waldbewirtschaftung grundsätzlich höhere Klimaschutzleistungen erbringt als die natürliche Waldentwicklung. Von den ausgewerteten Studien widersprechen 64 Untersuchungen dieser Annahme, während lediglich 17 Studien die Überlegenheit genutzter Wälder ohne Berücksichtigung von Holzprodukten oder Substitutionseffekten stützen (Abb. 1).

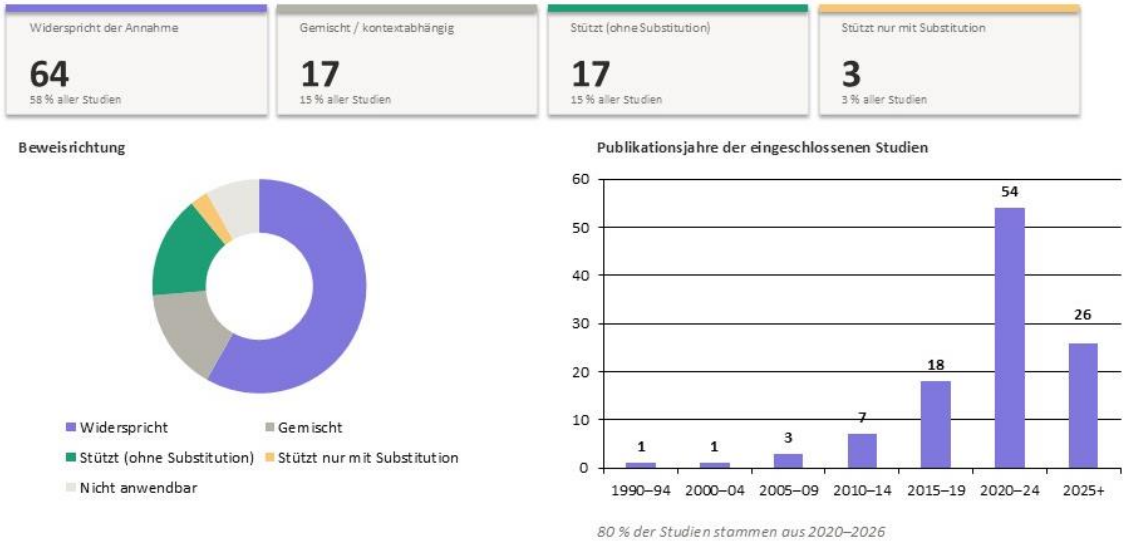


Abbildung 1 Übersicht der Evidenzlage der Annahme 1 – Tragen forstlich genutzte Wälder durch höhere Kohlenstoffbindung stärker zum Klimaschutz bei? Verteilung der ausgewerteten Studien nach Beweisrichtung (64 widersprechend, 17 stützend ohne Holzprodukte/Substitution).

Auch unter Einbeziehung von Holzprodukten und Substitutionswirkungen verschiebt sich dieses Verhältnis zwar zugunsten der Bewirtschaftung, kehrt sich jedoch nicht um (Abb. 2).

Für die Klimawirkung von Waldökosystemen sind sowohl Kohlenstoffflüsse als auch Kohlenstoffvorräte relevant. Während hohe Zuwachsraten die jährliche Kohlenstoffaufnahme bestimmen, beeinflussen große und langfristig stabile Kohlenstoffvorräte die kumulative Menge an Kohlenstoff, die der Atmosphäre entzogen bleibt. Die Bewertung unterschiedlicher Bewirtschaftungsstrategien hängt daher wesentlich davon ab, ob der Schwerpunkt auf kurzfristigen Kohlenstoffflüssen oder auf der langfristigen Erhaltung großer Kohlenstoffspeicher liegt.

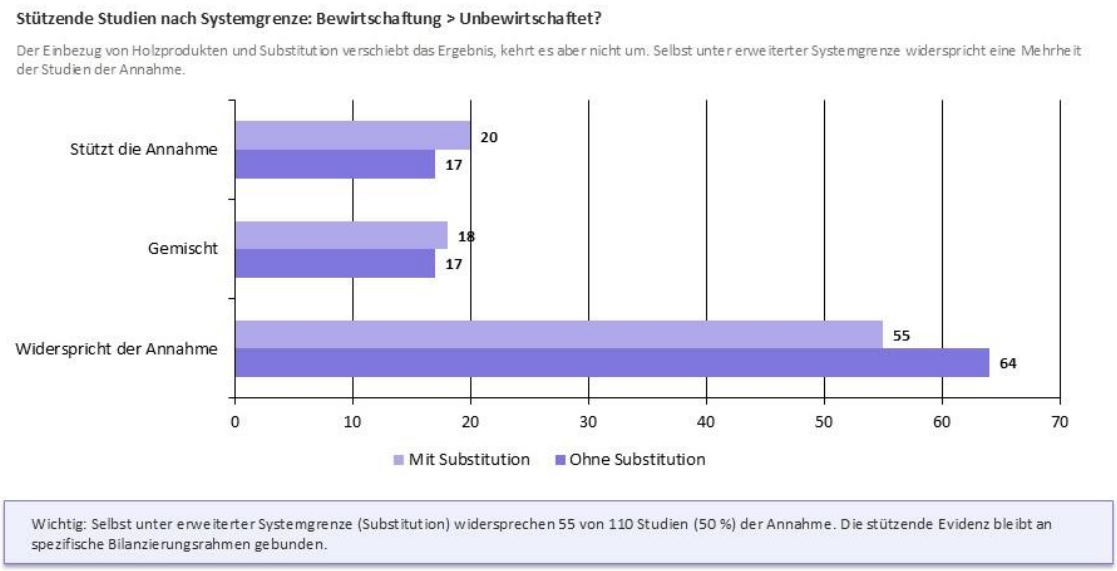


Abbildung 2 Vergleich der Evidenzlage mit und ohne Einbezug von Holzprodukten und Substitutionseffekten.

Stützende Belege für die Annahme stammen primär aus integrierten Modellierungen, die Holzprodukte und Materialsubstitution miteinbeziehen (Klein et al. 2013; Synek et al. 2025). Extraktiv genutzte Bestände können zwar zu bestimmten Zeitpunkten ihrer Umtriebszeit, insbesondere im Altersbereich von 20 bis 60 Jahren, eine höhere Nettoprimärproduktion aufrechterhalten, da die Entfernung konkurrierender Stämme die Ressourcen auf die verbleibenden Bäume konzentriert und so das Wachstum auf Bestandsniveau vorübergehend steigert (Jandl et al. 2007; Alfieri et al. 2025). Auf Bestandesniveau impliziert die negative Korrelation zwischen dem mittleren Baumdurchmesser und der Kohlenstoffbindungsrate, dass junge Produktionsbestände höhere jährliche Bruttozuwächse pro Hektar erzielen können als manche Altbestände mit hohen mittleren Durchmessern (Springer et al. 2024; Akujärvi et al. 2026).

Die Gewichtung der empirischen Belege aus europäischen Messungen im Feld, Langzeitinventardaten und Eddy-Kovarianz-Flux-Studien widerspricht jedoch der Annahme in ihrer strengen Form in allen Dimensionen der Kohlenstoffbilanz.

Wie schon dargestellt, hat die Studie von Luyssaert et al. (2008) wesentlich dazu beigetragen, erstmals die Annahme einer weitgehenden Kohlenstoffneutralität alter Wälder deutlich in Frage zu stellen. Abgesehen von der methodischen Kritik wurden später auch weitere Untersuchungen vorgelegt, die bestätigen, dass Primär- und Altwälder deutlich höhere Kohlenstoffvorräte aufweisen als forstlich genutzte Vergleichsbestände (Keith et al. 2024; Markuljaková et al. 2025b, 2025a). Gleichzeitig zeigen die Extremjahre 2017 bis 2022, dass insbesondere intensiv genutzte und gleichaltrige Bestände unter den Bedingungen zunehmender Trockenheit und Hitze zeitweise zu Netto-Kohlenstoffquellen werden können (Rock et al. 2025; Thumb von Neuburg et al. 2026). Es geht – gerade angesichts zunehmender Witterungsextreme - nicht nur um den Kohlenstoffspeicherbestand, sondern auch um dessen Stabilität, die mit forstlichen Eingriffen oftmals abnimmt.

Die Bewirtschaftung verursacht zudem eine unmittelbare und quantifizierbare

Kohlenstoffschuld. Durch die Ernte wird Biomasse mit maximalem Kohlenstoffgehalt entnommen, wodurch der Bestand augenblicklich von einer Senke zu einer Quelle wird. Nach einem Kahlschlag sind etwa 20 Jahre erforderlich, bis der Nachwuchs den Status einer Netto-Kohlenstoffsenke wiederherstellt (Ameray et al. 2021; Laimer et al. 2026). Durchforstung mobilisiert durch den mikrobiellen Priming-Effekt jahrhundertealten Kohlenstoff im Unterboden (James & Harrison 2016; Gross et al. 2018). In vielen Szenarien führt die Ernte zur Substitution über Zeiträume von mehreren Jahrzehnten bis zu über einem Jahrhundert zu höheren Nettoemissionen in die Atmosphäre als bei einer Naturschutz-Baseline, bevor ein Gleichgewicht erreicht wird, sofern dies überhaupt innerhalb politikrelevanter Zeithorizonte realisiert wird (Soimakallio et al. 2016; Leturcq 2020; Schulte et al. 2022). Die Holznutzung beseitigt zudem systematisch den Totholzvorrat (Nagel et al. 2023).

Die modellbasierten Szenarien, die die Überlegenheit von Bewirtschaftungsmaßnahmen zur Emissionsminderung postulieren, stützen sich auf Substitutionsgutschriften, die mit vier strukturellen Problemen konfrontiert sind, wie die Erkenntnisse aus Kapitel 4 deutlich machen. Erstens werden sie um 70–84 % überschätzt, was auf Modellierungsfehler auf Komponentenebene zurückzuführen ist, da diese Substitutionsgutschriften Holz zuschreiben, das bereits in mineralischen Referenzgebäuden vorhanden ist (Yang et al. 2026b). Zweitens nehmen sie strukturell ab, wenn konkurrierende Sektoren dekarbonisieren, wobei die Vorteile für Europa bis 2100 voraussichtlich um bis zu 96 % schrumpfen werden (Brunet-Navarro et al. 2021; Boukhris et al. 2025a, 2025b). Drittens führt die Verlagerung von CO_2 -Emissionen – die für den europäischen Kontext auf 40–80 % geschätzt wird – zu einer Umverteilung statt zu einer Eliminierung der behaupteten vermiedenen Emissionen (Rüter et al. 2015; Schulte et al. 2025). Schon unter Berücksichtigung dieser Einschränkungen verringert sich der verbleibende Klimavorteil bewirtschafteter Szenarien erheblich. Ein viertes Problem ergibt sich mit dem Risiko, dass forstliche Kulturen in Zukunft weniger verlässlich wachsen werden und die forstinduzierte Freisetzung von Kohlenstoff etwa aus Böden sogar zunehmen könnte (siehe auch Annahme 2).

Insgesamt wird also die erste Annahme zur Überlegenheit forstlich genutzter Wälder durch die vorhandene Evidenz nicht gestützt. Hinsichtlich der gesamten Ökosystem-Kohlenstoffvorräte zeigen geschützte Wälder konsistent höhere Werte als forstlich genutzte Bestände. Die zugrundeliegende Argumentation stützt sich zudem auf eine mittlerweile widerlegte Hypothese zur Kohlenstoffneutralität alter Wälder sowie auf Substitutionsgutschriften, deren methodische Grundlage umstritten ist, da sie häufig überschätzt werden, Kohlenstoffverlagerungen nicht vollständig abbilden und nur unter restriktiven Annahmen gültig sind. Die empirische Evidenzlage aus Eddy-Kovarianz-Messungen, nationalen Waldinventaren, Pairplot-Studien, Metaanalysen und replizierten Felduntersuchungen über verschiedene Länder und Waldtypen hinweg zeigt hingegen ein konsistentes Bild zugunsten höherer Kohlenstoffspeicherung in geschützten Wäldern. Da rund 80 % der ausgewerteten Arbeiten zwischen 2020 und 2026 veröffentlicht wurden, spiegeln die Ergebnisse weitgehend den aktuellen Stand der Forschung wider. In ihrer Gesamtheit ist die Beweisqualität

entsprechend hoch und in ihrer Richtung eindeutig.

Annahme 2: Forstlich genutzte Wälder sind gegenüber dem Klimawandel widerstandsfähiger als Wälder ohne Holzeinschlag

Die zweite Annahme geht davon aus, dass forstliche Eingriffe Bestände hervorbringen, die widerstandsfähiger gegenüber den durch den Klimawandel zunehmenden Störungen und abiotischen Stressfaktoren sind als sich selbst überlassene Wälder. Damit diese Annahme zutrifft, müssten forstlich genutzte Bestände nachweislich bessere Ergebnisse in allen zentralen Dimensionen der Resilienz erzielen: bei der Widerstandsfähigkeit gegenüber anfänglichen Schäden, der Geschwindigkeit und Qualität der Regeneration sowie der langfristigen Stabilität ökologischer Funktionen.

Die Evidenzlage zu Annahme 2 ist quantitativ eindeutig: Von 87 berücksichtigten Studien widersprechen 53 (61 %) der Annahme, dass forstlich genutzte Wälder gegenüber Klimaextremen resilienter sind als Bestände ohne Holzeinschlag; weitere 18 (21 %) liefern gemischte, kontextabhängige Befunde (Abb. 3). Nur 16 Studien (18 %) stützen die Annahme ganz oder teilweise - und dies überwiegend unter spezifisch eingegrenzten Bedingungen. Bemerkenswert ist das Verhältnis nach Studiendesign: Während 69 % der Freilandstudien der Annahme widersprechen, tun dies nur 46 % der Modellierungsstudien. Die stützende Evidenz ist damit methodisch ungleich verteilt und beruht überproportional auf Simulationen, nicht auf direkten Messungen im Wald.

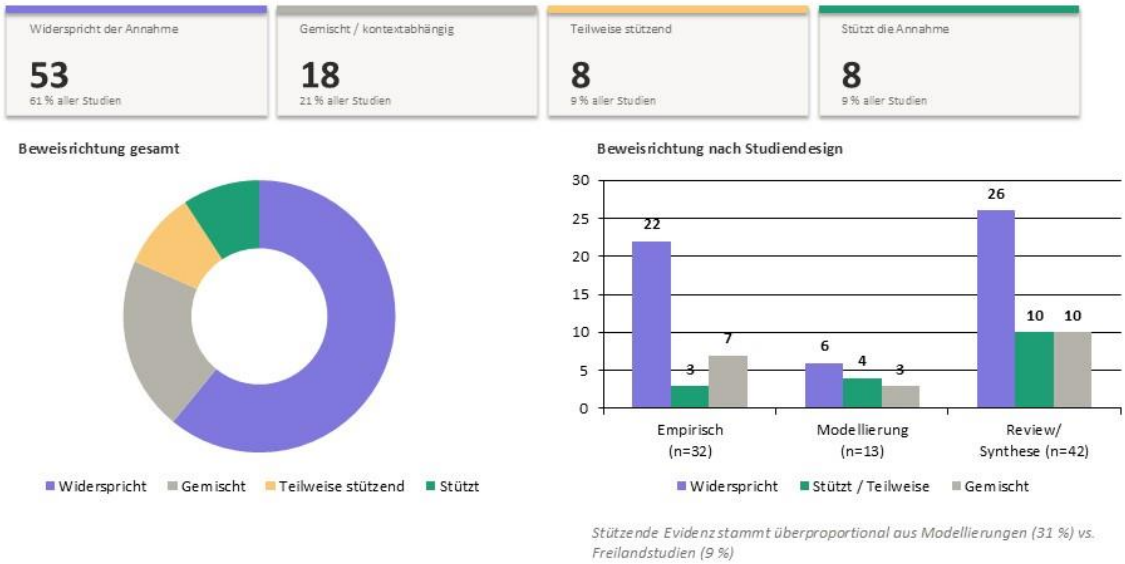


Abbildung 3 Evidenzlage zu Annahme 2 – Sind forstlich genutzte Wälder widerstandsfähiger gegenüber dem Klimawandel? Verteilung der 87 ausgewerteten Studien nach Beweisrichtung (53 widersprechend, 18 gemischt, 16 stützend).

Daraus ergibt sich eine methodische Einschränkung hinsichtlich des untersuchten Zeithorizonts. Die meisten Freilandstudien erfassen Resilienzparameter nur über 5 bis 20 Jahre. Für die Bewertung langfristiger Resilienz, also der Aufrechterhaltung ökologischer Funktionen über Jahrhunderte, werden deswegen vor allem Modellierungen verwendet.

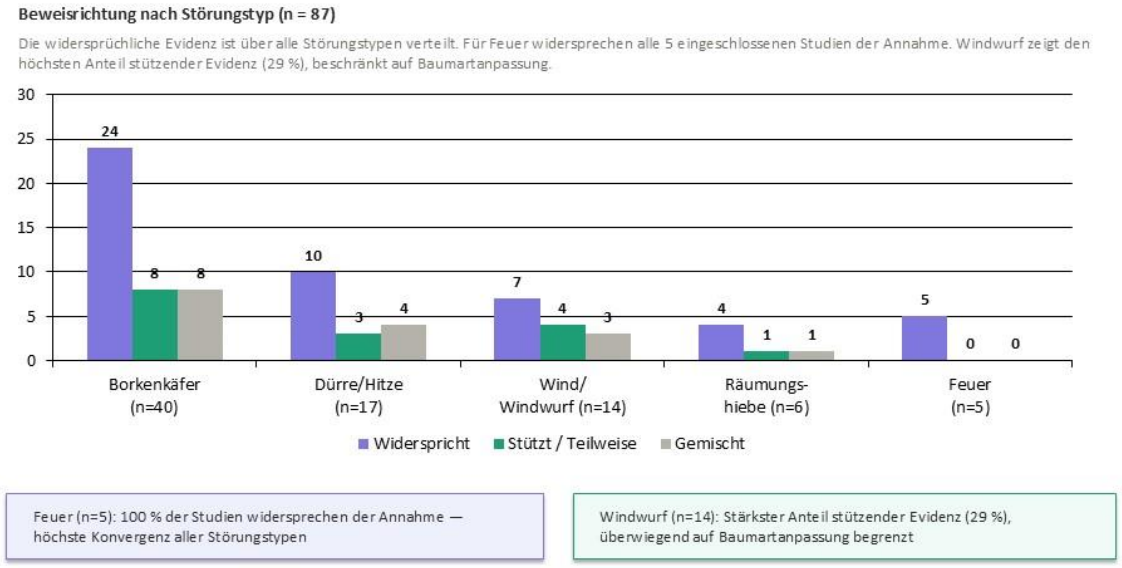


Abbildung 4 Verteilung der Evidenzrichtung nach Störungstyp (n = 87). Dargestellt ist die Anzahl der Studien, deren Ergebnisse der untersuchten Annahme widersprechen, sie stützen bzw. teilweise stützen oder gemischte Evidenz liefern. Feuer weist dabei ausschließlich widersprechende Evidenz auf, während Windwurf mit 29 % den höchsten Anteil stützender bzw. teilweise stützender Evidenz zeigt.

Diese Modellierungen sind ihrerseits jedoch stark von den eingebetteten Störungsszenarien und Ausgangsannahmen abhängig. Gerade die Studien, die einen Resilienzgewinn durch aktives Management über 100 Jahre modellieren (Liu et al. 2025), sind damit von Unsicherheiten in einem Maß geprägt, das bei direkten Feldvergleichen nicht gegeben ist.

Der direkteste verfügbare empirische Beleg ist der Vergleich der tatsächlichen Störungsraten und -schweregrade in forstlich genutzten und Beständen ohne Holzeinschlag. Forstlich ungenutzte Wälder in Deutschland weisen eine um 22 % niedrigere Störungsrate und eine um 32 % geringere Störungsschwere auf als vergleichbare genutzte Wälder, wobei sich diese Vorteile in klimatisch extremen Jahren noch verstärken (Krüger et al. 2025). Ungleichaltrige Wälder weisen um ca. 31 % niedrigere Störungsraten und um über 36 % geringere Störungshäufigkeiten auf als gleichaltrige, forstlich genutzte Bestände (Mohr et al. 2024). Diese Ergebnisse widersprechen der Annahme direkt auf ihrer grundlegenden empirischen Ebene, da forstlich genutzte Wälder im Durchschnitt häufiger und stärker von Störungen betroffen sind als ihre Pendants ohne Holzeinschlag.

Bei der Betrachtung der Resilienz gegenüber verschiedene Störungsereignisse zeigen sich Unterschiede in der Evidenz. Für Feuer widersprechen alle fünf eingeschlossenen Studien der Annahme, was darauf

hindeutet, dass forstliche Eingriffe die Post-Feuer-Resilienz konsistent nicht verbessern, sondern durch Räumung der Baumbiomasse häufig verschlechtern. Für Borkenkäfer und Dürre liegt der widersprechende Anteil bei 60 bzw. 59 %. Lediglich bei Windwurf (50 % widersprechend, 29 % stützend) ist das Bild differenzierter; hier findet sich der relativ stärkste Anteil stützender Evidenz, der sich jedoch überwiegend auf aktive Baumartanpassung, nicht auf strukturelle Durchforstung, bezieht (Abb. 4).

Die Evidenz stützt die Annahme jedoch in einem klar abgegrenzten Szenario: der aktiven Umwandlung klimatisch vulnerabler Monokulturen, insbesondere von Fichtenreinbeständen an Standorten unterhalb ihrer klimatischen Nische, hin zu struktur- und artenreichen Mischbeständen. Dieser Befund ist robuster Bestandteil der Literatur (Forzieri et al. 2024; Liu et al. 2025), gilt jedoch für einen Forsttyp, der durch das vorangegangene Bewirtschaftungsparadigma überhaupt erst erzeugt wurde. In diesem spezifischen Sinne kann eine passive, ungesteuerte Regeneration an fichtendominierten Standorten strukturell intakte, aber funktional fehlangepasste Bestände hervorbringen, die für einen künftigen klimabedingten Zusammenbruch prädestiniert sind. Die Argumentation verkennt allerdings, dass sich auf vielen Fichtenkalamitätsflächen durchaus diverse Laubbäume einstellen und ein selbstorganisierter Wandel des Artenspektrums erfolgt (eigene Daten). Man müsste streng genommen die Zusätzlichkeit der positiven Effekte aktiven Managements belegen. Wichtig ist außerdem festzuhalten: Für naturnahe Laubwaldökosysteme fehlt eine analoge Evidenz für einen langfristigen Resilienzgewinn durch aktive Eingriffe gegenüber natürlicher Entwicklung.

Die häufig zitierte Gefahr der klimatischen Fehlanpassung in sich selbst erneuernden Beständen gilt primär für die Fichtenregeneration, nicht für natürliche Sukzessionsdynamik in Laubwäldern, wo ein selbstorganisierter Artenwandel empirisch dokumentiert ist. Auch dieses Problem ist kontextabhängig, da auf vielen Kalamitätsflächen nach dem Absterben von Fichten gar nicht mehr (nur) Fichten aufwachsen.

Die höhere Resilienz von Wäldern ohne Holznutzung resultiert nicht aus einem statischen Zustand erhöhter Widerstandskraft, sondern ist das Ergebnis eines dynamischen Selbstregulierungssystems, das aus drei funktionell verknüpften Elementen besteht: strukturelle Komplexität (Dobor et al. 2020b), biologisch-ökologische Ausstattung (Thom et al. 2023; Seidl et al. 2024; Putzenlechner et al. 2025) und mikroklimatische Pufferfähigkeit (Blumröder et al. 2021; Menge et al. 2023; Adhikari et al. 2024). Diese Elemente wirken synergetisch und können durch einzelne forstliche Eingriffe gezielt oder unbeabsichtigt geschwächt werden. Hinzu kommt auch noch das Ausbleiben von anthropogenen Störungen, die mit der Holzernte in Verbindung stehen wie z.B. Befahrung/ Rückegassen und Bodenverdichtung (Nazari et al. 2021; Latterini et al. 2024; Klein-Raufhake et al. 2024).

Die forstliche Praxis begründet Eingriffe nach Störungen regelmäßig mit Pflanzengesundheits- und Sicherheitsargumenten. Die Evidenz zeigt jedoch, dass gerade diese Eingriffe als *sekundäre Störung* wirken, die das Entwicklungspotenzial weiter verringern können. Sie entfernen die Vorverjüngung schattentoleranter Arten der Spätsukzession, vernichten die mikroklimatische Pufferfunktion stehenden

Totholzes und verschieben die Sukzession systematisch hin zu frühsukzessionalen, strukturell anfälligeren Beständen (Taeroe et al. 2019; Cerioni et al. 2024; Putzenlechner et al. 2025). Der verbreitete Verweis auf kurzfristige Diversitätsgewinne, etwa bei Insekten oder Krautvegetation nach Räumungshieben, löst dieses Problem nicht, weil die stärkere – ggf. nur vorübergehende - Präsenz einzelner ausgewählter taxonomischer Gruppen kein hinreichender Indikator für ökosystemare Resilienz ist (vgl. Walesiak et al. 2024).

Die Annahme größerer Widerstandsfähigkeit forstlich genutzter Wälder im Klimawandel lässt sich nicht als allgemeiner Grundsatz stützen. Die quantitativen Belege zu Störungsraten, der Erholung der Artenzusammensetzung und der Regulierung des Mikroklimas sprechen in Bezug auf die ökologische Resilienz durchweg für forstlich ungenutzte Wälder. Die Annahme trifft aber auf einen engen und spezifischen Fall zu. Eine aktive Anpassung der Baumartenzusammensetzung in Monokulturen von klimatisch anfälligen Arten hin zu widerstandsfähigeren Mischbeständen kann die funktionale Resilienz von Wäldern gegenüber einer rein passiven, unbeeinflussten Regeneration deutlich erhöhen. Dies ist eine standort-, arten- und bewirtschaftungsansatzspezifische Erkenntnis, nicht eine allgemeine Überlegenheit der Bewirtschaftung gegenüber der natürlichen Entwicklung. Die Evidenzqualität für die Feststellung zur Störungsresistenz ist hoch und basiert auf direkten empirischen Vergleichen unter kontrollierten Bedingungen (Mohr et al. 2024; Krüger et al. 2025). Die Evidenz zur Zusammensetzungsanpassung, die eine gezielte aktive Bewirtschaftung begünstigt, ist in erster Linie modellbasiert und standortspezifisch und sollte als moderat eingestuft werden.

Annahme 3: Klimasmarte Forstwirtschaft erhöht Resistenz und Resilienz von Wäldern im Vergleich zu einer Bewirtschaftung ohne Maßnahmen

Klimasmarte Forstwirtschaft wird als adaptive, technologiegestützte Bewirtschaftung definiert, die ausdrücklich auf Klimaschutz- und Anpassungsziele ausgerichtet ist und sich in der Praxis von der konventionellen Bewirtschaftung dadurch unterscheidet, dass sie unter anderem eine adaptive Artenauswahl, eine auf die Physiologie einzelner Bäume abgestimmte Durchforstung und die Erhaltung der strukturellen Komplexität umfasst. Diese dritte Annahme geht davon aus, dass klimasmarte Forstwirtschaft nachweislich widerstandsfähigere Wälder hervorbringt als entweder eine forstlich unbeeinflusste natürliche Entwicklung oder eine konventionelle Bewirtschaftung.

Die Evidenzlage zu Annahme 3 unterscheidet sich grundlegend von den Annahmen 1 und 2. Von den 71 ausgewerteten Studien stützen 82 % die Annahme, dass klimasmarte Forstwirtschaft die Resilienz von Wäldern gegenüber den Folgen des Klimawandels erhöht (Abb. 5). Damit handelt es sich um die einzige der vier untersuchten Annahmen, für die eine deutliche Mehrheit der Studien zu einem positiven Ergebnis gelangt. Dieser Befund bedarf jedoch einer differenzierten Einordnung, da die hohe Zustimmungsrate die Aussagekraft der Annahme nur eingeschränkt widerspiegelt.

Der zentrale Befund der Analyse liegt weniger in der Verteilung der Beweisrichtungen als in der nahezu durchgängigen Gleichzeitigkeit positiver und negativer Wirkungen. Insgesamt dokumentieren 68 der 71 Studien (96 %)

neben den berichteten Resilienzgewinnen zugleich Zielkonflikte, kontextspezifische Einschränkungen oder negative Auswirkungen auf anderen Systemebenen (Abb. 6).

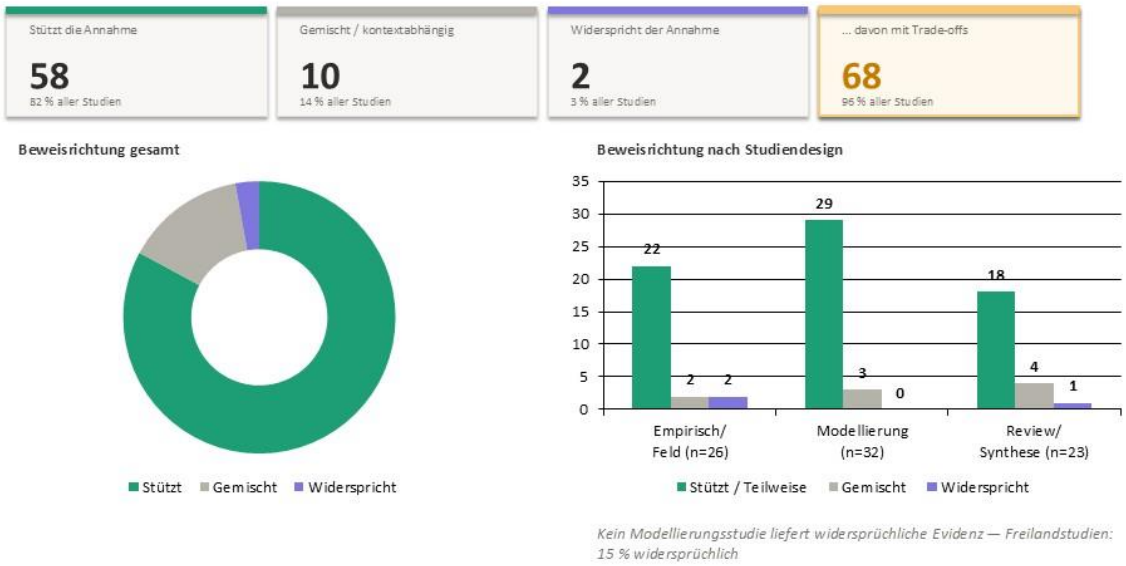


Abbildung 5 Evidenzlage zu Annahme 3 – Erhöht klimasmarte Forstwirtschaft die Widerstandsfähigkeit gegenüber einer Bewirtschaftung ohne Maßnahmen? Verteilung der 71 ausgewerteten Studien nach Beweisrichtung (82 % stützend).

Diese ausgeprägte Ambivalenz kann nicht als Ausnahmeerscheinung interpretiert werden. Vielmehr verdeutlicht sie, dass Maßnahmen der klimasmarten Forstwirtschaft in komplexe ökologische Systeme eingreifen, in denen Verbesserungen einzelner Resilienzkomponenten regelmäßig mit Nachteilen an anderer Stelle verbunden sind.

Am besten lässt sich das am Beispiel der Durchforstung zeigen, der häufigsten und empirisch am besten untersuchten Maßnahme der klimasmarten Waldbewirtschaftung (Abb. 7). Intensive Durchforstung reduziert Konkurrenzstress, erhöht die hydraulische Effizienz der verbleibenden Bäume und verringert die Trockenheitsanfälligkeit.

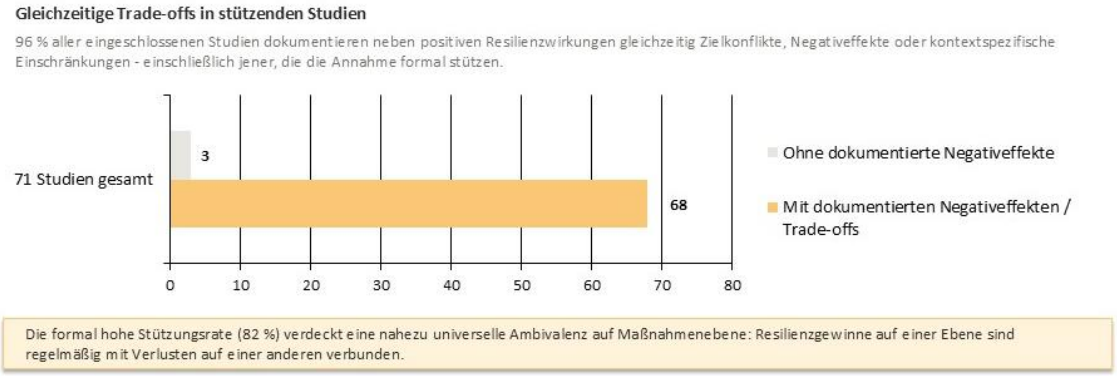


Abbildung 6 68 der 71 Studien (96 %) dokumentieren neben den Resilienzgewinnen zugleich Zielkonflikte, kontextspezifische Einschränkungen oder negative Auswirkungen auf anderen Systemebenen.

Gleichzeitig öffnet sie das Kronendach, erhöht das Dampfdruckdefizit, verringert die mikroklimatische Pufferwirkung und kann jenseits artspezifischer Stabilitätsschwellen die Windwurfanfälligkeit erhöhen – drei Mechanismen, die jene Extremereignisse verstärken können, gegenüber denen CSF-Maßnahmen eigentlich schützen sollen (Sohn et al. 2016; Blumröder et al. 2021; Zamora-Pereira et al. 2021; Piazza et al. 2024a; Saponaro et al. 2025; Rummukainen 2026). Diese negativen Auswirkungen sind keine zufälligen Ausnahmen, sondern die unvermeidliche Folge des Eingreifens in adaptive Zyklen strukturell komplexer Systeme.

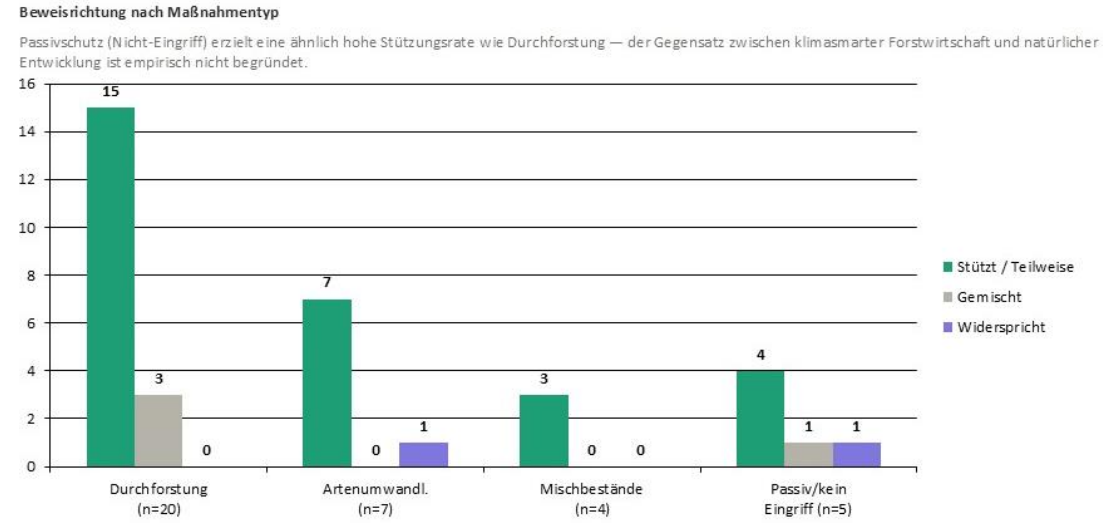


Abbildung 7 Vergleich der Evidenzlage nach Maßnahmentyp.

Eine zweite interpretative Herausforderung liegt in der systematischen Diskrepanz zwischen der Resilienz-Definition, die in vielen Studien der klimasmarten Waldbewirtschaftung verwendet wird, und dem Resilienzverständnis der ökologischen Theorie. Während überwiegend technische Resilienz – also Erholungsgeschwindigkeit und Wachstumsleistung nach Störungen – untersucht wird, beschreibt ökologische Resilienz im wissenschaftlichen Sinne die Fähigkeit eines Systems, Störungen zu absorbieren und seine funktionale Organisation aufrechtzuerhalten (Holling 1973; Gunderson & Holling 2002; Tognetti et al. 2022; Alawode et al. 2026).

Methodisch ist hervorzuheben, dass 45 % der berücksichtigten Studien auf Modellierungen beruhen und in keinem Falle eine widersprüchliche Evidenzrichtung identifiziert wurde. Demgegenüber zeigen Freilandstudien ebenfalls überwiegend unterstützende Ergebnisse, weisen jedoch den höchsten Anteil an widersprüchlichen bzw. gemischten Befunden auf (15 % gegenüber 0 % in Modellierungsstudien). Diese Differenz lässt sich teilweise dadurch erklären, dass Modellierungen typischerweise auf eng definierte Zielgrößen kalibriert sind, während Freilandstudien auch unvorhergesehene oder indirekte Effekte von Maßnahmen erfassen und damit eine höhere ökologische Komplexität abbilden.

Ergänzend ist auf einen Befund der Makroebene hinzuweisen, der in den einzelnen eingeschlossenen Studien nicht explizit adressiert wird, jedoch für die Gesamtbewertung von zentraler Bedeutung ist: Trotz des in der EU-Forstpolitik verbreiteten Narrativs der klimasmarten Waldbewirtschaftung ist die europäische Waldkohlenstoffsenke seit mehreren Jahren rückläufig (Korosuo et al. 2023). Diese Diskrepanz zwischen der auf Bestandesebene postulierten Wirksamkeit und den beobachteten systemischen Trends legt entweder Defizite in der Umsetzung forstpolitischer Maßnahmen nahe oder deutet darauf hin, dass positive Einzelbefunde unter realen, großräumigen Bewirtschaftungsbedingungen nicht linear bzw. nicht vollständig skalieren (Hetemäki & Verkerk 2022; Korosuo et al. 2023).

Bemerkenswert ist in diesem Zusammenhang, dass die fünf untersuchten Studien zum Passivschutz eine Stützungsrate von 80 % aufweisen, die nahezu identisch mit jener der Durchforstungsstudien (75 %) ist. Dieser Befund stellt den häufig angenommenen Gegensatz zwischen „klimasmart orientierten“ Bewirtschaftungsansätzen und Schutzstrategien empirisch in Frage und relativiert ihn deutlich. Die Ergebnisse weisen darauf hin, dass sich im Rahmen natürlicher Waldentwicklung vergleichbare Resilienzeigenschaften bei zugleich deutlich geringerer Eingriffsintensität ausbilden können. Entsprechend wird die forstliche ungenutzte bzw. passiv geschützte Waldentwicklung in der Literatur in verschiedenen Kontexten als ökologisch tragfähige Alternative zu aktiv bewirtschafteten Systemen beschrieben (Dollinger et al. 2023).

Die aktive Umwandlung vulnerabler Monokulturen – insbesondere von Fichtenreinbeständen außerhalb ihrer klimatischen Nische – in struktur- und artenreiche Mischbestände stellt einen der am besten belegten Anwendungsfälle der klimasmarten Waldbewirtschaftung dar (Jandl et al. 2019; Forzieri et al. 2024; Liu et al. 2025; Malliarou et al. 2026). Zur Untermauerung der Notwendigkeit und Wirksamkeit der umgesetzten Maßnahmen fehlt in der Regel der Beleg und die Quantifizierung der Zusätzlichkeit durch Vergleich mit geeigneten Referenzflächen

ohne Behandlung. Für naturnahe Laubwälder fehlt eine analoge Evidenz für einen Resilienzgewinn durch aktive Interventionen gegenüber natürlicher Entwicklung völlig.

Somit lässt sich festhalten, dass die Annahme der Wirksamkeit klimasmarter Waldbewirtschaftung nur bedingt gestützt wird, und es Einschränkungen hinsichtlich Umfang, Kontext und Definition gibt. Die hohe formale Zustimmungsrate von 82 % verdeckt eine nahezu universelle Ambivalenz auf Maßnahmenebene: 96 % der Studien dokumentieren neben positiven Resilienzeffekten gleichzeitig Zielkonflikte oder negative Begleitwirkungen. Hinzu kommt eine deutliche Abhängigkeit der Ergebnisse vom Studiendesign, da ausschließlich Modellstudien konsistent positive Befunde liefern, während Freilandstudien einen wesentlich höheren Anteil widersprüchlicher Ergebnisse aufweisen. Eine weitere Einschränkung der Evidenz betrifft die zugrundeliegende Definition von Resilienz. Die Mehrzahl der Studien bewertet primär technische Resilienz, also die Erholungsgeschwindigkeit oder Produktivität nach Störungen, während die ökologische Resilienz – die Fähigkeit eines Systems, Störungen zu absorbieren und seine Funktionen langfristig aufrechtzuerhalten – deutlich seltener untersucht wird. Darüber hinaus lassen sich die zentralen stützenden Befunde, die aus Untersuchungen klimatisch vulnerabler, strukturarmer Wirtschaftswälder stammen, nur eingeschränkt oder gar nicht auf naturnahe Laubwälder übertragen.

Spezifische Maßnahmen der klimasmarten Forstwirtschaft, insbesondere gut abgestimmte Durchforstungen an Standorten mit anfälligen, dichten Monokulturen und gezielte Diversifizierung durch Mischbestände unter Einbeziehung dürreangepasster Arten, werden durch glaubwürdige empirische Belege als Instrumente zur Erhöhung der technischen Resilienz von Beständen gestützt, die andernfalls hochgradig anfällig wären. Als allgemeine These scheitert die Annahme jedoch aus drei Gründen. Die Vorteile hängen streng vom Standorttyp, dem betrachteten Zeitraum und Entwicklungsfenster sowie dem Störungsregime ab. Der zugrundeliegende Resilienzrahmen ist systematisch auf technische Resilienz ausgerichtet, auf Kosten der ökologischen Resilienz, außerdem bestätigen die empirischen Daten auf Makroebene nicht, dass der Ansatz auf seiner operativen Ebene verlässlich zu Resilienz führt. Evidenzbasiert konsistent wäre nicht die klimasmarte Forstwirtschaft als Gegensatz zur nicht-aktiven Bewirtschaftung, sondern eine differenzierte Strategie der Erhaltung einer hochwertigen biologisch-ökologischen Ausstattung in Kombination mit einer gezielten, aber behutsamen Artendiversifizierung während der Zeitfenster nach Störungen – ein Ansatz, der eng mit dem Konzept der Erhaltungsforstwirtschaft verbunden ist, das sich explizit auf die selbstorganisierenden Resilienzmechanismen von Wäldern ohne Holzeinschlag stützt und gleichzeitig ggf. sorgfältig ausgewählte „ökosystemfreundliche“ Baumarten fördert (Wang et al. 2025; Krüger et al. 2026; Schick et al. 2026; Washaya et al. 2026). Die Belege für spezifische Maßnahmen sind glaubwürdig, stammen jedoch in erster Linie aus experimentellen Studien nach einzelnen Störereignissen oder beruhen auf kurzfristigen Beobachtungen und Simulationsmodellen. Sie sollten entsprechend als mäßig bewertet werden. Die widersprüchlichen Belege zu Störungsraten in forstlich genutzten

gegenüber ungenutzten Wäldern sind hingegen empirisch fundiert.

Annahme 4: Die Substitution von Nichtholzmaterialien und -brennstoffen leistet einen größeren Beitrag zum Klimaschutz als der Verzicht auf Holzernte

Die Annahme besagt, dass die Ernte von Wäldern zur Herstellung von Holzprodukten und damit die Substitution fossilintensiver Materialien wie Stahl, Beton und Kunststoffen zu einer erheblichen und nachweisbaren Nettoverringerung der Treibhausgaskonzentrationen in der Atmosphäre führt, die den Klimaschutzbeitrag übersteigt, der erzielt würde, wenn die Wälder forstlich ungenutzt blieben. Damit die Annahme gültig ist, müssen drei Bedingungen gleichzeitig erfüllt sein. Die Substitution von Nicht-Holz-Alternativen durch Holz muss messbare vermiedene Emissionen erzeugen, die nicht durch die Kohlenstoffbilanz der Ernte und Verarbeitung ausgeglichen werden. Diese Vorteile müssen über politikrelevante Zeithorizonte hinweg dauerhaft sein und sie müssen die fortlaufende Kohlenstoffanreicherung in Wäldern ohne Holzeinschlag übersteigen, die weiterhin Kohlenstoff in allen fünf Speichern binden.

Die Evidenzlage zu Annahme 4 zeigt, dass die Bewertung der Holzsubstitution entscheidend vom gewählten Systemrahmen abhängt. Von den 54 ausgewerteten Studien widersprechen 25 (46 %) der Annahme, acht Studien (15 %) liefern gemischte Befunde, neun Studien (17 %) stützen sie teilweise und lediglich 12 Studien (22 %) bestätigen die Annahme in ihrer starken Form (Abb. 8). Besonders deutlich wird dieser Zusammenhang bei der Berücksichtigung von Verlagerungseffekten. Werden Emissionsverlagerungen explizit modelliert, steigt der Anteil widersprechender Studien auf 62 %, während er bei Studien ohne Berücksichtigung von Marktreaktionen lediglich 47 % beträgt. Die Einbeziehung von Handelsströmen, Importsubstitutionen und grenzüberschreitenden Ernteverlagerungen führt damit systematisch zu einer kritischeren Bewertung der Substitutionshypothese.

Methodisch ist zu berücksichtigen, dass die überwiegende Mehrzahl der Studien modellbasiert arbeitet. Direkte empirische Messungen vermiedener Emissionen auf Marktebene liegen praktisch nicht vor, da Substitutionseffekte grundsätzlich auf kontrafaktischen Annahmen beruhen. Demgegenüber sind die Kohlenstoffvorräte von Wäldern ohne Holznutzung unmittelbar mess- und vor Ort verifizierbar. Biomasse, Totholz und Bodenkohlenstoff können vor Ort quantifiziert werden, ohne auf hypothetische Referenzsysteme oder Annahmen zu zukünftigen Marktentwicklungen angewiesen zu sein.



Abbildung 8 Evidenzlage zu Annahme 4 – Leistet die Substitution von Nichtholzmaterialien einen größeren Klimaschutzbeitrag als der Verzicht auf Holzernte? Verteilung der 54 ausgewerteten Studien nach Beweisrichtung (24 widersprechend, 6 gemischt, 12 teilweise, 12 stützend).

Die Evidenzbasis für die Substitutionsannahme ist durch eine grundlegende Diskrepanz zwischen soliden Belegen auf Produktebene und einem ausgeprägten Mangel an empirischer Bestätigung auf Markt-, Sektor- und Systemebene gekennzeichnet. Fünf strukturelle Probleme untergraben die Annahme eines substanziellen Beitrags zur Emissionsminderung.

Die meisten Substitutionsfaktoren beruhen auf kontrafaktischen Annahmen, wonach jedes eingesetzte Holzprodukt ein emissionsintensiveres Material vollständig ersetzt und die Referenzsysteme unverändert bleiben. Beide Voraussetzungen werden in realen Märkten jedoch nur eingeschränkt erfüllt. Neuere Untersuchungen zeigen, dass herkömmliche Bilanzierungsansätze die tatsächlichen Substitutionseffekte erheblich überschätzen können (Howard et al. 2021; Yang et al. 2026b). Hinzu kommt eine ausgeprägte zeitliche Dynamik der Substitutionseffekte sowie die außerordentlich hohe Variabilität der in der Literatur berichteten Verdrängungsfaktoren, weshalb unter realistischen Annahmen die erforderlichen Substitutionswirkungen häufig nicht erreicht werden (Abb. 9).

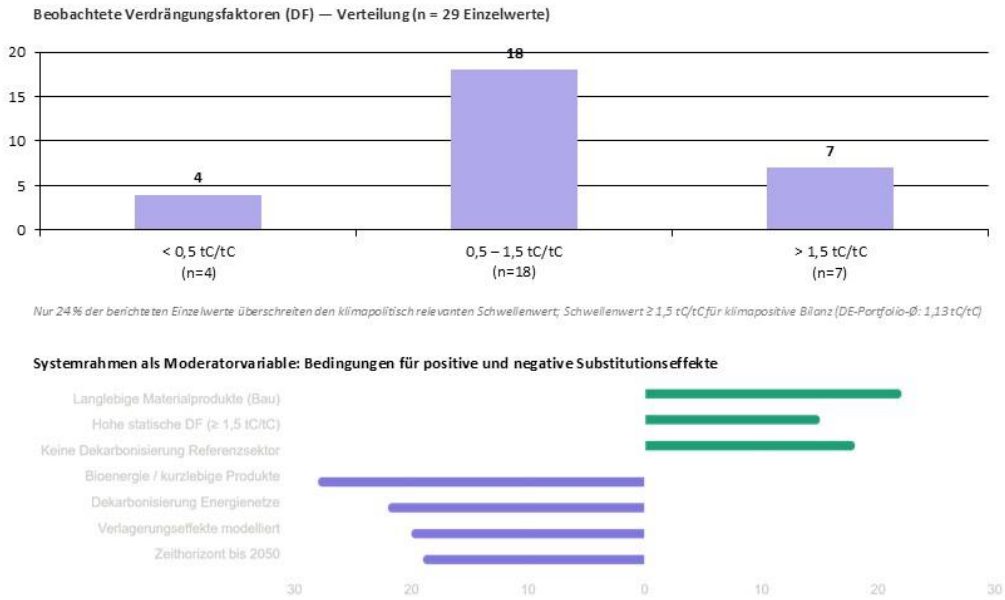


Abbildung 9 Evidenzlage zu den in der Literatur dokumentierten Verdrängungsfaktoren (oben) sowie den verschiedenen Variablen mit positiven und negativen Auswirkungen auf Substitutionseffekte.

Der Verdrängungsfaktor ist zudem keine absolute Eigenschaft von Holzprodukten, sondern ein relatives Maß für den Unterschied zwischen den Lebenszyklusemissionen von Holz und denjenigen der Materialien, die es unter einem bestimmten Energiesystem verdrängt. Mit der Dekarbonisierung konkurrierender Sektoren sinkt die Kohlenstoffintensität der Stahl-, Beton- und Aluminiumproduktion, und der Grenznutzen der Holzsubstitution nimmt entsprechend ab. Bei Stahl und Metallen ist das technische Potenzial am größten. Bis 2050 könnten ihre Emissionen um 99,7 bzw. 100 % sinken, wodurch der Substitutionsvorteil von Holz als Ersatz praktisch wegfallen würde (Buschbeck & Pauliuk 2022). Ähnliches gilt für Kunststoffe, bei denen Emissionsminderungen von bis zu 98,5 % erwartet werden. Beton ist aufgrund der prozessbedingten CO_2 -Emissionen der Zementherstellung schwieriger zu dekarbonisieren. Bis 2050 werden daher nur Emissionsminderungen von 50–70 % erwartet. Der klimatische Vorteil von Holz als Betonersatz dürfte somit länger bestehen bleiben als bei Stahl oder Kunststoffen (Buschbeck & Pauliuk 2022). Prognosen, die dynamische Verdrängungsfaktoren anwenden, die auf die Dekarbonisierungspfade des Pariser Abkommens abgestimmt sind, schätzen, dass die Vorteile der Materialsubstitution in Europa bis 2030 um 33 % und bis 2100 um bis zu 96 % zurückgehen werden (Brunet-Navarro et al. 2021; Boukhris et al. 2025a). Während sich der Nutzen der Holzsubstitution dadurch langfristig verringert, behalten die in Biomasse und Böden gespeicherten Kohlenstoffvorräte ihre Klimawirkung unabhängig von der Entwicklung anderer Sektoren.

Die Literatur differenziert zudem deutlich zwischen verschiedenen Verwendungsbereichen des Holzes. Die

robustesten und konsistentesten Substitutionseffekte werden für langlebige Holzprodukte im Bausektor berichtet, insbesondere beim Ersatz emissionsintensiver Baustoffe. Demgegenüber weisen energetische Nutzungen sowie kurzlebige Produkte wie Papier, Verpackungen oder Holzwerkstoffe häufig nur geringe oder sogar negative Nettoklimawirkungen auf, da die durch die Ernte verursachte Kohlenstoffschuld die kurzfristigen Substitutionsgewinne übersteigt und sich vielfach erst nach mehreren Jahrzehnten oder Jahrhunderten ausgleicht (Leturcq 2020; Schulte et al. 2022; Hu et al. 2025).

Entscheidend ist, dass der Hauptfaktor für diesen Schwellenwert nicht die Substitutionsleistung der nachgelagerten Holzindustrie ist, sondern die Biomasse-Dynamik der Wälder selbst. Das bestätigt, dass forstpolitische Entscheidungen bezüglich Bestandsalter, Umtriebszeit und Ernteintensität für das Netto-Klimaresultat folgenreicher sind als Verbesserungen der Substitutionseffizienz bei der Endnutzung. Die Vergleichsbasis ist zudem von Bedeutung. Forstlich ungenutzte Wälder generieren zwar keine Substitutionsgutschriften, sorgen jedoch über Jahrhunderte hinweg für eine kontinuierliche Kohlenstoffanreicherung in allen fünf Kohlenstoffspeichern (Oberirdische und unterirdische Biomasse, Totholz, Streuschicht und Bodenkohlenstoff, siehe Kapitel 1.1), was zudem sowohl zu Resistenz als auch Resilienz des Ökosystems beiträgt.

Die Verlängerung der Umtriebszeit, die es Wäldern ermöglicht, Kohlenstoff über längere Zeiträume ohne Ernte in lebender Biomasse zu speichern, schneidet innerhalb der für die Klimaziele 2030 und 2050 relevanten Zeiträume durchweg besser ab als die Substitutionsstrategie (Schulte et al. 2022).

Insgesamt lässt sich feststellen, dass die Annahme in ihrer starken Form nicht belegt ist. Die Annahme trifft lediglich in einem engen, technisch definierten Sinn zu. Einzelne Holzprodukte können unter den gegenwärtigen, statisch betrachteten Bedingungen geringere eingebettete Kohlenstoffemissionen aufweisen als fossilintensive Alternativen. Dieser Befund ist wissenschaftlich gut belegt, reicht jedoch nicht aus, um daraus einen insgesamt erheblichen Klimaschutzvorteil forstlich genutzter Wälder gegenüber ungenutzten bzw. geschützten Waldsystemen abzuleiten. Wälder ohne Holznutzung erzeugen eine fortlaufende, verifizierte und direkt messbare Kohlenstoffakkumulation, die keine kontrafaktische Modellierung erfordert, nicht mit der Dekarbonisierung anderer Sektoren erlischt, keine Verlagerung von CO_2 -Emissionen verursacht und keine Kohlenstoffschuld nach sich zieht. Der Substitutionsmechanismus weist keine dieser Eigenschaften auf, und die Literatur dokumentiert eine fortschreitende Annäherung seines effektiven Beitrags an den Wert Null im Laufe des 21. Jahrhunderts.

Die Evidenzqualität für die strukturellen Einschränkungen der Annahme – Überschätzung, Kohlenstoffschuld und Dekarbonisierungsdynamik – ist hoch, wobei mehrere unabhängige Analysen zu übereinstimmenden Ergebnissen kommen. Die Quantifizierung der Verlagerung ist angesichts der großen Bandbreite an Schätzungen moderat.

Die übergeordnete Annahme: Eine forstliche Nutzung und Steuerung ist notwendig, um die Wälder in Deutschland auch in Zukunft zu erhalten, da unbewirtschaftete Naturwälder verschwinden werden

Die von der Forstwirtschaft vorgebrachte übergeordnete Annahme wird in forstwissenschaftlicher Literatur sowie in der politischen Kommunikation in unterschiedlichen Formulierungen vertreten: Forstlich ungenutzte Wälder würden unter den Bedingungen des Klimawandels kollabieren, ihre Klimaschutzfunktion verlieren oder langfristig aus der Landschaft verschwinden, weshalb aktive forstliche Bewirtschaftung nicht lediglich eine wirtschaftliche Option, sondern eine systemische Notwendigkeit darstelle (Schulze et al. 2020; Jandl et al. 2024; Synek et al. 2025; Guignabert et al. 2024). Diese Annahme besteht aus zwei Komponenten, die beide zutreffen müssten, damit die Annahme Bestand hätte: einer beschreibenden Prämisse – dass Wälder in Deutschland ohne Holznutzung unter den künftigen Klima- und Störungsbedingungen nicht oder nur noch sehr viel schlechter funktionieren würden als genutzte – und einer normativen Schlussfolgerung, nämlich dass eine Bewirtschaftung daher notwendig sei, um dies zu verhindern. Es handelt sich um die folgenreichste der untersuchten Annahmen und liefert die grundlegende Rechtfertigung für das gesamte Bewirtschaftungsparadigma sowie die damit verbundenen politischen, wirtschaftlichen und landnutzungsbezogenen Implikationen.

Die in der Annahme enthaltenen tatsächlichen Risikofaktoren verdienen vor der Gesamtbewertung eine ausdrückliche Würdigung. Die klimasmarte Forstwirtschaft adressiert ein reales Anpassungsproblem. Der fortschreitende Klimawandel erhöht das Risiko klimabedingter Waldschäden, insbesondere in anthropogen geprägten Beständen (Rock et al. 2025; Thumb von Neuburg et al. 2026). Unter diesen Bedingungen kann die gezielte Förderung klimatisch geeigneter Baumarten oder Herkünfte die Anpassung vulnerabler Bestände beschleunigen (Jandl et al. 2019; Malliarou et al. 2026).

Die Annahme scheitert jedoch sowohl an ihrer deskriptiven Prämisse als auch an ihrer normativen Schlussfolgerung und versagt auf mehreren Ebenen der Evidenzhierarchie.

Die Waldstörungskrise 2018–2022 in Deutschland betraf in erster Linie gleichaltrige Fichtenmonokulturen, die durch jahrzehntelange intensive Holzwirtschaft entstanden waren – nicht aber Waldreservate mit reifen Ökosystemen oder ungenutzte Naturwälder (Rock et al. 2025; Knutzen et al. 2025). Der großflächige Zusammenbruch ökonomisch relevanter Bestände, der die politische Dringlichkeit hinter dieser Annahme begründete, ist ein Produkt der Bewirtschaftung in Vergangenheit und Gegenwart – insbesondere des systematischen Ersetzens oder Verhinderns von klimatisch widerstandsfähigen, strukturell vielfältigen natürlichen Buchen- und Laubmischwäldern durch zeitweilig produktive, aber klimatisch anfällige Nadelbaum-Monokulturen im gesamten Waldbestand Deutschlands. Das Problem ist historisch gewachsen und hat sich im Laufe des 20. Jahrhunderts, vor allem nach dem Zweiten Weltkrieg, verschärft. Ursächlich dafür waren nicht allein die nach dem Krieg aufgeforsteten Nadelbaumbestände, sondern auch das

marktgetriebene Bewahren und Erneuern von ökonomisch vermeintlich lukrativen Nadelbaumreinbeständen bis in die Gegenwart.

Die Darstellung der durch die Art der Bewirtschaftung verursachten Krise als Rechtfertigung für mehr Bewirtschaftung kehrt die Kausalität der Beweislage um. Der direkteste empirische Test der beschreibenden Prämisse, dass forstliche ungenutzte Wälder unter aktuellen und jüngsten klimatischen Bedingungen mehr oder weniger anfällig für Störungen sind als forstlich genutzte, liefert ein Ergebnis, das der Annahme entgegensteht. Ausgewiesene Schutzgebiete weisen niedrigere Störungsraten und eine geringere Störungsintensität auf als vergleichbare, forstlich genutzte Wälder, wobei sich diese Unterschiede in klimatisch extremen Jahren noch verstärken (Mohr et al. 2024; Krüger et al. 2025; Adhikari et al. 2026a; Garcia et al. 2026).

Es gilt allerdings festzuhalten, dass auch streng geschützte Waldökosysteme von den Auswirkungen des Klimawandels nicht unberührt bleiben können. Eine Untersuchung von fünf deutschen UNESCO-Welterbe-Buchenwäldern, die seit mindestens 1990 keiner forstlichen Nutzung mehr unterlagen, zeigt einen deutlichen Wandel der klimatischen Standortbedingungen (Adhikari et al. 2026a). An allen Untersuchungsstandorten nahmen die Landoberflächentemperaturen an heißen Tagen sowie die Anzahl der Hitzetage zu. Gleichzeitig gingen die Frosttage zurück, während die Strahlungsintensität zunahm und die Niederschlagsverhältnisse stärkeren saisonalen Schwankungen unterlagen. Die Kernzonen dieser alten Wälder konnten die klimatischen Belastungen teilweise abmildern, jedoch nicht die allgemeine Erwärmung verhindern.

Die beschreibende Prämisse, dass Wälder ohne Holzeinschlag nicht zukunftsfähig seien, stützt sich implizit auf die inzwischen widerlegte Respirationshypothese, wonach alte Wälder sich der Kohlenstoffneutralität und dem strukturellen Verfall nähern. Empirische Daten aus Europa belegen, dass forstlich ungenutzte Urwälder und strenge Waldschutzgebiete auch noch Jahrhunderte nach Beendigung der Bewirtschaftung weiterhin Biomasse, Totholz und Bodenkohlenstoff anreichern. Das Konzept des dynamischen Gleichgewichtszustands beschreibt ein System mit anhaltender ökologischer Funktion, nicht dessen Verschwinden (Luyssaert et al. 2008; Nord-Larsen et al. 2019; Idoate-Lacasia et al. 2024; Keith et al. 2024; Markuljaková et al. 2025a).

Das Risiko der Fehlanpassung ist real, aber spezifisch und nicht allgemein. Es gilt für Forsten, die bereits von Fichten oder anderen klimatisch anfälligen Arten dominiert werden und sich in einer Selbstverjüngung befinden, nicht für von Laubbäumen dominierte, forstlich ungenutzte Wälder. Ungenutzte Buchen- und gemischte Laubwälder sind wesentlich trockenheitstoleranter als Fichtenmonokulturen, und ihre strukturelle Komplexität sowie ihre biologisch-ökologische Ausstattung verleihen ihnen eine selbstorganisierende Resilienz, die forstlich genutzten Beständen systematisch fehlt (Jocher et al. 2021; Sachsenmaier et al. 2024; Seidl et al. 2024). Am Beispiel der seit Jahrzehnten forstlich ungenutzten, alten Buchenwälder, die als Komponenten zur seriellen UNESCO-Weltnaturerbestätte gehören, kann deren relative Resilienz trotz des fortschreitenden Klimawandels dargestellt werden (Adhikari et al. 2026a; Garcia et al. 2026).

Die durch Räumungshiebe ausgelöste Prozesskette – Bodenschädigungen, die

Entstehung neuer Bestandsränder, erhöhte Windwurfanfälligkeit sowie die Bereitstellung frischen Brutmaterials für Borkenkäfer und damit eine potenzielle Verstärkung der Populationsdynamik (Dobor et al. 2020b; Leverkus et al. 2021a) – zeigt, dass das in der Annahme thematisierte Ausbreitungs- bzw. Schadensrisiko teilweise durch die als Gegenmaßnahme vorgeschlagenen Eingriffe selbst erzeugt oder verstärkt werden kann. Demgegenüber belegt unter anderem das Beispiel des Nationalparks Bayerischer Wald, dass durch natürliche Störungsdynamik entstandene strukturelle Heterogenität die nachfolgende Ausbruchsaktivität um etwa 67 % reduzieren kann und damit einen intrinsischen Dämpfungsmechanismus darstellt, der durch intensive Bewirtschaftungsmaßnahmen möglicherweise unterbrochen wird (Sommerfeld et al. 2021).

Die häufig angeführte Rechtfertigung, dass Schutzgebiete ein Übergreifen von Borkenkäfern in angrenzende Nutzwälder verursachen, wird durch empirische Belege direkt widerlegt. Sie zeigen, dass die Ausweisung von Gebieten für strengen Naturschutz die Störungsraten in umliegenden forstlich genutzten Wäldern nicht erhöht (Krüger et al. 2025).

Die kausale Struktur der Beweislage offenbart daher diese Abfolge:

1. Die intensive Waldbewirtschaftung des 20. Jahrhunderts wandelte klimatisch widerstandsfähige natürliche Buchen- und Laubmischwälder in Nadelbaumreinbestände um, verhinderte bis ins 21. Jahrhundert hinein durch entsprechende Aufforstungen die Entwicklung von Laubwäldern oder verpasste die konsequente Förderung der Laubwaldentwicklung anstelle von Nadelbaummonokulturen.
2. Ein großer Teil der Monokulturen brach unter den Klimaextremen von 2018–2022 zusammen, was den Anschein eines allgemeinen Risikos des „Waldsterbens" erweckte. Die Mortalität von Fichten und die starke Schädigung von Fichtenreinbeständen setzt sich auch nach 2022 fort und erfasst immer weitere Regionen. Das Risiko der schweren zukünftigen Schädigung auch von Kiefernmonokulturen wird angesichts der klimatischen Entwicklung immer plausibler.
3. Schweren Schädigungen von Laubwaldbeständen gingen in der Regel forstliche Eingriffe wie eine starke Auflichtung den extremen Witterungsereignissen voran. Erhöhte Mortalität in geschützten Laubwäldern war vor allem an Sonderstandorten (etwa mit flachgründigen Böden) und mit einer das ökosystemare Potenzial reduzierenden Nutzungsgeschichte zu beobachten.
4. Teile des Forstsektors schlagen weitere und intensivere Eingriffe als Lösung vor, während sie die aktuelle Krise auf mangelnde Steuerung oder auf die intrinsische Fragilität ungenutzter Wälder zurückführen.
5. Diese kausale Umkehrung wird durch die Beweislage nicht gestützt. Die Wälder, die einem weitreichenden Baumverlust unterliegen, sind forstlich genutzte Wälder. Die Wälder, die Beständigkeit zeigen, befinden sich in forstlich ungenutzten Schutzgebieten. Selbst wenn man anerkennt, dass ein Teil der Störungskrise auch strukturell reifere Naturwälder betrifft, lässt sich daraus nicht unmittelbar ableiten, dass Eingriffe notwendig sind. Eine solche Schlussfolgerung würde voraussetzen, dass Interventionen das Verschwinden

dieser Wälder verhindern können, während ihre natürliche Entwicklung dazu nicht in der Lage wäre. Hierzu liegt keine Evidenz vor.

Die Ergebnisse der vier Teilanalysen zeigen insgesamt, dass forstliche Bewirtschaftung im Vergleich zur natürlichen Waldentwicklung mit deutlich geringeren Kohlenstoffvorräten verbunden ist, die Anfälligkeit gegenüber verschiedenen Störungen nicht verringert (oder gar verstärkt) und die häufig angeführten Vorteile der Holzsubstitution sowie einer klimasmarten Forstwirtschaft sowohl von spezifischen Rahmenbedingungen abhängen als auch mit zunehmender Dekarbonisierung anderer Wirtschaftssektoren an Bedeutung verlieren können. Schutz, passive Renaturierung (bzw. ergebnisoffene „Pronaturierung“; Ibisch 2024; Ibisch in Vorbereitung) und gezielte Erhaltungsforstwirtschaft schneiden bei den unmittelbar relevantesten empirischen Messgrößen für Resilienz, Kohlenstoffspeicherung und langfristige ökologische Funktion besser ab als konventionelle Bewirtschaftung. Es gibt keine Evidenzbasis für die Schlussfolgerung, dass Bewirtschaftung notwendig ist, um den Verlust von Wäldern und natürlichen Klimaschutzfunktionen zu verhindern.

Die Evidenz stützt jedoch eine begrenztere und präziser abgegrenzte Version des Interventionsarguments. An Standorten, die derzeit durch klimatisch anfällige, flächig ausgedehnte Nadelbaummonokulturen geprägt sind, können gezielte forstliche Maßnahmen – insbesondere die Einbringung trockenheitstoleranter autochthoner Arten sowie, in begründeten Einzelfällen, sorgfältig geprüfter allochthoner Arten oder Arten nicht-lokaler Herkünfte – während der post-störungsbedingten Reorganisationsphasen den Übergang zu klimaresilienteren Artenzusammensetzungen beschleunigen, und zwar schneller als dies allein durch natürliche Sukzession im betrachteten Zeithorizont zu erwarten wäre. Gleichzeitig ist dieses Argument primär als Begründung für die ökologische Wiederherstellung bereits degradierter Wirtschaftswälder zu verstehen und nicht als generelle Rechtfertigung für forstliche Steuerung als übergeordnetes System oder als Gegenargument zum Schutz beziehungsweise zur Ausweitung sich selbst organisierender Naturwälder.

Auf der einen Seite ist festzustellen: Die allgemeine Annahme und das Postulat der notwendigen Intervention lassen sich anhand der verfügbaren Beweise nicht aufrechterhalten. Bei den Wäldern, die derzeit großflächige Verluste erleiden, handelt es sich um intensiv bewirtschaftete Bestände, nicht um Naturwälder.

Auf der anderen Seite gilt: Forstlich ungenutzte Schutzgebiete weisen eine höhere Störungsresistenz und -resilienz, eine anhaltende Kohlenstoffsenkenfunktion sowie eine Strukturdynamik auf, die mit langfristiger ökologischer Beständigkeit vereinbar ist.

Die normative Schlussfolgerung des Nutzungs- und Steuerungsparadigmas würde selbst dann nicht gelten, wenn das Störungsrisiko allgemein wäre, da die konventionelle Bewirtschaftung selbst eine Hauptursache für die Anfälligkeit ist, die sie angeblich bekämpfen will, und die verfügbaren Alternativen bei den unmittelbar relevantesten empirischen Messgrößen besser abschneiden.

Die Evidenz spricht also insgesamt für eine differenzierte und präzisere Schlussfolgerung: Die aktive Umwandlung degradierter, bewirtschafteter Monokulturen durch ökologisch

begründete Anpassungen der Artenzusammensetzung ist in bestimmten Kontexten gerechtfertigt und sinnvoll. Besonders wirksam erscheint dieser Ansatz, wenn er durch Prinzipien der Erhaltungsforstwirtschaft geleitet wird, also durch die Erhaltung biologischer Kontinuität, den Erhalt struktureller Komplexität und der biologisch-ökologischen Ausstattung sowie unter bestimmten Umständen das Einbringen von ökosystemfreundlichen Baumarten in geeigneten post-störungsbedingten Zeitfenstern, aber nicht durch das konventionelle forstliche Intensivbewirtschaftungsmodell, das maßgeblich zur heutigen Ausgangslage beigetragen hat.

Die Evidenz zur Widerlegung der übergeordneten Annahme ist robust und stützt sich auf mehrere unabhängige empirische Untersuchungen zu Störungsdynamiken, Kohlenstoffvorräten und ökologischen Funktionsmustern. Demgegenüber ist die Evidenzbasis für die vorgeschlagene konstruktive Alternative noch als moderat einzustufen, da insbesondere langfristige Datensätze zur Erhaltungsforstwirtschaft bislang nur begrenzt vorliegen.

Der größte Teil dessen, was heute in Deutschland als „Waldkrise“ bezeichnet wird, ist trotz des unbestreitbaren Einflusses des aktuellen Klimawandels kein Naturereignis. Er ist zu einem guten Teil das Ergebnis von Jahrhunderten forstwirtschaftlicher Entscheidungen, die klimaresistente, strukturreiche Laubwälder systematisch durch klimavulnerable Nadelbaumreinbestände ersetzt haben.

Zwischen 2018 und 2023 verloren die Wälder in Deutschland als Nettoquelle über 40 Mt CO_2 -Äq. – fast ausschließlich in jenen Beständen, die intensivste menschliche Bewirtschaftung erfahren haben (Luick et al. 2025; Rock et al. 2025). Natürliche Waldschutzgebiete zeigten keinen Senkenzusammenbruch (Garcia et al. 2026). Dennoch bedecken streng geschützte Naturwaldflächen in Deutschland heute lediglich weniger als 3 % der Waldfläche – weit entfernt vom 10%-Ziel der EU-Biodiversitätsstrategie und der ausdrücklichen Empfehlung des Wissenschaftlichen Beirats Waldpolitik (WBW 2023).

Es ist an der Zeit, dass Naturwälder ohne Holznutzung nicht als ökonomischer Verlust verstanden werden, sondern als Investition in langfristigen und robusten natürlichen Klimaschutz sowie in Klimawandelanpassung und Pufferung von Klimawandelextremen. Sie sind zudem notwendige Refugien für anderweitig bedrohte Arten und Ausgangspunkt für sich selbst organisierende Anpassungsprozesse der Ökosysteme.

In diesem Zusammenhang ist die Schaffung von „Waldwildnis“ eine effektive und effiziente Strategie. Waldwildnis bezeichnet Waldflächen oder Flächen mit Bewaldungspotenzial, auf denen ökologische Prozesse ohne menschliche Steuerung ablaufen und ökologische Pufferungsfunktionen emergent entstehen können. Dazu gehören ökohydroklimatische Funktionen wie Wasserrückhaltung, Wasserrecycling und Kühlung. Diese Funktionen sind empirisch gut belegt, werden aber weiterhin systematisch unterschätzt.

Waldwildnis ist als Teil der Natürlichen Infrastruktur zu fördern und zu erhalten. Sie ist von überragendem öffentlichem Interesse und verdient eine entsprechende gesellschaftliche und politische Priorisierung.

E. Literaturverzeichnis

Achat DL, Fortin M, Landmann G, Ringeval B, Augusto L. 2015. Forest soil carbon is threatened by intensive biomass harvesting. Scientific Reports **5**:15991. Available from https://www.nature.com/articles/srep15991.

Adhikari Y, Bachstein N, Gohr C, Blumröder JS, Meier C, Ibisch PL. 2024. Old-growth beech forests in Germany as cool islands in a warming landscape. Scientific Reports **14**:30311. Nature Research. Available from https://www.nature.com/articles/s41598-024-81209-0.

Adhikari Y, Blumröder JS, Meier C, Ibisch PL. 2025. Beech buffers: Microclimate regulation in temperate old-growth forests, surroundings and forest edge. Ecological Indicators **178**:114111. Elsevier B.V. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X2501043X.

Adhikari Y, Engelhardt IM, Ibisch PL. 2026a. Multidecadal dynamics of UNESCO World heritage Beech forests in a changing climate. Available from https://www.ssrn.com/abstract=6883072.

Adhikari Y, Ibisch PL, Wohlleben P, Schneider A, Johnson D. 2026b. Working landscapes under climate change need to be green, moist, and cool—A case study of Germany. Ecological Solutions and Evidence **7**. Available from https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/2688-8319.70270.

Akintayo BD, Akintayo DC, Olanrewaju OA. 2023. Material Substitution Strategies for Energy Reduction and Greenhouse Gas Emission in Cement Manufacturing. Atmosphere **14**:1200. Multidisciplinary Digital Publishing Institute (MDPI). Available from https://www.mdpi.com/2073-4433/14/8/1200.

Akujärvi A, Nirhamo A, Heikkinen RK, Pykälä J, Saikkonen O, Green T, Peltoniemi M, Mäkelä A. 2026. The relationship between tree carbon dynamics and the occurrences of epiphytes of conservation concern in boreal unmanaged forests. European Journal of Forest Research **145**:30. Available from https://link.springer.com/10.1007/s10342-025-01867-1.

Al Khaffaf I, Hawileh RA, Sahoo S, Abdalla JA, Kim JH. 2025. Toward carbon- neutral construction: A review of zero-carbon concrete. Journal of Building Engineering **99**:111578. Elsevier Ltd. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2352710224031462.

Alawode GL, Oluwajuwon T V., Adegbola FO, Oyefara AO, Daniel OI. 2026. Climate-smart forestry: a review of research trends and implementation approaches. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change **31**:19. Available from https://link.springer.com/10.1007/s11027-026-10293-6.

Alfieri D, Caicoya AT, Tognetti R, Santopuoli G. 2025. Is climate-smart forestry affected by thinning intensity and tree species composition? A case study in long-term experimental plots of central Europe. Journal of Environmental Management **394**:127603. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479725035790.

Althoey F, Ansari WS, Sufian M, Deifalla AF. 2023. Advancements in low-carbon concrete as a construction material for the sustainable built environment. Developments in the Built Environment **16**:100284. Elsevier Ltd. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2666165923001667.

Ameray A, Bergeron Y, Valeria O, Montoro Girona M, Cavard X. 2021. Forest Carbon Management: a Review of Silvicultural Practices and Management Strategies Across Boreal, Temperate and Tropical Forests. Current Forestry Reports **7**:245–266. Available from https://link.springer.com/10.1007/s40725-021-00151-w.

Astrup R, Bernier PY, Genet H, Lutz DA, Bright RM. 2018. A sensible climate solution for the boreal forest. Nature Climate Change **8**:11–12. Available from https://www.nature.com/articles/s41558-017-0043-3.

Atkins JW, Fahey RT, Hardiman BS, Gough CM. 2018. Forest Canopy Structural Complexity and Light Absorption Relationships at the Subcontinental Scale. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences **123**:1387–1405. Blackwell Publishing Ltd. Available from https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/2017JG004256.

Augustynczik ALD, Gusti M, Deppermann A, Nakhavali M (André), Jia F, di Fulvio F, Havlík P. 2025. Adapting forest management to climate change impacts and policy targets in the EU: Insights from the coupled GLOBIOM/G4M-i3PGmiX model. One Earth **8**:101313. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2590332225001393.

Bače R et al. 2017. Long-term responses of canopy–understorey interactions to disturbance severity in primary *Picea abies* forests. Journal of Vegetation Science **28**:1128–1139. Available from https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/jvs.12581.

Bai Y, Zhou Y, He H. 2020. Effects of rehabilitation through afforestation on soil aggregate stability and aggregate-associated carbon after forest fires in subtropical China. Geoderma **376**:114548. Elsevier B.V. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0016706120303633.

Barbhuiya S, Kanavaris F, Das BB, Idrees M. 2024. Decarbonising cement and concrete production: Strategies, challenges and pathways for sustainable development. Journal of Building Engineering **86**:108861. Elsevier Ltd. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2352710224004297.

Bellassen V, Luyssaert S. 2014. Managing forests in uncertain times. Nature **506**:153–155.

Blumröder JS, May F, Härdtle W, Ibisch PL. 2021. Forestry contributed to warming of forest ecosystems in northern Germany during the extreme summers of 2018 and 2019. Ecological Solutions and Evidence **2**. Blackwell Publishing Ltd. Available from https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/2688-8319.12087.

Blumröder JS, Schmidt F, Gordon A, Grosse S, Ibisch PL. 2022. Ecosystemic resilience of a temperate post-fire forest under extreme weather conditions. Frontiers in

Forests and Global Change **5**. Available from https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/ffgc.2022.1070958/full.

Boiger T, Mair-Bauernfeind C, Asada R, Stern T. 2024. Shifting wood between material and energy use: Modeling the effects of substitution. Journal of Industrial Ecology **28**:1198–1211. Available from https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/jiec.13530.

Boiger T, Mair-Bauernfeind C, Asada R, Stern T. 2025. Optimizing the utilization of harvested wood products for maximum greenhouse gas emission reduction in a bioeconomy: A multi-objective optimization approach. Journal of Environmental Management **373**:123424. Academic Press. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479724034108.

Bono A, Alberti G, Berretti R, Curovic M, Dukic V, Motta R. 2024. The largest European forest carbon stocks are in the Dinaric Alps old-growth forests: comparison of direct measurements and standardised approaches. Carbon Balance and Management **19**:15. BioMed Central Ltd. Available from https://cbmjournal.biomedcentral.com/articles/10.1186/s13021-024-00262-4.

Boukhris I, Cherubini F, Collalti A, Dalmonech D, Vonderach C, Marano G, Gianetti F, Lahssini S, Santini M, Valentini R. 2025a. Long-term forest-sector mitigation and radiative forcing under contrasting management, climate, and substitution pathways. bioRxivDOI: 10.1101/2025.08.01.668130.

Boukhris I, Collalti A, Lahssini S, Dalmonech D, Nakhle F, Testolin R, Chiriacò M V., Santini M, Valentini R. 2025b. TimberTracer: a comprehensive framework for the evaluation of carbon sequestration by forest management and substitution of harvested wood products. Carbon Balance and Management **20**:12. Available from https://cbmjournal.biomedcentral.com/articles/10.1186/s13021-025-00296-2.

Bowditch E et al. 2020. What is Climate-Smart Forestry? A definition from a multinational collaborative process focused on mountain regions of Europe. Ecosystem Services **43**:101113. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2212041620300553.

Bowditch E et al. 2022. Application of climate-smart forestry – Forest manager response to the relevance of European definition and indicators. Trees, Forests and People **9**:100313. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2666719322001200.

Bozzolan N, Grassi G, Mohren F, Nabuurs G. 2024. Options to improve the carbon balance of the harvested wood products sector in four EU countries. GCB Bioenergy **16**. John Wiley and Sons Inc. Available from https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/gcbb.13104.

Braun M et al. 2016. A holistic assessment of greenhouse gas dynamics from forests to the effects of wood products use in Austria. Carbon Management **7**:271–283. Available from https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/17583004.2016.1230990.

Brunet-Navarro P, Jochheim H, Cardellini G, Richter K, Muys B. 2021. Climate mitigation by energy and material substitution of wood products has an expiry date. Journal of Cleaner Production **303**:127026. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0959652621012452.

Bugmann HKM. 2021. Predicting the Ecosystem Effects of Climate Change. Pages 385–410 Models in Ecosystem Science. Princeton University Press. Available from http://www.jstor.org/stable/10.2307/j.ctv1dwq0tq.25.

Buschbeck C, Pauliuk S. 2022. Required displacement factors for evaluating and comparing climate impacts of intensive and extensive forestry in Germany. Carbon Balance and Management **17**:14. BioMed Central Ltd. Available from https://cbmjournal.biomedcentral.com/articles/10.1186/s13021-022-00216-8.

Camenzind T, Mason-Jones K, Mansour I, Rillig MC, Lehmann J. 2023. Formation of necromass-derived soil organic carbon determined by microbial death pathways. Nature Geoscience **16**:115–122.

Cardinal T, Alexandre C, Elliot T, Kouchaki-Penchah H, Levasseur A. 2024. Climate change substitution factors for Canadian forest-based products and bioenergy. Ecological Indicators **160**:111940. Elsevier B.V. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X24003972.

Cerioni M et al. 2024. Recovery and resilience of European temperate forests after large and severe disturbances. Global Change Biology **30**. Available from https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/gcb.17159.

Cerioni M, Klopčič M, Roženbergar D, Nagel TA. 2025. Multiple dimensions of forest resilience to compound disturbances in a mixed sub-montane forest landscape. Forest Ecology and Management **577**:122400. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112724007126.

Chakraborty T, Reif A, Matzarakis A, Saha S. 2021. How Does Radial Growth of Water-Stressed Populations of European Beech (*Fagus sylvatica* L.) Trees Vary under Multiple Drought Events? Forests **12**:129. MDPI AG. Available from https://www.mdpi.com/1999-4907/12/2/129.

Chivulescu S, Radu RG, Capalb F, Hapa M, Pitar D, Marmureanu L, Leca S, Petrea S, Badea O. 2023. Cost Valuation and Climate Mitigation Impacts of Forest Management: A Case Study from Piatra Craiului National Park, Romania. Land **13**:17. Multidisciplinary Digital Publishing Institute (MDPI). Available from https://www.mdpi.com/2073-445X/13/1/17.

Cintra BBL, Bergamin RS, Mailes R, Brienen R, Luna E, MacKenzie AR, Esquivel-Muelbert A. 2026. Decline in regeneration capacity in mature forests across Great Britain. Forest Ecology and Management **603**. Elsevier B.V.

Clarke N et al. 2021. Effects of intensive biomass harvesting on forest soils in the Nordic countries and the UK: A meta-analysis. Forest Ecology and Management **482**:118877. Elsevier B.V. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112720316467.

Coffetti D, Crotti E, Gazzaniga G, Carrara M, Pastore T, Coppola L. 2022. Pathways towards sustainable concrete. Cement and Concrete Research **154**:106718. Elsevier Ltd. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0008884622000096.

Collin A, Thiffault E, Tremblay S, Doyon F, Nolet P. 2025. Effects of harvest treatments on forest carbon pools in eastern North America: A meta-analysis. Ecological Applications **35**. Ecological Society of America. Available from https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/eap.70050.

Colopietro DJ, Weil RR. 2024. Soil Organic Carbon in Mid-Atlantic Region Forest Soils: Stocks and Vertical Distribution. Forests **15**:1260. Multidisciplinary Digital Publishing Institute (MDPI). Available from https://www.mdpi.com/1999-4907/15/7/1260.

Coșofreț C, Bouriaud L, Costa M, Bouriaud O. 2026. Comparing set-aside and active management strategies for forest mitigation under climate change: the moderating role of windthrow. Regional Environmental Change **26**:13. Available from https://link.springer.com/10.1007/s10113-025-02495-6.

Dalmonech D, Marano G, Amthor JS, Cescatti A, Lindner M, Trotta C, Collalti A. 2022, February 10. Feasibility of enhancing carbon sequestration and stock capacity in temperate and boreal European forests via changes to management regimes. Available from http://biorxiv.org/lookup/doi/10.1101/2022.02.10.479900.

Dean C, Kirkpatrick JB, Doyle RB, Osborn J, Fitzgerald NB, Roxburgh SH. 2020. The overlooked soil carbon under large, old trees. Geoderma **376**:114541. Elsevier B.V. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0016706120303050.

Diaconu D, Kahle H-P, Spiecker H. 2015. Tree- and Stand-Level Thinning Effects on Growth of European Beech (*Fagus sylvatica* L.) on a Northeast- and a Southwest-Facing Slope in Southwest Germany. Forests **6**:3256–3277. Available from https://www.mdpi.com/1999-4907/6/9/3256.

Dobor L, Hlásny T, Rammer W, Zimová S, Barka I, Seidl R. 2020a. Is salvage logging effectively dampening bark beetle outbreaks and preserving forest carbon stocks? Journal of Applied Ecology **57**:67–76. Available from https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2664.13518.

Dobor L, Hlásny T, Zimová S. 2020b. Contrasting vulnerability of monospecific and species-diverse forests to wind and bark beetle disturbance: The role of management. Ecology and Evolution **10**:12233–12245. John Wiley and Sons Ltd. Available from https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ece3.6854.

Dollinger C, Rammer W, Seidl R. 2023. Climate change accelerates ecosystem restoration in the mountain forests of Central Europe. Journal of Applied Ecology **60**:2665–2675. John Wiley and Sons Inc. Available from https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2664.14520.

Dollinger C, Rammer W, Suzuki KF, Braziunas KH, Keller TT, Kobayashi Y, Mohr J, Mori AS, Turner MG, Seidl R. 2024. Beyond resilience: Responses to changing climate and disturbance regimes in temperate forest landscapes across the Northern

Hemisphere. Global Change Biology **30**. John Wiley and Sons Inc. Available from https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/gcb.17468.

Đorem T, Miletić B, Matović B, Orlović S, Filipić B, Bojić S, Gutalj M, Stjepanović S, Čukanović J, Galić Z. 2024. Total Carbon Storage in Uneven-Aged Pure Beech Stands in the Western Part of the Balkans. Croatian journal of forest engineering **45**:319–336. University of Zagreb Faculty of Forestry and Wood Technology. Available from https://crojfe.com/archive/volume-45-no-2/total-carbon-storage-in-uneven-aged-pure-beech-stands-in-the-western-part-of-the-balkans/.

Dugan AJ, Birdsey R, Mascorro VS, Magnan M, Smyth CE, Olguin M, Kurz WA. 2018. A systems approach to assess climate change mitigation options in landscapes of the United States forest sector. Carbon Balance and Management **13**:13. Available from https://cbmjournal.biomedcentral.com/articles/10.1186/s13021-018-0100-x.

Englund G, Eggers J, Jonsson B-G, Schulte M, Skytt T. 2025. Why We Disagree about the Climate Impact of Forestry – A Quantitative Analysis of Swedish Research. Environmental Management **75**:1923–1937. Available from https://link.springer.com/10.1007/s00267-025-02208-z.

Fehrenbach H, Bischoff M, Böttcher H, Reise J, Hennenberg KJ. 2022. The Missing Limb: Including Impacts of Biomass Extraction on Forest Carbon Stocks in Greenhouse Gas Balances of Wood Use. Forests **13**:365. MDPI. Available from https://www.mdpi.com/1999-4907/13/3/365.

Feng Y, Liu J, Hu H, Cui P, Zhou H, Ma B, Liu Z, Chen D. 2025. Global patterns in forest carbon storage estimation: bibliometric analysis of technological evolution, accuracy gains and scaling challenges. Frontiers in Forests and Global Change **8**. Frontiers Media SA. Available from https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/ffgc.2025.1649356/full.

Förster A, Culmsee H, Leuschner C. 2021. Thinned northern German Scots pine forests have a low carbon storage and uptake potential in comparison to naturally developing beech forests. Forest Ecology and Management **479**:118575. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S037811272031344X.

Forzieri G et al. 2021. Emergent vulnerability to climate-driven disturbances in European forests. Nature Communications **12**:1081. Available from https://www.nature.com/articles/s41467-021-21399-7.

Forzieri G, Jactel H, Bianchi A, Spinoni J, Somasundaram D, Feyen L, Cescatti A. 2024. Ecosystem heterogeneity is key to limiting the increasing climate-driven risks to European forests. One Earth **7**:2149–2164. Cell Press. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2590332224005293.

Garcia V, Engelhardt IM, Adhikari Y, Winter S, Szallies I, Ibisch PL. 2026. Effective proforestation and a stable radiation use efficiency in mature Central European beech forests amid increasing pressures from climate changeDOI: 10.5281/zenodo.21379260.

Garcia V, Engelhardt IM, Adhikaria Y, Szallies I, Ibisch PL. (n.d.). Effective proforestation and a stable radiation use efficiency in mature Central European beech forests amid increasing pressures from climate change. in prep.

Garrett LG, Byers AK, Wigley K, Heckman KA, Hatten JA, Wakelin SA. 2024. Lifting the Profile of Deep Forest Soil Carbon. Soil Systems **8**:105. Multidisciplinary Digital Publishing Institute (MDPI). Available from https://www.mdpi.com/2571-8789/8/4/105.

Gejdoš M, Michajlová K. 2022. Analysis of Current and Future Forest Disturbances Dynamics in Central Europe. Forests **13**:554. MDPI. Available from https://www.mdpi.com/1999-4907/13/4/554.

Geng A, Yang H, Chen J, Hong Y. 2017. Review of carbon storage function of harvested wood products and the potential of wood substitution in greenhouse gas mitigation. Forest Policy and Economics **85**:192–200. Elsevier B.V. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1389934116302179.

Glatthorn J, Feldmann E, Pichler V, Hauck M, Leuschner C. 2018. Biomass Stock and Productivity of Primeval and Production Beech Forests: Greater Canopy Structural Diversity Promotes Productivity. Ecosystems **21**:704–722. Springer New York LLC. Available from http://link.springer.com/10.1007/s10021-017-0179-z.

Gohr C, Blumröder JS, Sheil D, Ibisch PL. 2021. Quantifying the mitigation of temperature extremes by forests and wetlands in a temperate landscape. Ecological Informatics **66**:101442. Elsevier B.V. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1574954121002338.

Gonnon P, Lootens D. 2023. Toward net zero carbon for concrete and mortar: Clinker substitution with ground calcium carbonate. Cement and Concrete Composites **142**:105190. Elsevier Ltd. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0958946523002640.

Gough CM, Atkins JW, Fahey RT, Hardiman BS. 2019. High rates of primary production in structurally complex forests. Ecology **100**. Ecological Society of America. Available from https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ecy.2864.

Gregor K, Krause A, Reyer CPO, Knoke T, Meyer BF, Suvanto S, Rammig A. 2024. Quantifying the impact of key factors on the carbon mitigation potential of managed temperate forests. Carbon Balance and Management **19**:10. BioMed Central Ltd. Available from https://cbmjournal.biomedcentral.com/articles/10.1186/s13021-023-00247-9.

Gross CD, James JN, Turnblom EC, Harrison RB. 2018. Thinning Treatments Reduce Deep Soil Carbon and Nitrogen Stocks in a Coastal Pacific Northwest Forest. Forests **9**:238. Available from https://www.mdpi.com/1999-4907/9/5/238.

Grossiord C, Buckley TN, Cernusak LA, Novick KA, Poulter B, Siegwolf RTW, Sperry JS, McDowell NG. 2020. Plant responses to rising vapor pressure deficit. New Phytologist **226**:1550–1566. Blackwell Publishing Ltd. Available from https://nph.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/nph.16485.

Grünig M et al. 2026. Climate change will increase forest disturbances in Europe throughout the 21st century. Science **391**. Available from https://www.science.org/doi/10.1126/science.adx6329.

Guignabert A, Jonard M, Messier C, André F, de Coligny F, Doyon F, Ponette Q. 2024. Adaptive forest management improves stand-level resilience of temperate forests under multiple stressors. Science of The Total Environment **948**:174168. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S004896972404316X.

Gundersen P, Thybring EE, Nord-Larsen T, Vesterdal L, Nadelhoffer KJ, Johannsen VK. 2021. Old-growth forest carbon sinks overestimated. Nature **591**:E21–E23. Nature Publishing Group. Available from https://www.nature.com/articles/s41586-021-03266-z.

Gunderson LH, Holling CS. 2002. Panarchy: understanding transformations in human and natural systems. Island Press, Michigan, USA.

Habert G, Miller SA, John VM, Provis JL, Favier A, Horvath A, Scrivener KL. 2020. Environmental impacts and decarbonization strategies in the cement and concrete industries. Nature Reviews Earth & Environment **1**:559–573. Springer Nature. Available from https://www.nature.com/articles/s43017-020-0093-3.

Hagge J et al. 2019. Deadwood retention in forests lowers short-term browsing pressure on silver fir saplings by overabundant deer. Forest Ecology and Management **451**:117531. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S037811271930790X.

Han D, Kim M-J, Kim M, Han Y. 2024. Greenhouse gas emission reduction through wood-based furniture substitution: Analysis of displacement factors. BioResources **19**:6605–6620. Available from https://bioresources.cnr.ncsu.edu/resources/greenhouse-gas-emission-reduction-through-wood-based-furniture-substitution-analysis-of-displacement-factors/.

Harmon ME. 2019. Have product substitution carbon benefits been overestimated? A sensitivity analysis of key assumptions. Environmental Research Letters **14**:065008. Available from https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/ab1e95.

Harmon ME, Ferrell WK, Franklin JF. 1990. Effects on Carbon Storage of Conversion of Old-Growth Forests to Young Forests. Science **247**:699–702.

Harrison RB, Footen PW, Strahm BD. 2011. Deep Soil Horizons: Contribution and Importance to Soil Carbon Pools and in Assessing Whole-Ecosystem Response to Management and Global Change. Forest Science **57**:67–76.

Hawkins H-J, Cargill RIM, Van Nuland ME, Hagen SC, Field KJ, Sheldrake M, Soudzilovskaia NA, Kiers ET. 2023. Mycorrhizal mycelium as a global carbon pool. Current Biology **33**:R560–R573. Cell Press. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960982223001677.

Herbst M, Mund M, Tamrakar R, Knohl A. 2015. Differences in carbon uptake and water use between a managed and an unmanaged beech forest in central Germany.

Forest Ecology and Management **355**:101–108. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112715003126.

Hetemäki L, Verkerk H. 2022. Climate-Smart Forestry Approach. Pages 165–172 in Byrne K, editor. PLOS Climate. Available from https://link.springer.com/10.1007/978-3-030-99206-4_9.

Hilmers T et al. 2019. The productivity of mixed mountain forests comprised of *Fagus sylvatica*, *Picea abies*, and *Abies alba* across Europe. Forestry: An International Journal of Forest Research **92**:512–522. Oxford University Press. Available from https://academic.oup.com/forestry/article/92/5/512/5518560.

Holling CS. 1973. Resilience and stability of ecological systems. Annual Review of Ecology and Systematics **4**:1–23.

Holling CS. 1996. Engineering Resilience versus Ecological Resilience. Pages 31–44 in Schulze PC, editor. Engineering Within Ecological Constraints. National Academy Press, Washington, D.C.

Howard C, Dymond CC, Griess VC, Tolkien-Spurr D, van Kooten GC. 2021. Wood product carbon substitution benefits: a critical review of assumptions. Carbon Balance and Management **16**:9. Available from https://cbmjournal.biomedcentral.com/articles/10.1186/s13021-021-00171-w.

Hu J, Jåstad EO, Rørstad PK. 2025. Exploring trade-offs in forest carbon storage: A cost-effectiveness study of Nordic forests and harvested wood products. Forest Policy and Economics **179**:103619. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1389934125001984.

Hüblová L, Frouz J. 2021. Contrasting effect of coniferous and broadleaf trees on soil carbon storage during reforestation of forest soils and afforestation of agricultural and post-mining soils. Journal of Environmental Management **290**:112567. Academic Press. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479721006290.

Hurmekoski E, Kunttu J, Heinonen T, Pukkala T, Peltola H. 2023. Does expanding wood use in construction and textile markets contribute to climate change mitigation? Renewable and Sustainable Energy Reviews **174**:113152. Elsevier Ltd. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364032123000084.

Hurmekoski E, Smyth CE, Stern T, Verkerk PJ, Asada R. 2021. Substitution impacts of wood use at the market level: a systematic review. Environmental Research Letters **16**:123004. Available from https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/ac386f.

Huth F et al. 2025. Ecological assessment of forest management approaches to develop resilient forests in the face of global change in Central Europe. PubDataDOI: 10.48548/PUBDATA-3212.

Ibisch PL. 2024. Von naturgestützten Interventionen zur Pronaturierung. Ein Geleitwort. Pages 5–13 in Germann-Tillmann T, Steiger BR, Vroomen-Marell R, editors.

Naturgestützte Interventionen. Grüne Therapien, naturnahe Aktivitäten, nachhaltige Prävention. Klett-Cotta, Stuttgart.

Ibisch PL. 2025a. Waldbau als historisches Erbe und Missverständnis. Forum Wissenschaft **42**:38–41.

Ibisch PL. 2025b. Compounding Effects of Heat, Drought, and Fire Increasingly Threaten Post-Calamity Recovery and Restoration of Forests in Biomes Worldwide. Pages 181–209 in Lüttge U, Cánovas FM, Risueño Almeida MC, Leuschner C, Pretzsch H, editors. Progress in Botany. Springer, Heidelberg. Available from https://link.springer.com/10.1007/124_2025_92.

Ibisch PL, Welle T, Blumröder JS, Sommer J, Sturm K. 2021. Wie das Klimaschutznarrativ die Wälder bedroht. Pages 175–200 in Knapp HD, Klaus S, Fähser L, editors. Der Holzweg - Wald im Widerstreit der Interessen. oekom Verlag, München.

Idoate-Lacasia J, Stillhard J, Portier J, Brang P, Zimmermann S, Bigler C, Bugmann H, Hobi ML. 2024. Long-term biomass dynamics of temperate forests in Europe after cessation of management. Forest Ecology and ManagementDOI: 10.1016/J.FORECO.2024.121697.

Jacob M, Bade C, Calvete H, Dittrich S, Leuschner C, Hauck M. 2013. Significance of Over-Mature and Decaying Trees for Carbon Stocks in a Central European Natural Spruce Forest. Ecosystems **16**:336–346. Available from http://link.springer.com/10.1007/s10021-012-9617-0.

James J, Harrison R. 2016. The Effect of Harvest on Forest Soil Carbon: A Meta-Analysis. Forests **7**:308. Available from https://www.mdpi.com/1999-4907/7/12/308.

Jandl R, Hager H, Kraxner F, Ledermann T, Weiss P. 2024. Carbon dioxide neutrality of sustainably managed forests of Austria. Ecological Engineering **209**:107417.

Jandl R, Ledermann T, Kindermann G, Freudenschuss A, Gschwantner T, Weiss P. 2018. Strategies for Climate-Smart Forest Management in Austria. Forests **9**:592. Available from https://www.mdpi.com/1999-4907/9/10/592.

Jandl R, Lindner M, Vesterdal L, Bauwens B, Baritz R, Hagedorn F, Johnson DW, Minkkinen K, Byrne KA. 2007. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration. GeodermaDOI: 10.1016/J.GEODERMA.2006.09.003.

Jandl R, Spathelf P, Bolte A, Prescott CE. 2019. Forest adaptation to climate change—is non-management an option? Annals of Forest Science **76**:48. Available from https://annforsci.biomedcentral.com/articles/10.1007/s13595-019-0827-x.

Jansons Ā, Ķēniņa L, Jaunslaviete I, Bičkovskis K. 2025. Trade-off between forest carbon sink in hemiboreal old-growth stands and wood-based solutions. European Journal of Forest Research **144**:411–420. Available from https://link.springer.com/10.1007/s10342-025-01766-5.

Jílková V, Devetter M, Al Haj Ishak Al Ali R, Angel R, Angst G, Jandová K, Libra M, Starý J. 2025. Tree species and soil depth affect microbial necromass contribution to soil organic matter in temperate forest soils, surpassing the impact of microbial and

faunal community composition. Functional Ecology **39**:2219–2233. British Ecological Society. Available from https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2435.70111.

Jocher G, Kowalska N, Acosta M, Krejza J, Marková I, Marshall JD, Uchytilová T, Pavelka M, Marek M V. 2021. Potential of typical highland and mountain forests in the Czech Republic for climate-smart forestry: ecosystem-scale drought responses. Canadian Journal of Forest Research **51**:1811–1820. Canadian Science Publishing. Available from https://cdnsciencepub.com/doi/10.1139/cjfr-2020-0286.

Jonsson R, Rinaldi F, Pilli R, Fiorese G, Hurmekoski E, Cazzaniga N, Robert N, Camia A. 2021. Boosting the EU forest-based bioeconomy: Market, climate, and employment impacts. Technological Forecasting and Social Change **163**:120478. Elsevier Inc. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0040162520313044.

Jouy F et al. 2025. Factors impacting the variability of post-fire forest regeneration in central European pine plantations. Restoration Ecology **33**. John Wiley and Sons Inc. Available from https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/rec.70017.

Kallio AMI, Houtmeyers S, Aza A. 2023. On Carbon Substitution and Storage Factors for Harvested Wood Products in the Context of Climate Change Mitigation in the Norwegian Forest Sector. Environmental and Climate Technologies **27**:254–270. Sciendo. Available from https://reference-global.com/article/10.2478/rtuect-2023-0020.

Kallio AMI, Solberg B. 2018. Leakage of forest harvest changes in a small open economy: case Norway. Scandinavian Journal of Forest Research **33**:502–510. Taylor and Francis AS. Available from https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/02827581.2018.1427787.

Kätzel R, Bauhus J, Endres E, Dieter M, Lang F, Meyer P, Schraml U, Weber-Blaschke G. 2026. Anpassung von Wäldern durch Unterstützte Migration: Potenziale und Risiken. Stellungnahme des Wissenschaftlichen Beirates für Waldpolitik. Berlin.

Keeton WS. 2018. Source or Sink? Carbon Dynamics in Eastern Old-Growth Forests and Their Role in Climate Change Mitigation. Pages 267–288 Ecology and Recovery of Eastern Old-Growth Forests. Island Press/Center for Resource Economics, Washington, DC.

Keith H et al. 2024. Carbon carrying capacity in primary forests shows potential for mitigation achieving the European Green Deal 2030 target. Communications earth & environmentDOI: 10.1038/S43247-024-01416-5.

Ķēniņa L, Zute D, Jaunslaviete I, Samariks V, Jansons Ā. 2022. Old-Growth Coniferous Stands on Fertile Drained Organic Soil: First Results of Tree Biomass and Deadwood Carbon Stocks in Hemiboreal Latvia. Forests **13**:279. MDPI. Available from https://www.mdpi.com/1999-4907/13/2/279.

Király É, Borovics A. 2024. Carbon sequestration of Hungarian forests by management system and protection status. Trees, Forests and People **15**:100511. Elsevier B.V. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2666719324000190.

Kleber M, Eusterhues K, Keiluweit M, Mikutta C, Mikutta R, Nico PS. 2015. Mineral–Organic Associations: Formation, Properties, and Relevance in Soil Environments. Pages 1–140 Advances in Agronomy. Academic Press Inc. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0065211314000121.

Klein D, Höllerl S, Blaschke M, Schulz C. 2013. The Contribution of Managed and Unmanaged Forests to Climate Change Mitigation—A Model Approach at Stand Level for the Main Tree Species in Bavaria. Forests **4**:43–69. Available from https://www.mdpi.com/1999-4907/4/1/43.

Klein-Raufhake T et al. 2024. Severity of topsoil compaction controls the impact of skid trails on soil ecological processes. Journal of Applied Ecology **61**:1817–1828. John Wiley and Sons Inc. Available from https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2664.14708.

Knauf M, Köhl M, Mues V, Olschofsky K, Frühwald A. 2015. Modeling the CO2-effects of forest management and wood usage on a regional basis. Carbon Balance and Management **10**:13. Available from https://cbmjournal.biomedcentral.com/articles/10.1186/s13021-015-0024-7.

Knohl A, Schulze E, Kolle O, Buchmann N. 2003. Large carbon uptake by an unmanaged 250-year-old deciduous forest in Central Germany. Agricultural and Forest MeteorologyDOI: 10.1016/S0168-1923(03)00115-1.

Knoke T et al. 2025. Jenseits des Kielwassers: Zielkonflikte und Synergien multifunktionaler Waldbewirtschaftung. Berlin.

Knutzen F et al. 2025. Impacts on and damage to European forests from the 2018–2022 heat and drought events. Natural Hazards and Earth System Sciences **25**:77–117. Copernicus Publications. Available from https://nhess.copernicus.org/articles/25/77/2025/.

Kobler J, Hochbichler E, Pröll G, Dirnböck T. 2024. How to Optimize Carbon Sinks and Biodiversity in the Conversion of Norway Spruce to Beech Forests in Austria? Forests **15**:359. Multidisciplinary Digital Publishing Institute (MDPI). Available from https://www.mdpi.com/1999-4907/15/2/359.

Korosuo A, Pilli R, Abad Viñas R, Blujdea VNB, Colditz RR, Fiorese G, Rossi S, Vizzarri M, Grassi G. 2023. The role of forests in the EU climate policy: are we on the right track? Carbon Balance and Management **18**:15. Available from https://cbmjournal.biomedcentral.com/articles/10.1186/s13021-023-00234-0.

Kriebel D, Tickner J, Epstein P, Lemons J, Levins R, Loechler EL, Quinn M, Rudel R, Schettler T, Stoto M. 2001. The precautionary principle in environmental science. Environmental Health Perspectives **109**:871–876. Available from https://pubs.acs.org/page/evhpaz/EHP-legacy-content.

Krug J, Koehl M, Kownatzki D. 2012. Revaluing unmanaged forests for climate change mitigation. Carbon Balance and Management **7**:11. Available from http://www.cbmjournal.com/content/7/1/11 (accessed May 21, 2026).

Krüger K, Fischer FJ, Stritih A, Klemmt H-J, Seidl R. 2026. Managing the future: Post-disturbance forest recovery across management types in Central Europe. Forest Ecology and Management **608**:123616. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112726001143.

Krüger K, Senf C, Hagge J, Seidl R. 2025. Setting aside areas for conservation does not increase disturbances in temperate forests. Journal of Applied Ecology **62**:1271–1281. John Wiley and Sons Inc. Available from https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2664.70036.

Kun Z, DellaSala D, Keith H, Kormos C, Mercer B, Moomaw WR, Wiezik M. 2020. Recognizing the importance of unmanaged forests to mitigate climate change. GCB Bioenergy **12**:1034–1035. Blackwell Publishing Ltd. Available from https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/gcbb.12714.

Laimer T, Gregor K, Grote R, Jung C, Schindler D, Arneth A. 2026. Between a log and a hard place: European forests under competing demands. European Journal of Forest ResearchDOI: 10.1007/S10342-026-01899-1.

Landry G, Thiffault E, Cyr D, Moreau L, Boulanger Y, Dymond C. 2021. Mitigation Potential of Ecosystem-Based Forest Management under Climate Change: A Case Study in the Boreal-Temperate Forest Ecotone. Forests **12**:1667. MDPI. Available from https://www.mdpi.com/1999-4907/12/12/1667.

Larsson M, Dahl J, Lundmark T, Gundale MJ, Lim H, Nordin A. 2025. Conversion of unmanaged boreal forest to even-aged management has a stronger effect on carbon stocks in the organic layer than the mineral soil. Forest Ecology and Management **578**:122458. Elsevier B.V. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112724007709.

Latterini F, Dyderski MK, Horodecki P, Rawlik M, Stefanoni W, Högbom L, Venanzi R, Picchio R, Jagodziński AM. 2024. A Meta-analysis of the effects of ground-based extraction technologies on fine roots in forest soils. Land Degradation & Development **35**:9–21. John Wiley and Sons Ltd. Available from https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ldr.4902.

Law BE, Hudiburg TW, Berner LT, Kent JJ, Buotte PC, Harmon ME. 2018. Land use strategies to mitigate climate change in carbon dense temperate forests. Proceedings of the National Academy of Sciences **115**:3663–3668. Available from https://pnas.org/doi/full/10.1073/pnas.1720064115.

Lecina-Diaz J, Turner MG, Seidl R. 2026. Forest Reorganisation After Natural Disturbance: A Synthesis. Global Ecology and Biogeography **35**. Available from https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/geb.70220.

Leskinen P, Cardellini G, González-García S, Hurmekoski E, Sathre R, Seppälä J, Smyth C, Stern T, Verkerk PJ. 2018. Substitution effects of wood-based products in climate change mitigation. Page From Science to Policy. From Science to Policy. European Forest Institute. Available from https://www.efi.int/publications-bank/substitution-effects-wood-based-products-climate-change-mitigation.

Leturcq P. 2020. GHG displacement factors of harvested wood products: the myth of substitution. Scientific Reports **10**:20752. Available from https://www.nature.com/articles/s41598-020-77527-8.

Leuschner C, Feldmann E, Pichler V, Glatthorn J, Hertel D. 2022. Forest management impact on soil organic carbon: A paired-plot study in primeval and managed European beech forests. Forest Ecology and Management **512**:120163. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112722001578.

Leverkus AB et al. 2018. Salvage logging effects on regulating and supporting ecosystem services — a systematic map. Canadian Journal of Forest Research **48**:983–1000. Available from https://cdnsciencepub.com/doi/10.1139/cjfr-2018-0114.

Leverkus AB, Buma B, Wagenbrenner J, Burton PJ, Lingua E, Marzano R, Thorn S. 2021a. Tamm review: Does salvage logging mitigate subsequent forest disturbances? Forest Ecology and Management **481**:118721. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112720314900.

Leverkus AB, Gustafsson L, Lindenmayer DB, Castro J, Rey Benayas JM, Ranius T, Thorn S. 2020. Salvage logging effects on regulating ecosystem services and fuel loads. Frontiers in Ecology and the Environment **18**:391–400. Available from https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/fee.2219.

Leverkus AB, Polo I, Baudoux C, Thorn S, Gustafsson L, Rubio de Casas R. 2021b. Resilience impacts of a secondary disturbance: Meta-analysis of salvage logging effects on tree regeneration. Journal of Ecology **109**:3224–3232. Available from https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2745.13581.

Liang C, Amelung W, Lehmann J, Kästner M. 2019. Quantitative assessment of microbial necromass contribution to soil organic matter. Global Change Biology **25**:3578–3590. Blackwell Publishing Ltd. Available from https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/gcb.14781.

Lindenmayer D, Thorn S, Banks S. 2017. Please do not disturb ecosystems further. Nature Ecology & Evolution **1**:0031. Available from https://www.nature.com/articles/s41559-016-0031.

Liu W, Ashton MS, Ducey MJ, Bradford MA, Kuebbing SE. 2025. Sustainable forest management for carbon, wood and biodiversity must consider natural disturbance regimes. Environmental Research Letters **20**:064020. Available from https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/add54d.

Liu Y, Lei P, Xiang W, Yan W, Chen X. 2017. Accumulation of soil organic C and N in planted forests fostered by tree species mixture. Biogeosciences **14**:3937–3945. Copernicus GmbH. Available from https://bg.copernicus.org/articles/14/3937/2017/.

Lucash MS, Scheller RM, J. Gustafson E, R. Sturtevant B. 2017. Spatial resilience of forested landscapes under climate change and management. Landscape Ecology **32**:953–969. Springer Netherlands. Available from http://link.springer.com/10.1007/s10980-017-0501-3.

Luick R, Hennenberg K, Leuschner C, Grossmann M, Jedicke E, Schoof N, Waldenspuhl T. 2022. Primeval, natural and commercial forests in the context of biodiversity and climate protection - Part 2: The Narrative of the Climate Neutrality of Wood as a Resource. Naturschutz und Landschaftsplanung (NuL) **53**:22–35. Available from https://www.nul-online.de/artikel.dll/CMGR_DOI?DOI=10.1399/NuL.2022.01.02.e.

Luick R, Jedicke E, Fartmann T, Grossmann M, Ibisch PL, Potthast T, Settele J. 2025. Forests caught between climate protection and resource provision. Naturschutz und Landschaftsplanung (NuL) **57**:16–27. Verlag Eugen Ulmer. Available from https://www.nul-online.de/artikel.dll/CMGR_DOI?DOI=10.1399/NuL.127969.

Lundmark R. 2025. Leakage Effects from Restrictions in Timber Supply: An Application to Sweden. Forests **16**:407. Multidisciplinary Digital Publishing Institute (MDPI). Available from https://www.mdpi.com/1999-4907/16/3/407.

Luyssaert S et al. 2018. Trade-offs in using European forests to meet climate objectives. Nature **562**:259–262. Available from https://www.nature.com/articles/s41586-018-0577-1.

Luyssaert S, Schulze E, Börner A, Knohl A, Hessenmöller D, Law BE, Ciais P, Grace J. 2008. Old-growth forests as global carbon sinks. NatureDOI: 10.1038/NATURE07276.

Luyssaert S, Schulze E-D, Knohl A, Law BE, Ciais P, Grace J. 2021. Reply to: Old-growth forest carbon sinks overestimated. Nature **591**:E24–E25.

Ma L, Ma J, Yan P, Tian F, Peñuelas J, Rao MP, Fu Y, Hu Z. 2025. Planted Forests in China Have Higher Drought Risk Than Natural Forests. Global Change Biology **31**. Available from https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/gcb.70055.

Macek M, Wild J, Kopecký M, Červenka J, Svoboda M, Zenáhlíková J, Brůna J, Mosandl R, Fischer A. 2017. Life and death of *Picea abies* after bark-beetle outbreak: ecological processes driving seedling recruitment. Ecological Applications **27**:156–167. Available from https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/eap.1429.

Mackey B, Moomaw W, Lindenmayer D, Keith H. 2022. Net carbon accounting and reporting are a barrier to understanding the mitigation value of forest protection in developed countries. Environmental Research Letters **17**:054028. Institute of Physics. Available from https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/ac661b.

Maierhofer D, van Karsbergen V, Potrč Obrecht T, Ruschi Mendes Saade M, Gingrich S, Streicher W, Erb K-H, Passer A. 2024. Linking forest carbon opportunity costs and greenhouse gas emission substitution effects of wooden buildings: The climate optimum concept. Sustainable Production and Consumption **51**:612–627. Elsevier B.V. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2352550924002471.

Main-Knorn M, Cohen WB, Kennedy RE, Grodzki W, Pflugmacher D, Griffiths P, Hostert P. 2013. Monitoring coniferous forest biomass change using a Landsat trajectory-

based approach. Remote Sensing of Environment **139**:277–290. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S003442571300268X.

Mäkipää R et al. 2023. How does management affect soil C sequestration and greenhouse gas fluxes in boreal and temperate forests? – A review. Forest Ecology and Management **529**:120637. Elsevier B.V. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112722006314.

Malliarou E, Dalmaris E, Avramidou E V. 2026. Climate-Smart Forestry and Its Strong Correlation with Forest Genetic Resources: Current State and Future Actions. Forests **17**:268. Available from https://www.mdpi.com/1999-4907/17/2/268.

Mandl L et al. 2025. The amount of undisturbed forest in proximity of severe disturbance patches enhances their recovery in temperate Europe. Landscape Ecology **40**:199. Available from https://link.springer.com/10.1007/s10980-025-02231-9.

Mann D, Gohr C, Blumröder JS, Ibisch PL. 2023. Does fragmentation contribute to the forest crisis in Germany? Frontiers in Forests and Global Change **6**. Available from https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/ffgc.2023.1099460/full.

Marandi N, Shirzad S. 2025. Sustainable cement and concrete technologies: a review of materials and processes for carbon reduction. Innovative Infrastructure Solutions **10**:408. Springer Science and Business Media Deutschland GmbH. Available from https://link.springer.com/10.1007/s41062-025-02213-5.

Marangon D, Betetto C, Wohlgemuth T, Cadez L, Alberti G, Tomelleri E, Lingua E. 2024. Impact of salvage logging on short-term natural regeneration in montane forests of the Alps after large windthrow events. Forest Ecology and Management **567**:122085. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112724003979.

Marangon D, Marchi N, Lingua E. 2022. Windthrown elements: a key point improving microsite amelioration and browsing protection to transplanted seedlings. Forest Ecology and Management **508**:120050. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112722000445.

Markuljaková K et al. 2025a. Old-growth mixed beech-dominated forests continue accumulating carbon with advancing age. Forest EcosystemsDOI: 10.1016/J.FECS.2025.100411.

Markuljaková K et al. 2025b. Rewilding beech-dominated temperate forest ecosystems: effects on carbon stocks and biodiversity indicators. iForest : Biogeosciences and ForestryDOI: 10.3832/IFOR4600-017.

Mathes T, Seidel D, Klemmt H-J, Thom D, Annighöfer P. 2024. The effect of forest structure on drought stress in beech forests (*Fagus sylvatica* L.). Forest Ecology and Management **554**:121667.

Mathys AS, Bottero A, Stadelmann G, Thürig E, Ferretti M, Temperli C. 2021. Presenting a climate-smart forestry evaluation framework based on national forest inventories. Ecological Indicators **133**:108459. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X21011249.

Mayer M et al. 2020. Tamm Review: Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis. Forest Ecology and ManagementDOI: 10.1016/J.FORECO.2020.118127.

McGrath MJ, Schulte-Frohlinde A, Luyssaert S. 2024. New ways for (in)validating the forest carbon neutrality hypothesis. Global Change Biology **30**. John Wiley and Sons Inc. Available from https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/gcb.16982.

Meigs GW, Donato DC, Campbell JL, Martin JG, Law BE. 2009. Forest Fire Impacts on Carbon Uptake, Storage, and Emission: The Role of Burn Severity in the Eastern Cascades, Oregon. Ecosystems **12**:1246–1267. Available from http://link.springer.com/10.1007/s10021-009-9285-x.

Menge JH, Magdon P, Wöllauer S, Ehbrecht M. 2023. Impacts of forest management on stand and landscape-level microclimate heterogeneity of European beech forests. Landscape Ecology **38**:903–917. Available from https://link.springer.com/10.1007/s10980-023-01596-z.

Menichetti L, Lehtonen A, Lindroos A, Merilä P, Huuskonen S, Ukonmaanaho L, Mäkipää R. 2025. Soil Carbon Dynamics During Stand Rotation in Boreal Forests. European Journal of Soil Science **76**. John Wiley and Sons Inc. Available from https://bsssjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/ejss.70154.

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 EcologyDOI: 10.1111/1365-2745.13740.

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**:1157–1170. John Wiley and Sons Inc. Available from https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/plb.13396.

Millar CI, Stephenson NL, Stephens SL. 2007. Climate change and forests of the future: Managing in the face of uncertainty. Ecological Applications **17**:2145–2151. Available from https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/06-1715.1.

Miller SA, Horvath A, Monteiro PJM. 2016. Readily implementable techniques can cut annual CO_2 emissions from the production of concrete by over 20%. Environmental Research Letters **11**:074029. Institute of Physics Publishing. Available from https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/11/7/074029.

Mohr J, Thom D, Hasenauer H, Seidl R. 2024. Are uneven-aged forests in Central Europe less affected by natural disturbances than even-aged forests? Forest Ecology and Management **559**:121816. Elsevier B.V. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112724001282.

Moktan L et al. 2025a. Not only aboveground biomass: Soil of undisturbed Carpathian beech forests also stores substantial carbon. Forest Ecology and Management **597**:123140. Elsevier B.V. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112725006486.

Moktan L, Hofmeister J, Oulehle F, Urban O, Hruška J, Metok MS, Mikoláš M, Markuljaková K, Svoboda M. 2025b. Forest management reduces soil carbon sequestration potential in European temperate forests. Forest Ecology and ManagementDOI: 10.1016/J.FORECO.2025.122493.

Moomaw WR, Law BE, Goetz SJ. 2020. Focus on the role of forests and soils in meeting climate change mitigation goals: summary. Environmental Research Letters **15**:045009. Institute of Physics Publishing. Available from https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/ab6b38.

Müller J, Noss RF, Thorn S, Bässler C, Leverkus AB, Lindenmayer D. 2019. Increasing disturbance demands new policies to conserve intact forest. Conservation Letters **12**. Available from https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/conl.12449.

Muys B, Messier C. 2023. Climate-smart forest management caught between a rock and a hard place. Annals of Forest Science **80**:43. Springer-Verlag Italia s.r.l. Available from https://annforsci.biomedcentral.com/articles/10.1186/s13595-023-01208-5.

Myllyviita T, Soimakallio S, Judl J, Seppälä J. 2021. Wood substitution potential in greenhouse gas emission reduction–review on current state and application of displacement factors. Forest Ecosystems **8**:42. Available from https://forestecosyst.springeropen.com/articles/10.1186/s40663-021-00326-8.

Nabuurs G-J, Delacote P, Ellison D, Hanewinkel M, Hetemäki L, Lindner M. 2017. By 2050 the Mitigation Effects of EU Forests Could Nearly Double through Climate Smart Forestry. Forests **8**:484. Available from https://www.mdpi.com/1999-4907/8/12/484.

Nabuurs G-J, Verkerk PJ, Schelhaas M-J, González Olabarria JR, Trasobares A, Cienciala E. 2018. Climate-Smart Forestry: mitigation impacts in three European regions. From Science to Policy. European Forest Institute. Available from https://www.efi.int/publications-bank/climate-smart-forestry-mitigation-impacts-three-european-regions.

Nagel R, Meyer P, Blaschke M, Feldmann E. 2023. Strict forest protection: 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 ChangeDOI: 10.3389/FFGC.2023.1099558.

Nazari M, Eteghadipour M, Zarebanadkouki M, Ghorbani M, Dippold MA, Bilyera N, Zamanian K. 2021. Impacts of Logging-Associated Compaction on Forest Soils: A Meta-Analysis. Frontiers in Forests and Global Change **4**. Frontiers Media S.A. Available from https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/ffgc.2021.780074/full.

Ni X, Liao S, Tan S, Peng Y, Wang D, Yue K, Wu F, Yang Y. 2020. The vertical distribution and control of microbial necromass carbon in forest soils. Global Ecology and Biogeography **29**:1829–1839. Blackwell Publishing Ltd. Available from https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/geb.13159.

Noormets A, Epron D, Domec J, McNulty SG, Fox TR, Sun G, King JS. 2015. Effects of forest management on productivity and carbon sequestration: A review and

hypothesis. Forest Ecology and ManagementDOI: 10.1016/J.FORECO.2015.05.019.

Nord-Larsen T, Vesterdal L, Bentsen NS, Larsen JB. 2019. Ecosystem carbon stocks and their temporal resilience in a semi-natural beech-dominated forest. Forest Ecology and ManagementDOI: 10.1016/J.FORECO.2019.05.038.

Norris C, Hobson P, Ibisch PL. 2012. Microclimate and vegetation function as indicators of forest thermodynamic efficiency. Journal of Applied Ecology **49**:562–570. Available from https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2664.2011.02084.x.

Novick KA et al. 2024. The impacts of rising vapour pressure deficit in natural and managed ecosystems. Plant, Cell & Environment **47**:3561–3589. John Wiley and Sons Inc. Available from https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/pce.14846.

Odum EP. 1969. The Strategy of Ecosystem Development. Science **164**:262–270.

Ohmura T, Creutzburg L, Lieberherr E. 2026. Sinking into standing forests or timber for climate change mitigation: Instrument constituencies and policy preferences. Forest Policy and Economics **182**:103686. Elsevier B.V. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1389934125002655.

Olsson JA, Miller SA, Alexander MG. 2023. Near-term pathways for decarbonizing global concrete production. Nature Communications **14**:4574. Nature Research. Available from https://www.nature.com/articles/s41467-023-40302-0.

Pan W, Kim M-K, Ning Z, Yang H. 2020. Carbon leakage in energy/forest sectors and climate policy implications using meta-analysis. Forest Policy and Economics **115**:102161. Elsevier B.V. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1389934119305064.

Pang J, Xu H, Xu Y, Zhang Y, Wu X, Li K, Zhang Z. 2025. Flash droughts threaten global managed forests. Nature Communications **16**:11027. Nature Research. Available from https://www.nature.com/articles/s41467-025-66021-2.

Pardos M, Calama R, Alejano R, Madrigal G, Calzado A, Hevia A, Tíscar PA, Vázquez-Piqué J. 2025. Carbon storage potentiality in successional and secondary old growth forests. European Journal of Forest Research **144**:193–211. Springer Science and Business Media Deutschland GmbH. Available from https://link.springer.com/10.1007/s10342-024-01750-5.

Pascual D et al. 2026. Higher carbon storage in primary than secondary boreal forests in Sweden. Science **391**:1256–1261. Available from https://www.science.org/doi/10.1126/science.adz8554.

Patacca M et al. 2023. Significant increase in natural disturbance impacts on European forests since 1950. Global Change Biology **29**:1359–1376. Available from https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/gcb.16531.

Petersson H, Ellison D, Appiah Mensah A, Berndes G, Egnell G, Lundblad M, Lundmark T, Lundström A, Stendahl J, Wikberg P. 2022. On the role of forests and the forest

sector for climate change mitigation in Sweden. GCB Bioenergy **14**:793–813. Available from https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/gcbb.12943.

Piazza N, Bebi P, Vacchiano G, Rigling A, Wohlgemuth T, Bottero A. 2024a. Post-windthrow forest development in spruce-dominated mountain forests in Central Europe. Forest Ecology and Management **561**:121884. Elsevier B.V. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112724001968.

Piazza N, Malanchini L, Nevola E, Vacchiano G. 2024b. Where to start with climate-smart forest management? Climatic risk for forest-based mitigation. Natural Hazards and Earth System Sciences **24**:3579–3595. Available from https://nhess.copernicus.org/articles/24/3579/2024/.

Plaga BNE, Bauhus J, Pretzsch H, Pereira MG, Forrester DI. 2024. Influence of crown and canopy structure on light absorption, light use efficiency, and growth in mixed and pure *Pseudotsuga menziesii* and *Fagus sylvatica* forests. European Journal of Forest Research **143**:479–491. Springer Science and Business Media Deutschland GmbH. Available from https://link.springer.com/10.1007/s10342-023-01638-w.

Potterf M et al. 2026. Tree Regeneration After Unprecedented Forest Disturbances in Central Europe Is Robust but Maladapted to Future Climate Change. Global Change Biology **32**. Available from https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/gcb.70734.

Pretzsch H. 2020. The course of tree growth. Theory and reality. Forest Ecology and Management **478**:118508. Elsevier B.V. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112720312779.

Pretzsch H. 2022. The emergent past: past natural and human disturbances of trees can reduce their present resistance to drought stress. European Journal of Forest Research **141**:87–104. Springer Science and Business Media Deutschland GmbH. Available from https://link.springer.com/10.1007/s10342-021-01422-8.

Priewasser K, Brang P, Bachofen H, Bugmann H, Wohlgemuth T. 2013. Impacts of salvage-logging on the status of deadwood after windthrow in Swiss forests. European Journal of Forest Research **132**:231–240. Available from http://link.springer.com/10.1007/s10342-012-0670-1.

Pugh TAM, Lindeskog M, Smith B, Poulter B, Arneth A, Haverd V, Calle L. 2019. Role of forest regrowth in global carbon sink dynamics. Proceedings of the National Academy of Sciences **116**:4382–4387. National Academy of Sciences. Available from https://pnas.org/doi/full/10.1073/pnas.1810512116.

Putzenlechner B et al. 2026, January 12. Reforestation under climate change - a cross-regional deadwood retention experiment to develop multifunctional forests on disturbed Norway spruce areas. Available from http://biorxiv.org/lookup/doi/10.64898/2026.01.12.698939.

Putzenlechner B, Grieger S, Czech C, Koal P. 2025. Post-disturbance treatment effects on microclimate and vegetation recovery on Norway spruce calamity areas from in situ and UAV-based monitoring. Forest Ecology and Management **597**:123131. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112725006395.

Ralhan D et al. 2023. Temperate Primary Forest Biomass Accumulates over Centuries-Long Time Frames. Ecosystems **26**:1685–1702.

Ray T, Delory BM, Beugnon R, Bruelheide H, Cesarz S, Eisenhauer N, Ferlian O, Quosh J, von Oheimb G, Fichtner A. 2023. Tree diversity increases productivity through enhancing structural complexity across mycorrhizal types. Science Advances **9**. Available from https://www.science.org/doi/10.1126/sciadv.adi2362.

Reek JE, Crowther TW, Lauber T, Schemm S, Parastatidis D, Chrysoulakis N, Huang M, Piao S, Zohner CM, Smith GR. 2025. Forest edges are globally warmer than interiors and exceed optimal temperatures for vegetation productivity. Communications Earth & Environment **6**:635. Nature Publishing Group. Available from https://www.nature.com/articles/s43247-025-02626-1.

Reinhold S, Koch O, Schweiger A, von Detten R. 2025. Perspectives: The license to fail – Steps towards an adaptive paradigm for forest management in times of unprecedented uncertainty. Forest Ecology and Management **585**:122653. Elsevier B.V. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112725001616.

Riek W, Russ A, Marx M. 2021. Concentrations of Inorganic and Organic Pollutants in Forest Soils as an Archive of Anthropogenic Inputs in the State of Brandenburg, Germany. Applied Sciences **11**:1189. MDPI AG. Available from https://www.mdpi.com/2076-3417/11/3/1189.

Rimal S, Djahangard M, Yousefpour R. 2022. Forest Management under Climate Change: A Decision Analysis of Thinning Interventions for Water Services and Biomass in a Norway Spruce Stand in South Germany. Land **11**:446. Available from https://www.mdpi.com/2073-445X/11/3/446.

Rock J, Adam S, Bender S, Dunger K, Rüter S, Stümer W. 2025. Effects of the 2018 – 2020 disturbances on the projected Carbon balance of German forests and LULUCF climate protection targets - Thünen Working Paper 268. Braunschweig.

Röder M, Thiffault E, Martínez-Alonso C, Senez-Gagnon F, Paradis L, Thornley P. 2019. Understanding the timing and variation of greenhouse gas emissions of forest bioenergy systems. Biomass and Bioenergy **121**:99–114. Elsevier Ltd. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0961953418303532.

Roitsch D, Abruscato S, Lovrić M, Lindner M, Orazio C, Winkel G. 2023. Close-to-nature forestry and intensive forestry – Two response patterns of forestry professionals towards climate change adaptation. Forest Policy and Economics **154**:103035. Elsevier B.V. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1389934123001302.

Rönnefarth S, Adhikari Y, Jouy F, Ibisch PL. 2025. From Ashes to Extremes: Dynamics of Land Surface Temperature and Vapor Pressure Deficit in Post-Fire Pine Forests. Available from https://www.ssrn.com/abstract=5220873.

Royo AA, Peterson CJ, Stanovick JS, Carson WP. 2016. Evaluating the ecological impacts of salvage logging: can natural and anthropogenic disturbances promote

coexistence? Ecology **97**:1566–1582. Available from https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/15-1093.1.

Rummukainen M. 2026. Climate benefits of Nordic forestry revisited, a review. Forestry: An International Journal of Forest Research **99**. Available from https://academic.oup.com/forestry/article/doi/10.1093/forestry/cpag017/8501329.

Rüter S, Werner F, Forsell N, Prins C, Vial E, Levet A-L. 2015. ClimWood2030 - Climate benefits of material substitution by forest biomass and harvested wood products: Perspective 2030. Final report. Braunschweig, Germany. Available from https://hdl.handle.net/10419/144794 (accessed May 14, 2026).

Sachsenmaier L, Schnabel F, Dietrich P, Eisenhauer N, Ferlian O, Quosh J, Richter R, Wirth C. 2024. Forest growth resistance and resilience to the 2018–2020 drought depend on tree diversity and mycorrhizal type. Journal of Ecology **112**:1787–1803. John Wiley and Sons Inc. Available from https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2745.14360.

Santopuoli G, Temperli C, Alberdi I, Barbeito I, Bosela M, Bottero A, Klopčič M, Lesinski J, Panzacchi P, Tognetti R. 2021. Pan-European sustainable forest management indicators for assessing Climate-Smart Forestry in Europe. Canadian Journal of Forest Research **51**:1741–1750. Canadian Science Publishing. Available from https://cdnsciencepub.com/doi/10.1139/cjfr-2020-0166.

Saponaro V, De Cáceres M, Dalmonech D, D'Andrea E, Vangi E, Collalti A. 2025. Assessing the combined effects of forest management and climate change on carbon and water fluxes in European beech forests. Forest Ecosystems **12**:100290. KeAi Communications Co. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S219756202400126X.

Sathre R, O'Connor J. 2010. Meta-analysis of greenhouse gas displacement factors of wood product substitution. Environmental Science & Policy **13**:104–114. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1462901109001804.

Schaap M et al. 2017, November 30. Atmospheric nitrogen deposition to terrestrial ecosystems across Germany. Available from https://bg.copernicus.org/preprints/bg-2017-491/.

Schick A, Ibisch PL, Adhikari Y, Delius L, Dingler AL, Götz B, Hirsch H, Orlova S, Stein K. 2026, May 21. Evaluating the ecosystem-friendliness and suitability of potential future autochthonous tree species for ecosystem-based restoration. https://doi.org/10.22541/essoar.15003715/v1.

Schmied G, Hilmers T, Uhl E, Pretzsch H. 2022. The Past Matters: Previous Management Strategies Modulate Current Growth and Drought Responses of Norway Spruce (*Picea abies* H. Karst.). Forests **13**:243. MDPI. Available from https://www.mdpi.com/1999-4907/13/2/243.

Schönbeck LC, Schuler P, Lehmann MM, Mas E, Mekarni L, Pivovaroff AL, Turberg P, Grossiord C. 2022. Increasing temperature and vapour pressure deficit lead to hydraulic damages in the absence of soil drought. Plant, Cell & Environment

45:3275–3289. John Wiley and Sons Inc. Available from https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/pce.14425.

Schrumpf M, Kaiser K, Schulze E-D. 2014. Soil Organic Carbon and Total Nitrogen Gains in an Old Growth Deciduous Forest in Germany. PLoS ONE **9**:e89364. Available from https://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0089364.

Schuldt B 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. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1439179120300414.

Schulte M, Jonsson R, Hammar T, Stendahl J, Hansson P-A. 2022. Nordic forest management towards climate change mitigation: time dynamic temperature change impacts of wood product systems including substitution effects. European Journal of Forest Research **141**:845–863. Available from https://link.springer.com/10.1007/s10342-022-01477-1.

Schulte M, Lauri P, Di Fulvio F, Forsell N, Augustynczik ALD, Eggers J, Hahn T, Jonsson R. 2025. Global forest carbon leakage and substitution effect potentials: The case of the Swedish forest sector. Journal of Environmental Management **393**:127193. Academic Press. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S030147972503169X.

Schulze ED, Sierra CA, Egenolf V, Woerdehoff R, Irslinger R, Baldamus C, Stupak I, Spellmann H. 2020. The climate change mitigation effect of bioenergy from sustainably managed forests in Central Europe. GCB Bioenergy **12**:186–197. Blackwell Publishing Ltd. Available from https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/gcbb.12672.

Schwarz J, Skiadaresis G, Reinhart A-L, Bauhus J. 2025. Increased drought mortality in fast-growing silver fir trees in the Black Forest. Forest Ecology and Management **578**:122441. Elsevier B.V. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112724007539.

Sebald J, Thrippleton T, Rammer W, Bugmann H, Seidl R. 2021. Mixing tree species at different spatial scales: The effect of alpha, beta and gamma diversity on disturbance impacts under climate change. Journal of Applied Ecology **58**:1749–1763. John Wiley and Sons Inc. Available from https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2664.13912.

See CR, Keller AB, Hobbie SE, Kennedy PG, Weber PK, Pett-Ridge J. 2022. Hyphae move matter and microbes to mineral microsites: Integrating the hyphosphere into conceptual models of soil organic matter stabilization. Global Change Biology **28**:2527–2540. John Wiley and Sons Inc. Available from https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/gcb.16073.

Seidl R, Potterf M, Müller J, Turner MG, Rammer W. 2024. Patterns of early post-disturbance reorganization in Central European forests. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences **291**. Available from https://royalsocietypublishing.org/doi/10.1098/rspb.2024.0625.

Senf C, Buras A, Zang CS, Rammig A, Seidl R. 2020. Excess forest mortality is consistently linked to drought across Europe. Nature Communications **11**:6200. Available from https://www.nature.com/articles/s41467-020-19924-1.

Senf C, Müller J, Seidl R. 2019. Post-disturbance recovery of forest cover and tree height differ with management in Central Europe. Landscape Ecology **34**:2837–2850. Available from http://link.springer.com/10.1007/s10980-019-00921-9.

Sevillano I, Antón-Fernández C, Søgaard G, Astrup R. 2025. Improved forest management for increased carbon sequestration: An assessment of the most prominent approaches in Norway. Journal of Environmental Management **375**:124333. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479725003093.

Shao P, Liang C, Lynch L, Xie H, Bao X. 2019. Reforestation accelerates soil organic carbon accumulation: Evidence from microbial biomarkers. Soil Biology and Biochemistry **131**:182–190. Elsevier Ltd. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0038071719300124.

Shephard N, Maggard A. 2023. Guidelines for effective climate smart forestry. Environmental Research Letters **18**:061004. Available from https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/acd653.

Sikkema R, Wilhelmsson E, Ellison D, Petersson H. 2024. Forest Owner Attitudes Toward Climate-Proof Forest Management in Sweden and the Netherlands—Between Forest Strategies and Practical Measures. Small-scale Forestry **23**:693–720. Available from https://link.springer.com/10.1007/s11842-024-09576-0.

Simonsen M, Kjønaas OJ, Aall C. 2023. Substitution of fossil-energy intensive building materials by wood products – Does it matter? A case study from Western Norway. Journal of Cleaner Production **383**:134941. Elsevier Ltd. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0959652622045140.

Smyth C, Rampley G, Lemprière TC, Schwab O, Kurz WA. 2017. Estimating product and energy substitution benefits in national-scale mitigation analyses for Canada. GCB Bioenergy **9**:1071–1084. Available from https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/gcbb.12389.

Sohn JA, Hartig F, Kohler M, Huss J, Bauhus J. 2016. Heavy and frequent thinning promotes drought adaptation in *Pinus sylvestris* forests. Ecological Applications **26**:2190–2205. Ecological Society of America. Available from https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/eap.1373.

Soimakallio S, Saikku L, Valsta L, Pingoud K. 2016. Climate Change Mitigation Challenge for Wood Utilization—The Case of Finland. Environmental Science & Technology **50**:5127–5134. Available from https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.6b00122.

Sommerfeld A, Rammer W, Heurich M, Hilmers T, Müller J, Seidl R. 2021. Do bark beetle outbreaks amplify or dampen future bark beetle disturbances in Central Europe? Journal of Ecology **109**:737–749. Blackwell Publishing Ltd. Available from https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2745.13502.

Spathelf P, Bolte A. 2025. Continuous-cover forestry – the appropriate concept for climate change adaptation of forests in Germany? Ciência Florestal:e90715. Available from https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/90715.

Spicer ME, Royo AA, Wenzel JW, Carson WP. 2023. Understory plant growth forms respond independently to combined natural and anthropogenic disturbances. Forest Ecology and Management **543**:121077. Elsevier B.V. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112723003110.

Springer K et al. 2024. Identifying the stand properties that support both high biodiversity and carbon storage in German forests. Forest Ecology and Management **572**:122328. Elsevier B.V. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112724006406.

Steinebrunner F, Tischer A, Medicus T, Huth F, Bernhardt-Römermann M. 2025. The effects of deadwood on tree regeneration and microsites: A systematic review. Forest Ecology and Management **596**:123096. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112725006048.

Stewart JD et al. 2026. Global density and biomass of arbuscular mycorrhizal fungal networks. Science **392**:1171–1176. Available from https://www.science.org/doi/10.1126/science.adu4373.

Stillhard J, Hobi ML, Brang P, Brändli U-B, Korol M, Pokynchereda V, Abegg M. 2022. Structural changes in a primeval beech forest at the landscape scale. Forest Ecology and Management **504**:119836. Elsevier B.V. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112721009270.

Suter F, Steubing B, Hellweg S. 2017. Life Cycle Impacts and Benefits of Wood along the Value Chain: The Case of Switzerland. Journal of Industrial Ecology **21**:874–886. Available from https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/jiec.12486.

Synek M, Cienciala E, Kubišta J. 2025. Carbon storage and climate mitigation effect in Central European forestry - To be managed, or left unmanaged? Journal of Forest Science **71**:149–158. Available from http://jfs.agriculturejournals.cz/doi/10.17221/74/2024-JFS.html.

Taeroe A, de Koning JHC, Löf M, Tolvanen A, Heiðarsson L, Raulund-Rasmussen K. 2019. Recovery of temperate and boreal forests after windthrow and the impacts of salvage logging. A quantitative review. Forest Ecology and Management **446**:304–316. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112718321546.

Tahvanainen V, Roponen J, Saini BS, Pajasmaa J, Shavazipour B, Ruiz F, Niemi MT, Takala T, Vauhkonen J, Miettinen K. 2026. Advancing climate-smart forestry with an interactive decision-support tool that incorporates the preferences of private forest owners. Forest Policy and Economics **187**:103764. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1389934126000699.

Tao F et al. 2023. Microbial carbon use efficiency promotes global soil carbon storage. Nature **618**:981–985. Available from https://www.nature.com/articles/s41586-023-06042-3.

Taylor A, Hurmekoski E, Brandeis C, Domke G. 2023. Substitution Estimates for Wood Products in the United States, 1990 to 2020. Forest Products Journal **73**:362–369. Available from https://fpj.kglmeridian.com/view/journals/fpro/73/4/article-p362.xml.

Temperli C et al. 2022. National Forest Inventory Data to Evaluate Climate-Smart Forestry. Pages 107–139 in Tognetti R, Smith M, Panzacchi P, editors. Climate-Smart Forestry in Mountain Regions. Managing Forest Ecosystems. Springer, Cham.

Ter-Mikaelian MT, Desjardins SM, Chen J. 2026. Climate warming effect of disposal fates of harvested wood products. Carbon Balance and ManagementDOI: 10.1186/s13021-026-00442-4. Available from https://link.springer.com/10.1186/s13021-026-00442-4.

Thom D et al. 2023. Regeneration in European beech forests after drought: the effects of microclimate, deadwood and browsing. European Journal of Forest Research **142**:259–273. Available from https://link.springer.com/10.1007/s10342-022-01520-1.

Thom D, Rammer W, Seidl R. 2017. Disturbances catalyze the adaptation of forest ecosystems to changing climate conditions. Global Change Biology **23**:269–282. Blackwell Publishing Ltd. Available from https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/gcb.13506.

Thom D, Sommerfeld A, Sebald J, Hagge J, Müller J, Seidl R. 2020. Effects of disturbance patterns and deadwood on the microclimate in European beech forests. Agricultural and Forest Meteorology **291**:108066. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0168192320301684.

Thorn S et al. 2018. Impacts of salvage logging on biodiversity: A meta-analysis. Journal of Applied Ecology **55**:279–289. Available from https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2664.12945.

Thorn S et al. 2020. Estimating retention benchmarks for salvage logging to protect biodiversity. Nature Communications **11**:4762. Available from https://www.nature.com/articles/s41467-020-18612-4.

Thumb von Neuburg B, Eder C, Zarebanakouki M, Pfeiffer I, Falk W, Thom D. 2026. Can a fundamental change in forest management improve the forest carbon balance of mixed oak forests in Central Europe? Forest Ecology and Management **606**:123557. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112726000551.

Toda M, Knohl A, Luyssaert S, Hara T. 2023. Simulated effects of canopy structural complexity on forest productivity. Forest Ecology and Management **538**:120978.

Tognetti R, Smith M, Panzacchi P. 2022. An Introduction to Climate-Smart Forestry in Mountain Regions. Pages 1–33 Climate-Smart Forestry in Mountain Regions. Available from https://link.springer.com/10.1007/978-3-030-80767-2_1.

Vacek Z, Vacek S, Slanař J, Bílek L, Bulušek D, Štefančík I, Králíček I, Vančura K. 2019. Adaption of Norway spruce and European beech forests under climate change: from resistance to close-to-nature silviculture. Central European Forestry Journal

65:129–144. Sciendo. Available from https://reference-global.com/article/10.2478/forj-2019-0013.

Valade A, Bellassen V, Magand C, Luyssaert S. 2017. Sustaining the sequestration efficiency of the European forest sector. Forest Ecology and Management **405**:44–55. Elsevier B.V. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112717302128.

Vandekerkhove K, Vanhellemont M, Vrška T, Meyer P, Tabaku V, Thomaes A, Leyman A, De Keersmaeker L, Verheyen K. 2018. Very large trees in a lowland old-growth beech (*Fagus sylvatica* L.) forest: Density, size, growth and spatial patterns in comparison to reference sites in Europe. Forest Ecology and Management **417**:1–17. Elsevier B.V. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112717321862.

Vanhellemont M, Leyman A, Govaere L, De Keersmaeker L, Vandekerkhove K. 2024. Site-specific additionality in aboveground carbon sequestration in set-aside forests in Flanders (northern Belgium). Frontiers in Forests and Global ChangeDOI: 10.3389/FFGC.2024.1236203.

Verkerk PJ, Costanza R, Hetemäki L, Kubiszewski I, Leskinen P, Nabuurs GJ, Potočnik J, Palahí M. 2020. Climate-Smart Forestry: the missing link. Forest Policy and Economics **115**:102164. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1389934120300630.

Vizzarri M. 2024. Managing Global Forests in View of Multiple Goals: An Evidence-Based Perspective. Land **13**:2169. Available from https://www.mdpi.com/2073-445X/13/12/2169.

Wagner L, Miederhoff F. 2025. Forest disturbances change psychological ownership among traditional private forest owners in North Rhine Westphalia. Forest Policy and Economics **172**:103422. Elsevier B.V. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1389934125000012.

Walesiak M, Michielsen R, Mikusiński G, Żmihorski M. 2024. Salvage logging and subsequent post-windthrow management diminish forest bird communities for two decades. Journal of Applied Ecology **61**:2157–2168. John Wiley and Sons Inc. Available from https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2664.14727.

Wang B, An S, Liang C, Liu Y, Kuzyakov Y. 2021. Microbial necromass as the source of soil organic carbon in global ecosystems. Soil Biology and Biochemistry **162**:108422. Elsevier Ltd. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0038071721002960.

Wang L, Wei F, Tagesson T, Fang Z, Svenning J-C. 2025. Transforming forest management through rewilding: Enhancing biodiversity, resilience, and biosphere sustainability under global change. One Earth **8**:101195. Cell Press. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2590332225000211.

Wang R, Li C, An Z, Chang SX. 2026. Climate-smart forestry: Strategies, policies, and technologies for enhancing climate change mitigation and ecosystem sustainability.

Climate Smart Agriculture **3**:100110. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2950409026000146.

Washaya P, Potterf M, Modlinger R, Hüttnerová T, Melichová Z, Hlásny T. 2026. Severely disturbed forests in Central Europe retain robust recovery capacity but face resilience loss due to spatial homogenization. Landscape Ecology **41**:9. Available from https://link.springer.com/10.1007/s10980-025-02264-0.

WBW. 2021. Die Anpassung von Wäldern und Waldwirtschaft an den Klimawandel. Berlin.

WBW. 2023. Zum Umgang mit alten, naturnahen Laubwäldern in Deutschland im Spannungsfeld zwischen Biodiversitätsschutz, Klimaschutz. Berlin.

Weatherall A et al. 2022. Defining Climate-Smart Forestry. Pages 35–58 Climate-Smart Forestry in Mountain Regions. Available from https://link.springer.com/10.1007/978-3-030-80767-2_2.

Wedajo DY, Cristescu C, Billore S, Adamopoulos S. 2025. Carbon impact of wood-based products through substitution: a review of assessment aspects and future research perspectives in life cycle assessment. Carbon Management **16**. Available from https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/17583004.2025.2536350.

Wu H, Cui H, Fu C, Li R, Qi F, Liu Z, Yang G, Xiao K, Qiao M. 2024. Unveiling the crucial role of soil microorganisms in carbon cycling: A review. Science of The Total Environment **909**:168627. Elsevier B.V. Available from https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969723072558.

Yang B, Zhai J, He M, Ma R, Li Y, Zhang H, Guo J, Hu Z, Zhang W, Bai J. 2025a. Linking Soil Properties and Bacterial Communities with Organic Matter Carbon During Vegetation Succession. Plants **14**:937. Multidisciplinary Digital Publishing Institute (MDPI). Available from https://www.mdpi.com/2223-7747/14/6/937.

Yang F, Zhu L, Cao J, Yang F, Codogno B, Ma Q, Liang H, Wang W, Huang J. 2026a. Tree growth response and adaptation to climate change and climate extremes: From canopy to stem. Journal of Integrative Plant BiologyDOI: 10.1111/jipb.70145. Available from https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/jipb.70145.

Yang J, Schulte M, Hurmekoski E. 2026b. Substitution impacts of wood construction in the EU: connecting building level substitution to upstream wood flows. Journal of Industrial EcologyDOI: 10.1007/s44498-026-00049-5. Available from https://link.springer.com/10.1007/s44498-026-00049-5.

Yang Y, Gunina A, Cheng H, Liu L, Wang B, Dou Y, Wang Y, Liang C, An S, Chang SX. 2025b. Unlocking Mechanisms for Soil Organic Matter Accumulation: Carbon Use Efficiency and Microbial Necromass as the Keys. Global Change Biology **31**.

Yousefpour R, Augustynczik ALD, Hanewinkel M. 2017. Pertinence of reactive, active, and robust adaptation strategies in forest management under climate change. Annals of Forest Science **74**:40. Springer-Verlag France. Available from https://annforsci.biomedcentral.com/articles/10.1007/s13595-017-0640-3.

Yousefpour R, Augustynczik ALD, Reyer CPO, Lasch-Born P, Suckow F, Hanewinkel M. 2018. Realizing Mitigation Efficiency of European Commercial Forests by Climate Smart Forestry. Scientific Reports **8**:345. Available from https://www.nature.com/articles/s41598-017-18778-w.

Zamora-Pereira JC, Hanewinkel M, Yousefpour R. 2023. Robust management strategies promoting ecological resilience and economic efficiency of a mixed conifer-broadleaf forest in Southwest Germany under the risk of severe drought. Ecological Economics **209**:107825.

Zamora-Pereira JC, Yousefpour R, Cailleret M, Bugmann H, Hanewinkel M. 2021. Magnitude and timing of density reduction are key for the resilience to severe drought in conifer-broadleaf mixed forests in Central Europe. Annals of Forest Science **78**:68.

F. Anhänge

Methodenbeschreibung

Studiendesign und Berichtsstandard

Das vorliegende Gutachten ist als systematische Literaturstudie konzipiert worden, die sich an den Standards für systematische Evidenzsynthesen in den Umweltwissenschaften gemäß dem ROSES-Standard (Haddaway et al., 2018) und den PRISMA-2020-Richtlinien (Page et al., 2021) orientiert. Die wissenschaftliche Unabhängigkeit des durchführenden ECONICS Institute ist von der Finanzierung durch den Auftraggeber NABU-Stiftung Nationales Naturerbe unberührt geblieben. Der Auftraggeber hat keinen Einfluss auf die Ergebnisse genommen, und es bestehen keine Interessenkonflikte.

Forschungsfragen und PICO-Rahmen

Die übergeordnete Forschungsfrage lautete: *Wie haben sich Wälder in natürlicher Entwicklung und aktiv forstlich genutzte Wälder hinsichtlich ihrer empirisch belegten Klimaschutzleistung, ökologischen Resilienz und der Belastbarkeit der ihnen zugeschriebenen Klimaschutzwirkungen unterschieden?*

Die Operationalisierung erfolgte über einen PICO-Rahmen (Population – Intervention – Komparator – Outcome). Als Population wurden Wälder der gemäßigten Klimazone (temperater Laubwald, borealer Nadelwald, Mischwaldgesellschaften) mit naturnaher Baumartenzusammensetzung gewählt, bevorzugt mit einer Flächengröße von mehr als 50 Hektar und einem Bewirtschaftungsverzicht von mindestens 20 Jahren. Interventionen sind (1) natürliche Waldentwicklung ohne aktives forstliches Management sowie (2) Climate Smart Forestry (CSF) als aktive forstliche Bewirtschaftung mit explizitem Klimaschutzziel gewesen. Komparatoren waren nicht genutzte Wälder im Vergleich zu forstlich genutzten Beständen sowie CSF-Maßnahmen im Vergleich zu natürlicher Sukzession. Primäre Outcomes waren Kohlenstoffbilanz (Sequenzierung, Speicherung, Emissionen) und ökologische Resilienz nach Extremereignissen. Ergänzt wurden sie durch die sekundären Ergebnisse, nämlich Substitutionseffekte durch Holzprodukte, Biodiversitätsindikatoren und die Übereinstimmung zwischen Modellierungen und Messdaten. Die Forschungsfragen wurden in vier thematischen Annahmen strukturiert, die den Kapiteln 1 bis 4 der Ergebnisdarstellung entsprechen.

Tabelle 1 PICO-Rahmen (Population – Intervention – Komparator – Outcome) der Literaturrecherche

PICO-Element	Definition für diese Studie
Population (P)	Wälder der gemäßigten Breiten (temperater Laubwald, borealer Nadelwald, Mischwaldgesellschaften) mit naturnaher Baumartenzusammensetzung; der Fokus hat auf ausreichend großen Beständen (>50 ha bevorzugt) gelegen, die seit mindestens 20 Jahren ohne direkte Bewirtschaftung gewesen sind. Der Einschluss weiterer Waldtypen (Eichenmischwaldgesellschaften, montane Wälder) ist erfolgt, soweit eine Datenlage vorhanden gewesen ist.

Intervention (I)	(1) Natürliche Waldentwicklung (kein aktives forstliches Management); (2) Climate Smart Forestry (CSF): aktive forstliche Eingriffe mit explizitem Klimaschutzziel;
Komparator (C)	Vergleich zwischen: (a) nicht genutzten Wäldern vs. bewirtschafteten Beständen; (b) CSF-Maßnahmen vs. natürlicher Sukzession; (c) Modellrechnungen vs. Freilanddaten
Outcome (O)	Primäre Outcomes: Kohlenstoffbilanz (Sequestrierung, Speicherung, Emissionen), ökologische Resilienz (nach Extremereignissen); Sekundäre Outcomes: Substitutionseffekte (Holzprodukte), Biodiversitätsindikatoren, Übereinstimmung zwischen Modellen und Messdaten

Ein- und Ausschlusskriterien

Eingeschlossen wurden peer-reviewte Originalartikel, Metaanalysen und systematische Reviews sowie Langzeitstudien mit Freilanddaten und einem Beobachtungszeitraum von mehr als fünf Jahren. Berücksichtigt wurden Studien in deutscher und englischer Sprache, die grundsätzlich ab 2015 erschienen sind; für Kohlenstoffbilanzstudien galt bevorzugt ein Erscheinungszeitraum ab 2020. Der geographische Fokus lag auf der gemäßigten Klimazone (Köppen-Geiger Cfb, Dfb, Dfc) mit Schwerpunkt Europa; nordamerikanische und ostasiatische Studien wurden einbezogen, soweit ihre Befunde auf Waldgesellschaften der gemäßigten Breiten übertragbar sind. Ergänzend wurden ausgewählte Grauliteraturquellen mit hoher fachlicher Reputation eingeschlossen, insbesondere Gutachten und Stellungnahmen wissenschaftlicher Beiräte (z. B. des Wissenschaftlichen Beirats Waldpolitik), sofern diese auf nachvollziehbarer empirischer Grundlage beruhten. Ebenso eingeschlossen wurden Buchkapitel, etwa wenn sie Freilanddaten oder konzeptionelle Gedanken referierten, die nicht oder nicht in vergleichbarem Detaillierungsgrad in peer-reviewten Publikationen verfügbar waren.

Ausgeschlossen wurden Grauliteratur ohne erkennbare fachliche Qualitätssicherung, einseitige Verbandspositionen ohne empirische Grundlage, reine Modellstudien ohne empirische Validierung sowie Studien mit tropischen oder subtropischen Wäldern, Kurzumtriebsplantagen und Monokulturen als primärem Untersuchungsgegenstand. Für primäre Ergebnisse wurden Studien ausgeschlossen, die ausschließlich auf Modellierungen ohne Freiland-Kalibrierung beruhten.

Suchstrategien

Zu durchsuchende Datenbanken

Folgende wissenschaftliche Literaturdatenbanken werden systematisch durchsucht:

- Web of Science (Kernkollektion)
- Scopus
- Google Scholar (erste 200 Treffer je Suchstring, zur Ergänzung)
- Consensus

Zusätzlich werden folgende Graue-Literatur-Quellen auf relevante Reports hin geprüft (nicht in die systematische Synthese einbezogen, aber für Hintergrundrecherche):

- Stellungnahmen des Wissenschaftlichen Beirates für Waldpolitik (WBW)
- Stellungnahmen des Wissenschaftlichen Beirats für Natürlichen Klimaschutz (WBNK)
- BfN-Skripten

Suchterms und Suchstrings

Themenblock 1: Kohlenstoffdynamik in natürlicher Waldentwicklung

Englischsprachiger Suchstring (Web of Science / Scopus):

```
(("unmanaged forest*" OR "old-growth forest*" OR "natural forest development" OR "forest reserve*" OR "strictly protected forest*" OR "rewilded forest*") AND ("carbon sequestration" OR "carbon storage" OR "carbon stock*" OR "carbon sink" OR "biomass accumulation") AND ("temperate forest*" OR "boreal forest*" OR "deciduous forest*" OR "mixed forest*"))
```

Deutschsprachige Ergänzungssuche (Google Scholar):

```
("Naturwald" OR "Waldreservat" OR "natürliche Waldentwicklung" OR "Wildnisgebiet Wald") AND ("Kohlenstoffspeicherung" OR "Kohlenstoffvorrat" OR "Biomasse" OR "Kohlenstoffbilanz")
```

Themenblock 2: Resilienz und Extremereignisse

Englischsprachiger Suchstring:

```
(("unmanaged forest*" OR "natural forest*" OR "old-growth forest*" OR "forest reserve*") AND ("resilience" OR "resistance" OR "disturbance response" OR "self-organization" OR "recovery") AND ("drought" OR "storm" OR "bark beetle" OR "wind throw" OR "extreme event*") AND ("temperate" OR "boreal" OR "European"))
```

Themenblock 3: Climate Smart Forestry (CSF)

Englischsprachiger Suchstring:

```
(("climate smart forestry" OR "climate-smart forest management" OR "adaptive forest management" OR "close-to-nature silviculture") AND ("carbon" OR "greenhouse gas" OR "climate mitigation" OR "resilience") AND ("empirical" OR "field data" OR "long-term" OR "experimental"))
```

Themenblock 4: Substitutionskomponente Holz

Englischsprachiger Suchstring:

```
(("wood substitution" OR "material substitution" OR "harvested wood products" OR "HWP" OR "carbon substitution effect") AND ("climate mitigation" OR "greenhouse gas" OR "life cycle assessment" OR "LCA") AND ("forest" OR "timber"))
```

Handsuche und Literaturlisten-Screening

Zusätzlich zur Datenbanksuche werden folgende Quellen manuell durchsucht:

- Referenzlisten aller eingeschlossenen Studien (Backward Citation Tracking)
- Artikel, die eingeschlossene Studien zitieren (Forward Citation Tracking via Resarch Rabbit)

- Unterrepräsentierte Themenbereiche wurde durch gezielte Abfragen mit Hilfe von Consensus ergänzt

Screening und Selektion

Das Screening erfolgte zweistufig gemäß ROSES-Standard. In Stufe 1 wurden alle Suchergebnisse auf Titel- und Abstractebene nach den definierten Kriterien bewertet. In Stufe 2 wurden alle in Stufe 1 identifizierten Publikationen im Volltext gesichtet. Duplikate wurden vor Beginn des Screenings mit Referenzverwaltungssoftware (Mendeley) identifiziert und entfernt.

Datenextraktion

Für jede eingeschlossene Studie wurden standardisierte, annahmenspezifische Extraktionsprofile ausgefüllt, die bibliografische Angaben, Studiendesign, Untersuchungsgebiet, Managementstatus, Interventionsbeschreibung sowie quantitative Ergebnisse zu Kohlenstoffvorräten, -flüssen und Resilienzindikatoren erfassten. Für Annahme 1 wurden zusätzlich die berücksichtigte Systemgrenze (Einbezug von Holzprodukten und Substitutionseffekten) sowie mögliche Verzerrungsquellen dokumentiert. Für Annahme 2 umfasste die Extraktion Störungstyp und -schwere, Resistenz- und Erholungsindikatoren sowie die eingesetzte Resilienzmetrik. Für Annahme 3 wurden die Art der CSF-Maßnahme, Zielklimarisiken, Kontextabhängigkeiten und dokumentierte Trade-offs erfasst. Für Annahme 4 wurden Verdrängungsfaktoren, Systemgrenzen, Zeithorizont und die Berücksichtigung von Verlagerungseffekten und Marktreaktionen extrahiert (Extraktionsprofile siehe unten).

Datensynthese

Angesichts der heterogenen Studiendesigns, Waldtypen und Outcome-Metriken wurde eine narrative Synthese als primäre Synthesemethode gewählt. Die Ergebnisse wurden gemäß den vier Annahmen strukturiert. Für jede Annahme wurde eine qualitative Einschätzung der Gesamtevidenzlage vorgenommen worden (stark / mäßig / schwach / ungeklärt). Quellen systematischer Heterogenität, wie Waldtyp, Klimaregion, Managementhistorie, Beobachtungszeitraum und Systemgrenzenwahl, wurden explizit beschrieben und in der Synthese berücksichtigt.

Referenzen des Protokolls

Haddaway, N. R., Macura, B., Whaley, P., & Pullin, A. S. (2018). ROSES RepOrting standards for Systematic Evidence Syntheses: pro forma, flow-diagram and descriptive summary of the plan and conduct of environmental systematic reviews and systematic maps. Environmental Evidence, 7(1), 7. https://doi.org/10.1186/s13750-018-0121-7

Page, M. J., McKenzie, J. E., Bossuyt, P. M., Boutron, I., Hoffmann, T. C., Mulrow, C. D., ... & Moher, D. (2021). The PRISMA 2020 statement: an updated guideline for reporting systematic reviews. BMJ, 372, n71. https://doi.org/10.1136/bmj.n71

Extraktionsprotokolle

Annahme 1

1. Studienmerkmale

Studien-ID, Zitierung, Land/Region, Klimazone, Studiendesign, Beobachtungszeitraum.

2. Waldmerkmale

Bewirtschaftungsstatus, Bewirtschaftungsart, Waldursprung, Baumartenzusammensetzung, Bestandsalter, Waldentwicklungsstadium, Standortproduktivität, Störungsgeschichte.

3. Kohlenstoffvorräte

Kohlenstoff in oberirdischer Biomasse, Kohlenstoff in unterirdischer Biomasse, Kohlenstoff in Totholz, Kohlenstoff in Streu, organischer Kohlenstoff im Boden, Gesamtkohlenstoffvorrat des Ökosystems.

4. Kohlenstoffflüsse und -bindung

Kohlenstoffbindungsrate, Netto-Ökosystemproduktivität (NEP), Netto-Ökosystemaustausch (NEE), Status des Netto-Kohlenstoffflusses.

5. Bewertung des Klimaschutzes

Eingeschlossene Holzprodukte aus der Ernte, in Holzprodukten aus der Ernte gespeicherter Kohlenstoff, berücksichtigte Substitutionseffekte, gemeldete vermiedene Emissionen, Systemgrenze.

Bewertung, ob forstlich genutzte Wälder mehr Kohlenstoff gebunden haben als Wälder ohne Holzeinschlag, ob forstlich genutzte Wälder insgesamt größere Vorteile für den Klimaschutz geboten haben, Unterschiede zwischen den Ergebnissen zum Kohlenstoffvorrat und den Ergebnissen zur Kohlenstoffbindung, von den Autoren vorgeschlagene Hauptmechanismen.

6. Treiber und erklärende Faktoren

Waldalter, Bewirtschaftungsintensität, Artenzusammensetzung, Standortproduktivität, Störungsregime, Klimabedingungen, sonstige relevante Faktoren.

7. Einschränkungen und Unsicherheiten

Von den Autoren festgestellte Einschränkungen, zentrale methodische Annahmen, Unsicherheitsquellen, potenzielle Verzerrungen.

8. Relevanz für die Fragestellung der Übersichtsarbeit

Gesamtrelevanz: Hoch, Mittel, Niedrig.

Ausrichtung der Evidenz im Verhältnis zur Hypothese: Stützt die Hypothese, stützt die Hypothese teilweise, gemischte Evidenz, widerspricht der Hypothese, nicht anwendbar.

9. Abschließende Zusammenfassung

Bewertung, ob forstlich genutzte Wälder bei der Kohlenstoffbindung besser abschnitten als Wälder ohne Holzeinschlag, ob sie insgesamt größere Vorteile für den Klimaschutz boten und unter welchen Bedingungen die Schlussfolgerungen gelten.

Annahme 2

1. Studienmerkmale

Studien-ID, Zitierung, Studienort, Klimazone, Untersuchungszeitraum, Art der Quelle.

2. Waldmerkmale

Bewirtschaftungsstatus, Bewirtschaftungsart, Waldtyp, vorherrschende Baumart, Bestandsalter, Fläche der Waldfläche, Baumdichte, strukturelle Vielfalt, Artenvielfalt.

3. Störungsmerkmale

Störungstyp, Störungsauslöser, Jahr des Ereignisses, Schwere der Störung, Störungshäufigkeit.

Beschreiben Sie kurz den Kontext der Störung und deren Relevanz für den Klimawandel.

4. Resistenzindikatoren

Sterblichkeitsrate, Wachstumsverringerung, Biomasseverlust, Kronenschäden, Resistenzmetrik.

Fassen Sie kurz zusammen, wie sich forstlich genutzte und Wälder ohne Holzeinschlag in ihrer Fähigkeit, Störungen zu widerstehen, unterschieden.

5. Erholungsindikatoren

Erholungszeit, Wachstumserholungsrate, strukturelle Erholung, Erholung der Zusammensetzung, Regenerationserfolg, Erholungsrate nach der Störung.

6. Indikatoren für langfristige Resilienz

Widerstands-/Erholungsfähigkeit, Selbstorganisationsfähigkeit, Vorhandene Störungsspuren, Zustand des Ökosystems nach der Erholung, Resilienzmetrik.

7. Wirksamkeit der Bewirtschaftung

Bewertete Bewirtschaftungsstrategie, Wirksamkeit der Bewirtschaftung, identifizierter Hauptmechanismus.

8. Wichtigste Ergebnisse

Sind forstlich genutzte Wälder widerstandsfähiger?, Identifizierter Haupttreiber, wichtigste Ergebnisse.

9. Einschränkungen und Unsicherheiten

Von den Autoren festgestellte Einschränkungen, Unsicherheitsquellen, potenzielle Verzerrungen, wesentliche methodische Einschränkungen.

10. Relevanz für die Fragestellung der Übersichtsarbeit

Gesamtrelevanz: Hoch, Mittel, Niedrig.

Ausrichtung der Evidenz im Verhältnis zur Hypothese: Stützt die Hypothese, stützt die Hypothese teilweise, gemischte Evidenz, widerspricht der Hypothese, nicht anwendbar.

11. Abschließende Zusammenfassung

Bewertung, ob forstlich genutzte Wälder widerstandsfähiger waren als Wälder ohne Holzeinschlag, welche Aspekte der Widerstandsfähigkeit betroffen waren (Widerstandsfähigkeit, Erholung, langfristige Widerstandsfähigkeit), welche Hauptfaktoren von den Autoren identifiziert wurden und unter welchen Bedingungen die Schlussfolgerungen gelten.

Annahme 3

1. Studienmerkmale

Studien-ID, Zitierung, Studienort, Klimazone, Studientyp, Studiendauer.

2. Klimasensible Forstwirtschaftsmaßnahme

Art der CSF-Maßnahme, Waldbewirtschaftungsziel, Bewirtschaftungsintensität, Zielklimarisiko.

3. Waldmerkmale

Waldtyp, vorherrschende Baumarten, Bestandsalter, Artenvielfalt, Strukturvielfalt, Standortbedingungen.

4. Resilienzindikatoren

Resilienzindikator, bewertetes Klimaextrem, Ergebnis der Widerstandsfähigkeit, Ergebnis der Erholung, Gesamteffekt auf die Resilienz.

5. Positive Anpassungsvorteile

Dokumentierte positive Auswirkungen, identifizierter Hauptmechanismus, Ausmaß der Wirkung.

6. Kompromisse und negative Auswirkungen

Dokumentierte negative Auswirkungen, mikroklimatische Kompromisse, Auswirkungen auf den Boden, Auswirkungen auf die Feuchtigkeit, Kompromisse bei der Biodiversität, Kompromisse beim Kohlenstoffhaushalt.

7. Kontextabhängigkeit

Räumliche Abhängigkeit, zeitliche Abhängigkeit, Erfolgsbedingungen, Bedingungen für ein Scheitern.

8. Evidenzstärke

Wissenschaftliche Robustheit, Konfidenzniveau, Art der Evidenz, Anzahl der Standorte/Wiederholungen.

9. Wichtigste Ergebnisse

Hat die Maßnahme die Resilienz erhöht?, Identifizierter Haupttreiber, wichtigste Ergebnisse.

10. Einschränkungen und Unsicherheiten

Von den Autoren festgestellte Einschränkungen, Unsicherheitsquellen, potenzielle Verzerrungen, wesentliche methodische Einschränkungen.

11. Relevanz für die Fragestellung der Übersichtsarbeit

Gesamtrelevanz: Hoch, Mittel, Niedrig.

Ausrichtung der Evidenz im Verhältnis zur Hypothese: Stützt die Hypothese, stützt die Hypothese teilweise, gemischte Evidenz, widerspricht der Hypothese, nicht anwendbar.

12. Abschließende Zusammenfassung

Bewertung, ob die klimafreundliche Forstwirtschaft die Resilienz im Vergleich zu konventioneller oder nicht zielgerichteter Bewirtschaftung erhöht hat, welche Resilienzdimensionen betroffen waren (Widerstandsfähigkeit, Erholungsfähigkeit, langfristige Resilienz), welche Mechanismen für die beobachteten Effekte verantwortlich sind, welche wesentlichen Zielkonflikte identifiziert wurden und unter welchen Bedingungen die Schlussfolgerungen gelten.

Annahme 4

1. Studienmerkmale

Studien-ID, Zitierung, Studienort, Klimazone, Studientyp, Zeithorizont.

2. Waldbewirtschaftungsszenario

Waldbewirtschaftungsszenario, Ernteverfahren, Referenzszenario, Waldtyp.

3. Auswirkungen auf den Waldkohlenstoff

Analysierter Kohlenstoffpool, Veränderung des Waldkohlenstoffbestands, Veränderung der Kohlenstoffbindung, Ergebnis des Waldkohlenstoffs.

4. Auswirkungen von Holzprodukten (HWP)

Einbezogene Holzprodukte, Produkttyp, Produktlebensdauer, Kohlenstoffspeicherung in Holzprodukten, Annahmen zum Lebensende.

5. Substitutionseffekte

Sektor/Endverwendungskategorie, Art der Material-/Energie-Substitution, Substitutionsfall, Verdrängungsfaktor/Substitutionsfaktor, Methodik des Substitutionsfaktors, Skala der empirischen Validierung.

6. Merkmale der Ökobilanz (LCA)

Primäre Bilanzierungsperspektive, LCA-Systemgrenze, einbezogene Lebenszyklusphasen, berücksichtigte Leckageeffekte, berücksichtigte Markteffekte, einbeziehung der Verdrängung fossiler Brennstoffe.

7. Qualität der Evidenz und Annahmen

Grundlage der empirischen Validierung, Robustheit der Annahmen, zentrale Annahmen, methodische Einschränkungen, gemeldete Unsicherheiten.

8. Ergebnisse zur Klimaminderung

Netto-Klimawirkung, Substitutionsvorteil größer als bei ungenutzten Wäldern?, Ausmaß des Unterschieds, Bedingungen für einen Nutzen, Bedingungen für keinen Nutzen, wichtigste Ergebnisse.

9. Einschränkungen und Unsicherheiten

Von den Autoren festgestellte Einschränkungen, Unsicherheitsquellen, potenzielle Verzerrungen, wesentliche methodische Einschränkungen.

10. Relevanz für die Fragestellung der Übersichtsarbeit

Gesamtrelevanz: Hoch, Mittel, Niedrig.

Ausrichtung der Evidenz im Verhältnis zur Hypothese: Stützt die Hypothese, stützt die Hypothese teilweise, gemischte Evidenz, widerspricht der Hypothese, nicht anwendbar.

11. Abschließende Zusammenfassung

Bewertung, ob die Substitution von Holz größere Vorteile für den Klimaschutz bot als die Nichtbewirtschaftung von Wäldern, wie Waldkohlenstoffvorräte, Holzprodukte aus der Ernte und Substitutionseffekte zu dem Ergebnis beitrugen, welchen Einfluss der Zeithorizont und die Systemgrenzen auf die Schlussfolgerungen hatten und unter welchen Bedingungen die Ergebnisse der Studie gelten.

Ergebnistabellen

Die Ergebnisse der Literaturanalysen sind dem Gutachten digital als Excel-Datei beigefügt. Der Titel der Datei lautet: *Literaturanalysen-Gutachten-2026*.

Literaturverzeichnis der verwendeten Quellen der Literaturanalyse

Annahme 1

Achat, D. L., Fortin, M., Landmann, G., Ringeval, B., & Augusto, L. (2015). Forest soil carbon is threatened by intensive biomass harvesting. Scientific Reports, 5(1), 15991. https://doi.org/10.1038/srep15991

Adhikari, Y., Engelhardt, I. M., & Ibisch, P. L. (2026). Multidecadal dynamics of UNESCO World heritage Beech forests in a changing climate. https://doi.org/10.2139/ssrn.6883072

Akujärvi, A., Nirhamo, A., Heikkinen, R. K., Pykälä, J., Saikkonen, O., Green, T., Peltoniemi, M., & Mäkelä, A. (2026). The relationship between tree carbon dynamics and the occurrences of epiphytes of conservation concern in boreal unmanaged forests. European Journal of Forest Research, 145(2), 30. https://doi.org/10.1007/s10342-025-01867-1

Albrich, K., Seidl, R., Rammer, W., & Thom, D. (2023). From sink to source: changing climate and disturbance regimes could tip the 21st century carbon balance of an unmanaged

mountain forest landscape. Forestry, 96(3), 399–409. https://doi.org/10.1093/forestry/cpac022

Ameray, A., Bergeron, Y., Valeria, O., Montoro Girona, M., & Cavard, X. (2021). Forest Carbon Management: a Review of Silvicultural Practices and Management Strategies Across Boreal, Temperate and Tropical Forests. Current Forestry Reports, 7(4), 245–266. https://doi.org/10.1007/s40725-021-00151-w

Ameray, A., Cavard, X., Cyr, D., Valeria, O., Girona, M. M., & Bergeron, Y. (2024). One century of carbon dynamics in the eastern Canadian boreal forest under various management strategies and climate change projections. Ecological Modelling, 498, 110894. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2024.110894

Bai, Y., Zhou, Y., & He, H. (2020). Effects of rehabilitation through afforestation on soil aggregate stability and aggregate-associated carbon after forest fires in subtropical China. Geoderma, 376, 114548. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114548

Bellassen, V., & Luyssaert, S. (2014). Managing forests in uncertain times. Nature, 506, 153–155.

Bennett, L. T., Hinko-Najera, N., Aponte, C., Nitschke, C. R., Fairman, T. A., Fedrigo, M., & Kasel, S. (2020). Refining benchmarks for soil organic carbon in Australia's temperate forests. Geoderma, 368, 114246. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114246

Bisht, S., Bargali, S. S., Bargali, K., Rawat, G. S., Rawat, Y. S., & Fartyal, A. (2022). Influence of Anthropogenic Activities on Forest Carbon Stocks—A Case Study from Gori Valley, Western Himalaya. Sustainability, 14(24), 16918. https://doi.org/10.3390/su142416918

Bono, A., Alberti, G., Berretti, R., Curovic, M., Dukic, V., & Motta, R. (2024). The largest European forest carbon stocks are in the Dinaric Alps old-growth forests: comparison of direct measurements and standardised approaches. Carbon Balance and Management, 19(1), 15. https://doi.org/10.1186/s13021-024-00262-4

Borchard, N., Adolphs, T., Beulshausen, F., Ladd, B., Gießelmann, U. C., Hegenberg, D., Möseler, B. M., & Amelung, W. (2017). Carbon accrual rates, vegetation and nutrient dynamics in a regularly burned coppice woodland in Germany. GCB Bioenergy, 9(6), 1140–1150. https://doi.org/10.1111/gcbb.12408

Boukhris, I., Cherubini, F., Collalti, A., Dalmonech, D., Vonderach, C., Marano, G., Gianetti, F., Lahssini, S., Santini, M., & Valentini, R. (2025). Long-term forest-sector mitigation and radiative forcing under contrasting management, climate, and substitution pathways. bioRxiv. https://doi.org/10.1101/2025.08.01.668130

Bozzolan, N., Grassi, G., Mohren, F., & Nabuurs, G. (2024). Options to improve the carbon balance of the harvested wood products sector in four EU countries. GCB Bioenergy, 16(1). https://doi.org/10.1111/gcbb.13104

Braga, C. I., Petrea, S., Radu, G. R., Cucu, A. B., Serban, T., Zaharia, A., & Leca, S. (2024). Carbon Sequestration Dynamics in Peri-Urban Forests: Comparing Secondary Succession and Mature Stands under Varied Forest Management Practices. Land, 13(4), 492. https://doi.org/10.3390/land13040492

Byers, A. K., Garrett, L. G., Armstrong, C., Dean, F., & Wakelin, S. A. (2023). Soil depth as a driver of microbial and carbon dynamics in a planted forest (*Pinus radiata*) pumice soil. SOIL, 9(1), 55–70. https://doi.org/10.5194/soil-9-55-2023

Chiti, T., Perugini, L., Vespertino, D., & Valentini, R. (2016). Effect of selective logging on soil organic carbon dynamics in tropical forests in central and western Africa. Plant and Soil, 399(1–2), 283–294. https://doi.org/10.1007/s11104-015-2697-9

Chivulescu, S., Radu, R. G., Capalb, F., Hapa, M., Pitar, D., Marmureanu, L., Leca, S., Petrea, S., & Badea, O. (2023). Cost Valuation and Climate Mitigation Impacts of Forest Management: A Case Study from Piatra Craiului National Park, Romania. Land, 13(1), 17. https://doi.org/10.3390/land13010017

Clarke, N., Kiær, L. P., Janne Kjønaas, O., Bárcena, T. G., Vesterdal, L., Stupak, I., Finér, L., Jacobson, S., Armolaitis, K., Lazdina, D., Stefánsdóttir, H. M., & Sigurdsson, B. D. (2021). Effects of intensive biomass harvesting on forest soils in the Nordic countries and the UK: A meta-analysis. Forest Ecology and Management, 482, 118877. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118877

Colopietro, D. J., & Weil, R. R. (2024). Soil Organic Carbon in Mid-Atlantic Region Forest Soils: Stocks and Vertical Distribution. Forests, 15(7), 1260. https://doi.org/10.3390/f15071260

Coșofreț, C., Bouriaud, L., Costa, M., & Bouriaud, O. (2026). Comparing set-aside and active management strategies for forest mitigation under climate change: the moderating role of windthrow. Regional Environmental Change, 26(1), 13. https://doi.org/10.1007/s10113-025-02495-6

Dalmonech, D., Marano, G., Amthor, J. S., Cescatti, A., Lindner, M., Trotta, C., & Collalti, A. (2022a). Feasibility of enhancing carbon sequestration and stock capacity in temperate and boreal European forests via changes to management regimes. https://doi.org/10.1101/2022.02.10.479900

Dalmonech, D., Marano, G., Amthor, J. S., Cescatti, A., Lindner, M., Trotta, C., & Collalti, A. (2022b). Feasibility of enhancing carbon sequestration and stock capacity in temperate and boreal European forests via changes to management regimes. https://doi.org/10.1101/2022.02.10.479900

Dean, C., Kirkpatrick, J. B., Doyle, R. B., Osborn, J., Fitzgerald, N. B., & Roxburgh, S. H. (2020). The overlooked soil carbon under large, old trees. Geoderma, 376, 114541. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114541

Deng, W., Wang, X., Hu, H., Zhu, M., Chen, J., Zhang, S., Cheng, C., Zhu, Z., Wu, C., & Zhu, L. (2022). Variation Characteristics of Soil Organic Carbon Storage and Fractions with Stand Age in North Subtropical *Quercus acutissima* Carruth. Forest in China. Forests, 13(10), 1649. https://doi.org/10.3390/f13101649

di Matteo, G., Luzzi, G., Basile, A., Sposato, A., Bertini, G., Neri, U., Pennelli, B., Napoli, R., & Nardi, P. (2023). Carbon concentrations and carbon storage capacity of three old-growth forests in the Sila National Park, Southern Italy. Journal of Forestry Research, 34(1), 233–242. https://doi.org/10.1007/s11676-022-01549-3

Dietzen, C. A., Marques, E. R. G., James, J. N., Bernardi, R. H. A., Holub, S. M., & Harrison, R. B. (2017). Response of Deep Soil Carbon Pools to Forest Management in a Highly Productive Andisol. Soil Science Society of America Journal, 81(4), 970–978. https://doi.org/10.2136/sssaj2016.09.0305

Đorem, T., Miletić, B., Matović, B., Orlović, S., Filipić, B., Bojić, S., Gutalj, M., Stjepanović, S., Čukanović, J., & Galić, Z. (2024). Total Carbon Storage in Uneven-Aged Pure Beech Stands in the Western Part of the Balkans. Croatian Journal of Forest Engineering, 45(2), 319–336. https://doi.org/10.5552/crojfe.2024.2302

Feng, Y., Liu, J., Hu, H., Cui, P., Zhou, H., Ma, B., Liu, Z., & Chen, D. (2025). Global patterns in forest carbon storage estimation: bibliometric analysis of technological evolution, accuracy gains and scaling challenges. Frontiers in Forests and Global Change, 8. https://doi.org/10.3389/ffgc.2025.1649356

Förster, A., Culmsee, H., & Leuschner, C. (2021). Thinned northern German Scots pine forests have a low carbon storage and uptake potential in comparison to naturally developing beech forests. Forest Ecology and Management, 479, 118575. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118575

Gachhadar, P., Baniya, C. B., & Mandal, T. (2022). Soil organic carbon stocks in the forests of different continents. Our Nature, 20(1), 57–69. https://doi.org/10.3126/on.v20i1.45219

Garrett, L. G., Byers, A. K., Wigley, K., Heckman, K. A., Hatten, J. A., & Wakelin, S. A. (2024). Lifting the Profile of Deep Forest Soil Carbon. Soil Systems, 8(4), 105. https://doi.org/10.3390/soilsystems8040105

Garrett, L. G., Heckman, K. A., Possinger, A. R., Strahm, B. D., Hatten, J. A., Fields, F. P., & Wakelin, S. A. (2025). Lifting the profile of deep soil carbon in New Zealand's managed planted forests. Carbon Balance and Management, 20(1), 28. https://doi.org/10.1186/s13021-025-00323-2

Gelaw, F. A., Soromessa, T., Feyisa, S. T., Gebeyehu, G., Zegeye, M. K., & Girmay, M. (2025). Biomass carbon stock dynamics: effects of disturbances and consequences for soil properties in the dry evergreen Afromontane forests of the Choke Mountain ecosystem, Ethiopia. Discover Sustainability, 6(1), 528. https://doi.org/10.1007/s43621-025-01368-6

Gross, C. D., James, J. N., Turnblom, E. C., & Harrison, R. B. (2018). Thinning Treatments Reduce Deep Soil Carbon and Nitrogen Stocks in a Coastal Pacific Northwest Forest. Forests, 9(5), 238. https://doi.org/10.3390/f9050238

Gundersen, P., Thybring, E. E., Nord-Larsen, T., Vesterdal, L., Nadelhoffer, K. J., & Johannsen, V. K. (2021). Old-growth forest carbon sinks overestimated. Nature, 591(7851), E21–E23. https://doi.org/10.1038/s41586-021-03266-z

Harmon, M. E., Ferrell, W. K., & Franklin, J. F. (1990). Effects on Carbon Storage of Conversion of Old-Growth Forests to Young Forests. Science, 247, 699–702.

Harrison, R. B., Footen, P. W., & Strahm, B. D. (2011). Deep Soil Horizons: Contribution and Importance to Soil Carbon Pools and in Assessing Whole-Ecosystem Response to Management and Global Change. Forest Science, 57(1), 67–76.

Herbst, M., Mund, M., Tamrakar, R., & Knohl, A. (2015). Differences in carbon uptake and water use between a managed and an unmanaged beech forest in central Germany. Forest Ecology and Management, 355, 101–108. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.05.034

Horvat, P., Govednik, A., Klopčič, M., & Suhadolc, M. (2025). Tree Species Effects on <scp>SOC</scp> and Soil Microbial Properties: Case Study From Beech and Spruce Stands in Bohinj Valley, Slovenia. European Journal of Soil Science, 76(1). https://doi.org/10.1111/ejss.70060

Hüblová, L., & Frouz, J. (2021). Contrasting effect of coniferous and broadleaf trees on soil carbon storage during reforestation of forest soils and afforestation of agricultural and post-mining soils. Journal of Environmental Management, 290, 112567. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112567

Idoate-Lacasia, J., Stillhard, J., Portier, J., Brang, P., Zimmermann, S., Bigler, C., Bugmann, H., & Hobi, M. L. (2024). Long-term biomass dynamics of temperate forests in Europe after cessation of management. Forest Ecology and Management. https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2024.121697

Jacob, M., Bade, C., Calvete, H., Dittrich, S., Leuschner, C., & Hauck, M. (2013). Significance of Over-Mature and Decaying Trees for Carbon Stocks in a Central European Natural Spruce Forest. Ecosystems, 16(2), 336–346. https://doi.org/10.1007/s10021-012-9617-0

James, J., & Harrison, R. (2016). The Effect of Harvest on Forest Soil Carbon: A Meta-Analysis. Forests, 7(12), 308. https://doi.org/10.3390/f7120308

Jandl, R., Hager, H., Kraxner, F., Ledermann, T., & Weiss, P. (2024). Carbon dioxide neutrality of sustainably managed forests of Austria. Ecological Engineering, 209, 107417. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2024.107417

Jandl, R., Lindner, M., Vesterdal, L., Bauwens, B., Baritz, R., Hagedorn, F., Johnson, D. W., Minkkinen, K., & Byrne, K. A. (2007). How strongly can forest management influence soil carbon sequestration. Geoderma. https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2006.09.003

Keeton, W. S. (2018). Source or Sink? Carbon Dynamics in Eastern Old-Growth Forests and Their Role in Climate Change Mitigation. In Ecology and Recovery of Eastern Old-Growth Forests (pp. 267–288). Island Press/Center for Resource Economics. https://doi.org/10.5822/978-1-61091-891-6_14

Keith, H., Kun, Z., Hugh, S., Svoboda, M., Mikolāš, M., Adam, D., Bernatski, D., Blujdea, V., Bohn, F. J., Camarero, J. J., Demeter, L., di Filippo, A., Dutcă, I., Garbarino, M., Horváth, F., Ivkovich, V., Jansons, Ā., Ķēniņa, L., Král, K., … Mackey, B. (2024). Carbon carrying capacity in primary forests shows potential for mitigation achieving the European Green Deal 2030 target. Communications Earth & Environment. https://doi.org/10.1038/S43247-024-01416-5

Ķēniņa, L., Zute, D., Jaunslaviete, I., Samariks, V., & Jansons, Ā. (2022). Old-Growth Coniferous Stands on Fertile Drained Organic Soil: First Results of Tree Biomass and Deadwood Carbon Stocks in Hemiboreal Latvia. Forests, 13(2), 279. https://doi.org/10.3390/f13020279

Király, É., & Borovics, A. (2024). Carbon sequestration of Hungarian forests by management system and protection status. Trees, Forests and People, 15, 100511. https://doi.org/10.1016/j.tfp.2024.100511

Klein, D., Höllerl, S., Blaschke, M., & Schulz, C. (2013). The Contribution of Managed and Unmanaged Forests to Climate Change Mitigation—A Model Approach at Stand Level for the Main Tree Species in Bavaria. Forests, 4(1), 43–69. https://doi.org/10.3390/f4010043

Knohl, A., Schulze, E., Kolle, O., & Buchmann, N. (2003). Large carbon uptake by an unmanaged 250-year-old deciduous forest in Central Germany. Agricultural and Forest Meteorology. https://doi.org/10.1016/S0168-1923(03)00115-1

Konôpka, B., Pajtík, J., & Šebeň, V. (2025). Biomass Modeling in European Beech and Norway Spruce Plantations: An Opportunity to Enhance the Carbon Market and Climate Sustainability. Sustainability, 17(9), 4198. https://doi.org/10.3390/su17094198

Konôpka, B., Pajtík, J., Šebeň, V., & Lukac, M. (2024). Decadal forest mensuration cycle significantly underestimates net primary production in dense young beech stands. Forest Ecology and Management, 555, 121711. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.121711

Krug, J. H. A. (2019). How can forest management increase biomass accumulation and CO2 sequestration? A case study on beech forests in Hesse, Germany. Carbon Balance and Management, 14(1), 17. https://doi.org/10.1186/s13021-019-0132-x

Krug, J., Koehl, M., & Kownatzki, D. (2012). Revaluing unmanaged forests for climate change mitigation. Carbon Balance and Management, 7, 11. http://www.cbmjournal.com/content/7/1/11

Kruhlov, I., Thom, D., Chaskovskyy, O., Keeton, W. S., & Scheller, R. M. (2018). Future forest landscapes of the Carpathians: vegetation and carbon dynamics under climate change. Regional Environmental Change, 18(5), 1555–1567. https://doi.org/10.1007/s10113-018-1296-8

Kun, Z., DellaSala, D., Keith, H., Kormos, C., Mercer, B., Moomaw, W. R., & Wiezik, M. (2020). Recognizing the importance of unmanaged forests to mitigate climate change. GCB Bioenergy, 12(12), 1034–1035. https://doi.org/10.1111/gcbb.12714

Laimer, T., Gregor, K., Grote, R., Jung, C., Schindler, D., & Arneth, A. (2026). Between a log and a hard place: European forests under competing demands. European Journal of Forest Research. https://doi.org/10.1007/S10342-026-01899-1

Larsson, M., Dahl, J., Lundmark, T., Gundale, M. J., Lim, H., & Nordin, A. (2025). Conversion of unmanaged boreal forest to even-aged management has a stronger effect on carbon stocks in the organic layer than the mineral soil. Forest Ecology and Management, 578, 122458. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.122458

Leuschner, C., Feldmann, E., Pichler, V., Glatthorn, J., & Hertel, D. (2022). Forest management impact on soil organic carbon: A paired-plot study in primeval and managed European beech forests. Forest Ecology and Management, 512, 120163. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120163

Leuschner, C., Förster, A., Diers, M., & Culmsee, H. (2022). Are northern German Scots pine plantations climate smart? The impact of large-scale conifer planting on climate, soil and the water cycle. Forest Ecology and Management, 507, 120013. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120013

Li, J., Pei, J., Pendall, E., Reich, P. B., Noh, N. J., Li, B., Fang, C., & Nie, M. (2020). Rising Temperature May Trigger Deep Soil Carbon Loss Across Forest Ecosystems. Advanced Science, 7(19). https://doi.org/10.1002/advs.202001242

Liu, Y., Lei, P., Xiang, W., Yan, W., & Chen, X. (2017). Accumulation of soil organic C and N in planted forests fostered by tree species mixture. Biogeosciences, 14(17), 3937–3945. https://doi.org/10.5194/bg-14-3937-2017

Luick, R., Hennenberg, K., Leuschner, C., Grossmann, M., Jedicke, E., Schoof, N., & Waldenspuhl, T. (2021). Primeval, natural and commercial forests in the context of biodiversity and climate protection - Part 2: The Narrative of the Climate Neutrality of Wood as a Resource. Naturschutz Und Landschaftsplanung (NuL), 53(1), 22–35. https://doi.org/10.1399/NuL.2022.01.02.e

Luyssaert, S., Schulze, E., Börner, A., Knohl, A., Hessenmöller, D., Law, B. E., Ciais, P., & Grace, J. (2008a). Old-growth forests as global carbon sinks. Nature. https://doi.org/10.1038/NATURE07276

Luyssaert, S., Schulze, E.-D., Börner, A., Knohl, A., Hessenmöller, D., Law, B. E., Ciais, P., & Grace, J. (2008b). Old-growth forests as global carbon sinks. Nature, 455(7210), 213–215. https://doi.org/10.1038/nature07276

Luyssaert, S., Schulze, E.-D., Knohl, A., Law, B. E., Ciais, P., & Grace, J. (2021). Reply to: Old-growth forest carbon sinks overestimated. Nature, 591(7851), E24–E25. https://doi.org/10.1038/s41586-021-03267-y

Ma, F., Liu, Y., Qi, Y., Deng, N., Xiang, H., Qi, C., Peng, P., Jia, L., & Zhang, X. (2024). Tree age affects carbon sequestration potential via altering soil bacterial community composition and function. Frontiers in Microbiology, 15. https://doi.org/10.3389/fmicb.2024.1379409

Ma, S., Zhu, W., Wang, W., Li, X., Sheng, Z., & Wanek, W. (2025). Increased microbial carbon use efficiency and turnover rate drive soil organic carbon storage in old-aged forest on the southeastern Tibetan Plateau. Biology and Fertility of Soils, 61(1), 163–176. https://doi.org/10.1007/s00374-024-01877-y

Main-Knorn, M., Cohen, W. B., Kennedy, R. E., Grodzki, W., Pflugmacher, D., Griffiths, P., & Hostert, P. (2013). Monitoring coniferous forest biomass change using a Landsat trajectory-based approach. Remote Sensing of Environment, 139, 277–290. https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.08.010

Mäkipää, R., Abramoff, R., Adamczyk, B., Baldy, V., Biryol, C., Bosela, M., Casals, P., Curiel Yuste, J., Dondini, M., Filipek, S., Garcia-Pausas, J., Gros, R., Gömöryová, E., Hashimoto, S., Hassegawa, M., Immonen, P., Laiho, R., Li, H., Li, Q., … Lehtonen, A. (2023). How does management affect soil C sequestration and greenhouse gas fluxes in boreal and temperate forests? – A review. Forest Ecology and Management, 529, 120637. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120637

Markuljaková, K., Mikoláš, M., Svitok, M., Meigs, G. W., Keeton, W. S., Kozák, D., Pavlin, J. A., Gloor, R., Kalaš, M., Ferenčík, M., Ralhan, D., Frankovic, M., Hofmeister, J., Dúhová, D., Mejstřík, M., Dušátko, M., Veber, A., Knížř, T., & Svoboda, M. (2025). Rewilding beech-dominated temperate forest ecosystems: effects on carbon stocks and biodiversity indicators. iForest : Biogeosciences and Forestry. https://doi.org/10.3832/IFOR4600-017

Markuljaková, K., Svitok, M., Mikoláš, M., Hofmeister, J., Keeton, W. S., Alhström, A., Ralhan, D., Pavlin, J., Salerno, A. R., Kozak, D., Dúhová, D., Janda, P., Mikac, S., Zlatanov, T., Panayotov, M., Toromani, E., Keren, S., Dikku, A., Roibu, C.-C., … Svoboda, M. (2025). Old-growth mixed beech-dominated forests continue accumulating carbon with advancing age. Forest Ecosystems. https://doi.org/10.1016/J.FECS.2025.100411

Mayer, M., Dolschak, K., Winter Artusio, E., Grabner, M., Tatzber, M., Ahmed, I. U., Wächter, E., Türtscher, S., Lindebner, L., Berger, I. K., Berger, P., Wanek, W., & Berger, T. W. (2025). Substantial Deep-Soil Carbon Losses Outweigh Topsoil Gains in European Beech Forests Since the 1980s. Global Change Biology, 31(9). https://doi.org/10.1111/gcb.70446

Mayer, M., Prescott, C., Abaker, W. E., Augusto, L., Cécillon, L., Ferreira, G. W. D., James, J., Jandl, R., Katzensteiner, K., Laclau, J., Laganière, J., Nouvellon, Y., Paré, D., Stanturf, J. A., Vanguelova, E., & Vesterdal, L. (2020). Tamm Review: Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis. Forest Ecology and Management. https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2020.118127

McGrath, M. J., Schulte-Frohlinde, A., & Luyssaert, S. (2024). New ways for (in)validating the forest carbon neutrality hypothesis. Global Change Biology, 30(1). https://doi.org/10.1111/gcb.16982

Menichetti, L., Lehtonen, A., Lindroos, A., Merilä, P., Huuskonen, S., Ukonmaanaho, L., & Mäkipää, R. (2025). Soil Carbon Dynamics During Stand Rotation in Boreal Forests. European Journal of Soil Science, 76(4). https://doi.org/10.1111/ejss.70154

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. https://doi.org/10.1111/1365-2745.13740

Moktan, L., Hofmeister, J., Oulehle, F., Urban, O., Hruška, J., Metok, M. S., Mikoláš, M., Markuljaková, K., & Svoboda, M. (2025). Forest management reduces soil carbon sequestration potential in European temperate forests. Forest Ecology and Management. https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2025.122493

Moktan, L., Hofmeister, J., Oulehle, F., Urban, O., Petritan, I. C., Petritan, A. M., Bosela, M., Keith, H., Jaloviar, P., Kucbel, S., Pittner, J., Pernicová, N., Hruška, J., Ralhan, D., Pavlin, J., Mikoláš, M., Metok, M. S., & Svoboda, M. (2025). Not only aboveground biomass: Soil of undisturbed Carpathian beech forests also stores substantial carbon. Forest Ecology and Management, 597, 123140. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2025.123140

Murphy, B. A., Rollinson, C. R., Dietze, M. C., Staudhammer, C. L., VonHedemann, N. R., Schultz, C. A., Kleindl, W. J., & Desai, A. R. (2025). Insights Into Nature-Based Climate

Solutions: Managing Forests for Climate Resilience and Carbon Stability. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 130(3). https://doi.org/10.1029/2024JG008391

Nagel, R., Meyer, P., Blaschke, M., & Feldmann, E. (2023). Strict forest protection: 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. https://doi.org/10.3389/FFGC.2023.1099558

Noormets, A., Epron, D., Domec, J., McNulty, S. G., Fox, T. R., Sun, G., & King, J. S. (2015). Effects of forest management on productivity and carbon sequestration: A review and hypothesis. Forest Ecology and Management. https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2015.05.019

Nord-Larsen, T., Vesterdal, L., Bentsen, N. S., & Larsen, J. B. (2019). Ecosystem carbon stocks and their temporal resilience in a semi-natural beech-dominated forest. Forest Ecology and Management. https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2019.05.038

Pan, Y., Birdsey, R. A., Phillips, O. L., Houghton, R. A., Fang, J., Kauppi, P. E., Keith, H., Kurz, W. A., Ito, A., Lewis, S. L., Nabuurs, G.-J., Shvidenko, A., Hashimoto, S., Lerink, B., Schepaschenko, D., Castanho, A., & Murdiyarso, D. (2024). The enduring world forest carbon sink. Nature, 631(8021), 563–569. https://doi.org/10.1038/s41586-024-07602-x

Pardos, M., Calama, R., Alejano, R., Madrigal, G., Calzado, A., Hevia, A., Tíscar, P. A., & Vázquez-Piqué, J. (2025). Carbon storage potentiality in successional and secondary old growth forests. European Journal of Forest Research, 144(1), 193–211. https://doi.org/10.1007/s10342-024-01750-5

Pretzsch, H. (2020). The course of tree growth. Theory and reality. Forest Ecology and Management, 478, 118508. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118508

Pugh, T. A. M., Lindeskog, M., Smith, B., Poulter, B., Arneth, A., Haverd, V., & Calle, L. (2019). Role of forest regrowth in global carbon sink dynamics. Proceedings of the National Academy of Sciences, 116(10), 4382–4387. https://doi.org/10.1073/pnas.1810512116

Ralhan, D., Keith, H., Pavlin, J., Irene Stegehuis, A., Marchand, W., Fruleux, A., Poláček, M., Svitok, M., Nagel, T. A., Mikoláš, M., Kozák, D., Buechling, A., Dušátko, M., Janda, P., Chaskovsky, O., Roibu, lin-C., & Svoboda, M. (2023). Temperate Primary Forest Biomass Accumulates over Centuries-Long Time Frames. Ecosystems, 26, 1685–1702. https://doi.org/10.1007/s10021-023-0085-w

Risch, A. C., Jurgensen, M. F., Page-Dumroese, D. S., Wildi, O., & Schütz, M. (2008). Long-term development of above- and below-ground carbon stocks following land-use change in subalpine ecosystems of the Swiss National Park. Canadian Journal of Forest Research, 38(6), 1590–1602. https://doi.org/10.1139/X08-014

Rock, J., Adam, S., Bender, S., Dunger, K., Rüter, S., & Stümer, W. (2025). Effects of the 2018 – 2020 disturbances on the projected Carbon balance of German forests and LULUCF climate protection targets - Thünen Working Paper 268. https://doi.org/10.3220/253-2025-33

Russ, A., Riek, W., & Wessolek, G. (2021). Three-Dimensional Mapping of Forest Soil Carbon Stocks Using SCORPAN Modelling and Relative Depth Gradients in the North-Eastern

Lowlands of Germany. Applied Sciences, 11(2), 714. https://doi.org/10.3390/app11020714

Saponaro, V., de Cáceres, M., Dalmonech, D., D'Andrea, E., Vangi, E., & Collalti, A. (2025). Assessing the combined effects of forest management and climate change on carbon and water fluxes in European beech forests. Forest Ecosystems, 12, 100290. https://doi.org/10.1016/j.fecs.2024.100290

Schrumpf, M., Kaiser, K., & Schulze, E.-D. (2014). Soil Organic Carbon and Total Nitrogen Gains in an Old Growth Deciduous Forest in Germany. PLoS ONE, 9(2), e89364. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0089364

Soong, J. L., Castanha, C., Hicks Pries, C. E., Ofiti, N., Porras, R. C., Riley, W. J., Schmidt, M. W. I., & Torn, M. S. (2021). Five years of whole-soil warming led to loss of subsoil carbon stocks and increased CO 2 efflux. Science Advances, 7(21). https://doi.org/10.1126/sciadv.abd1343

Soucémarianadin, L. N., Cécillon, L., Guenet, B., Chenu, C., Baudin, F., Nicolas, M., Girardin, C., & Barré, P. (2018). Environmental factors controlling soil organic carbon stability in French forest soils. Plant and Soil, 426(1–2), 267–286. https://doi.org/10.1007/s11104-018-3613-x

Springer, K., Manning, P., Boesing, A. L., Ammer, C., Fiore-Donno, A. M., Fischer, M., Goldmann, K., le Provost, G., Overmann, J., Ruess, L., Schöning, I., Seibold, S., Sikorski, J., & Neyret, M. (2024). Identifying the stand properties that support both high biodiversity and carbon storage in German forests. Forest Ecology and Management, 572, 122328. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.122328

Stillhard, J., Hobi, M. L., Brang, P., Brändli, U.-B., Korol, M., Pokynchereda, V., & Abegg, M. (2022). Structural changes in a primeval beech forest at the landscape scale. Forest Ecology and Management, 504, 119836. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119836

Synek, M., Cienciala, E., & Kubišta, J. (2025). Carbon storage and climate mitigation effect in Central European forestry - To be managed, or left unmanaged? Journal of Forest Science, 71(3), 149–158. https://doi.org/10.17221/74/2024-JFS

Thumb von Neuburg, B., Eder, C., Zarebanakouki, M., Pfeiffer, I., Falk, W., & Thom, D. (2026). Can a fundamental change in forest management improve the forest carbon balance of mixed oak forests in Central Europe? Forest Ecology and Management, 606, 123557. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2026.123557

Toda, M., Knohl, A., Luyssaert, S., & Hara, T. (2023). Simulated effects of canopy structural complexity on forest productivity. Forest Ecology and Management, 538, 120978. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.120978

Valade, A., Bellassen, V., Magand, C., & Luyssaert, S. (2017). Sustaining the sequestration efficiency of the European forest sector. Forest Ecology and Management, 405, 44–55. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.009

Vandekerkhove, K., Vanhellemont, M., Vrška, T., Meyer, P., Tabaku, V., Thomaes, A., Leyman, A., de Keersmaeker, L., & Verheyen, K. (2018a). Very large trees in a lowland old-growth beech (*Fagus sylvatica* L.) forest: Density, size, growth and spatial patterns

in comparison to reference sites in Europe. Forest Ecology and Management, 417, 1–17. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.02.033

Vandekerkhove, K., Vanhellemont, M., Vrška, T., Meyer, P., Tabaku, V., Thomaes, A., Leyman, A., de Keersmaeker, L., & Verheyen, K. (2018b). Very large trees in a lowland old-growth beech (*Fagus sylvatica* L.) forest: Density, size, growth and spatial patterns in comparison to reference sites in Europe. Forest Ecology and Management, 417, 1–17. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.02.033

Vanhellemont, M., Leyman, A., Govaere, L., de Keersmaeker, L., & Vandekerkhove, K. (2024). Site-specific additionality in aboveground carbon sequestration in set-aside forests in Flanders (northern Belgium). Frontiers in Forests and Global Change. https://doi.org/10.3389/FFGC.2024.1236203

Wade, A. M., Richter, D. D., Medjibe, V. P., Bacon, A. R., Heine, P. R., White, L. J. T., & Poulsen, J. R. (2019). Estimates and determinants of stocks of deep soil carbon in Gabon, Central Africa. Geoderma, 341, 236–248. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.01.004

Xelhuantzi-Carmona, J., Donoso, P. J., & Thiers-Espinoza, Ó. (2025). From soils to trees: Carbon stocks in high-graded, successional and old-growth forests in South American temperate rainforests. Ecología Austral, 424–439. https://doi.org/10.25260/EA.25.35.3.0.2580

Zhang, Y., Guo, X., Chen, L., Kuzyakov, Y., Wang, R., Zhang, H., Han, X., Jiang, Y., & Sun, O. J. (2024). Global pattern of organic carbon pools in forest soils. Global Change Biology, 30(6). https://doi.org/10.1111/gcb.17386

Zhang, Y., Tang, Z., You, Y., Guo, X., Wu, C., Liu, S., & Sun, O. J. (2023). Differential effects of forest-floor litter and roots on soil organic carbon formation in a temperate oak forest. Soil Biology and Biochemistry, 180, 109017. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2023.109017

Zielonka, A., Drewnik, M., Musielok, Ł., Dyderski, M. K., Struzik, D., Smułek, G., & Ostapowicz, K. (2021). Biotic and Abiotic Determinants of Soil Organic Matter Stock and Fine Root Biomass in Mountain Area Temperate Forests—Examples from Cambisols under European Beech, Norway Spruce, and Silver Fir (Carpathians, Central Europe). Forests, 12(7), 823. https://doi.org/10.3390/f12070823

Annahme 2

Adhikari, Y., Bachstein, N., Gohr, C., Blumröder, J. S., Meier, C., & Ibisch, P. L. (2024). Old-growth beech forests in Germany as cool islands in a warming landscape. Scientific Reports, 14(1), 30311. https://doi.org/10.1038/s41598-024-81209-0

Adhikari, Y., Blumröder, J. S., Meier, C., & Ibisch, P. L. (2025). Beech buffers: Microclimate regulation in temperate old-growth forests, surroundings and forest edge. Ecological Indicators, 178, 114111. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2025.114111

Aquilué, N., Filotas, É., Craven, D., Fortin, M., Brotons, L., & Messier, C. (2020). Evaluating forest resilience to global threats using functional response traits and network properties. Ecological Applications, 30(5). https://doi.org/10.1002/eap.2095

Bače, R., Schurman, J. S., Brabec, M., Čada, V., Després, T., Janda, P., Lábusová, J., Mikoláš, M., Morrissey, R. C., Mrhalová, H., Nagel, T. A., Nováková, M. H., Seedre, M., Synek, M., Trotsiuk, V., & Svoboda, M. (2017). Long-term responses of canopy–understorey interactions to disturbance severity in primary *Picea abies* forests. Journal of Vegetation Science, 28(6), 1128–1139. https://doi.org/10.1111/jvs.12581

Berhanu, Y., Dalle, G., Sintayehu, D. W., Kelboro, G., & Nigussie, A. (2023). Land use/land cover change-induced greenhouse gas emissions in the global biosphere reserve of tropical Afromontane forest. Scientific African, 21, e01811. https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2023.e01811

Blumröder, J. S., May, F., Härdtle, W., & Ibisch, P. L. (2021). Forestry contributed to warming of forest ecosystems in northern Germany during the extreme summers of 2018 and 2019. Ecological Solutions and Evidence, 2(3). https://doi.org/10.1002/2688-8319.12087

Blumröder, J. S., Schmidt, F., Gordon, A., Grosse, S., & Ibisch, P. L. (2022). Ecosystemic resilience of a temperate post-fire forest under extreme weather conditions. Frontiers in Forests and Global Change, 5. https://doi.org/10.3389/ffgc.2022.1070958

Boucher, D., Gauthier, S., Noël, J., Greene, D. F., & Bergeron, Y. (2014). Salvage logging affects early post-fire tree composition in Canadian boreal forest. Forest Ecology and Management, 325, 118–127. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.04.002

Cerioni, M., Brabec, M., Bače, R., Bāders, E., Bončina, A., Brůna, J., Chećko, E., Cordonnier, T., de Koning, J. H. C., Diaci, J., Dobrowolska, D., Dountchev, A., Engelhart, J., Fidej, G., Fuhr, M., Garbarino, M., Jansons, Ā., Keren, S., Kitenberga, M., … Nagel, T. A. (2024). Recovery and resilience of European temperate forests after large and severe disturbances. Global Change Biology, 30(2). https://doi.org/10.1111/gcb.17159

Cerioni, M., Klopčič, M., Roženbergar, D., & Nagel, T. A. (2025). Multiple dimensions of forest resilience to compound disturbances in a mixed sub-montane forest landscape. Forest Ecology and Management, 577, 122400. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.122400

Cintra, B. B. L., Bergamin, R. S., Mailes, R., Brienen, R., Luna, E., MacKenzie, A. R., & Esquivel-Muelbert, A. (2026). Decline in regeneration capacity in mature forests across Great Britain. Forest Ecology and Management, 603. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2025.123468

Dobor, L., Hlásny, T., Rammer, W., Zimová, S., Barka, I., & Seidl, R. (2020). Is salvage logging effectively dampening bark beetle outbreaks and preserving forest carbon stocks? Journal of Applied Ecology, 57(1), 67–76. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13518

Dobor, L., Hlásny, T., & Zimová, S. (2020). Contrasting vulnerability of monospecific and species-diverse forests to wind and bark beetle disturbance: The role of management. Ecology and Evolution, 10(21), 12233–12245. https://doi.org/10.1002/ece3.6854

Dollinger, C., Rammer, W., & Seidl, R. (2023). Climate change accelerates ecosystem restoration in the mountain forests of Central Europe. Journal of Applied Ecology, 60(12), 2665–2675. https://doi.org/10.1111/1365-2664.14520

Dollinger, C., Rammer, W., Suzuki, K. F., Braziunas, K. H., Keller, T. T., Kobayashi, Y., Mohr, J., Mori, A. S., Turner, M. G., & Seidl, R. (2024). Beyond resilience: Responses to changing climate and disturbance regimes in temperate forest landscapes across the Northern Hemisphere. Global Change Biology, 30(8). https://doi.org/10.1111/gcb.17468

Forzieri, G., Girardello, M., Ceccherini, G., Spinoni, J., Feyen, L., Hartmann, H., Beck, P. S. A., Camps-Valls, G., Chirici, G., Mauri, A., & Cescatti, A. (2021). Emergent vulnerability to climate-driven disturbances in European forests. Nature Communications, 12(1), 1081. https://doi.org/10.1038/s41467-021-21399-7

Forzieri, G., Jactel, H., Bianchi, A., Spinoni, J., Somasundaram, D., Feyen, L., & Cescatti, A. (2024). Ecosystem heterogeneity is key to limiting the increasing climate-driven risks to European forests. One Earth, 7(12), 2149–2164. https://doi.org/10.1016/j.oneear.2024.10.005

Gejdoš, M., & Michajlová, K. (2022). Analysis of Current and Future Forest Disturbances Dynamics in Central Europe. Forests, 13(4), 554. https://doi.org/10.3390/f13040554

Georgiev, K. B., Bässler, C., Feldhaar, H., Heibl, C., Karasch, P., Müller, J., Perlik, M., Weiss, I., & Thorn, S. (2022). Windthrow and salvage logging alter β-diversity of multiple species groups in a mountain spruce forest. Forest Ecology and Management, 520, 120401. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120401

Gohr, C., Blumröder, J. S., Sheil, D., & Ibisch, P. L. (2021). Quantifying the mitigation of temperature extremes by forests and wetlands in a temperate landscape. Ecological Informatics, 66, 101442. https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2021.101442

Graser, A., Frank, C., Kunz, F., Schuldt, A., Senf, C., Sudfeldt, C., Trautmann, S., & Kamp, J. (2025). Increase in disturbance-induced canopy gaps leads to reorganization of Central European bird communities. Basic and Applied Ecology, 83, 88–97. https://doi.org/10.1016/j.baae.2025.01.013

Guignabert, A., Jonard, M., Messier, C., André, F., de Coligny, F., Doyon, F., & Ponette, Q. (2024). Adaptive forest management improves stand-level resilience of temperate forests under multiple stressors. Science of The Total Environment, 948, 174168. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174168

Hagge, J., Müller, J., Bässler, C., Biebl, S. S., Brandl, R., Drexler, M., Gruppe, A., Hotes, S., Hothorn, T., Langhammer, P., Stark, H., Wirtz, R., Zimmerer, V., & Mysterud, A. (2019). Deadwood retention in forests lowers short-term browsing pressure on silver fir saplings by overabundant deer. Forest Ecology and Management, 451, 117531. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117531

Jouy, F., Schüle, M., Adhikari, Y., Binder, A., Clerc, D., Gerwin, W., Heinken, T., Raab, T., Repmann, F., Rönnefarth, S., Schirrmacher, M., Schmehl, M., Schröder, J., & Ibisch, P. L. (2025). Factors impacting the variability of post-fire forest regeneration in central European pine plantations. Restoration Ecology, 33(4). https://doi.org/10.1111/rec.70017

Kortmann, M., Seidl, R., Jaggy, N., Kacic, P., Morinière, J., & Müller, J. (2026). The positive effects of canopy openness across post-disturbance management on insect diversity. Biological Conservation, 313, 111647. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2025.111647

Kramer, K., Brang, P., Bachofen, H., Bugmann, H., & Wohlgemuth, T. (2014). Site factors are more important than salvage logging for tree regeneration after wind disturbance in Central European forests. Forest Ecology and Management, 331, 116–128. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.08.002

Krüger, K., Fischer, F. J., Stritih, A., Klemmt, H.-J., & Seidl, R. (2026). Managing the future: Post-disturbance forest recovery across management types in Central Europe. Forest Ecology and Management, 608, 123616. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2026.123616

Krüger, K., Senf, C., Hagge, J., & Seidl, R. (2025). Setting aside areas for conservation does not increase disturbances in temperate forests. Journal of Applied Ecology, 62(5), 1271–1281. https://doi.org/10.1111/1365-2664.70036

Krüger, K., Senf, C., Jucker, T., Pflugmacher, D., & Seidl, R. (2024). Gap expansion is the dominant driver of canopy openings in a temperate mountain forest landscape. Journal of Ecology, 112(7), 1501–1515. https://doi.org/10.1111/1365-2745.14320

Kurulok, S. E., & Macdonald, S. E. (2007). Impacts of postfire salvage logging on understory plant communities of the boreal mixedwood forest 2 and 34 years after disturbance. Canadian Journal of Forest Research, 37(12), 2637–2651. https://doi.org/10.1139/X07-107

Lecina-Diaz, J., Turner, M. G., & Seidl, R. (2026). Forest Reorganisation After Natural Disturbance: A Synthesis. Global Ecology and Biogeography, 35(3). https://doi.org/10.1111/geb.70220

Leverkus, A. B., Buma, B., Wagenbrenner, J., Burton, P. J., Lingua, E., Marzano, R., & Thorn, S. (2021). Tamm review: Does salvage logging mitigate subsequent forest disturbances? Forest Ecology and Management, 481, 118721. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118721

Leverkus, A. B., Gustafsson, L., Lindenmayer, D. B., Castro, J., Rey Benayas, J. M., Ranius, T., & Thorn, S. (2020). Salvage logging effects on regulating ecosystem services and fuel loads. Frontiers in Ecology and the Environment, 18(7), 391–400. https://doi.org/10.1002/fee.2219

Leverkus, A. B., Polo, I., Baudoux, C., Thorn, S., Gustafsson, L., & Rubio de Casas, R. (2021). Resilience impacts of a secondary disturbance: Meta-analysis of salvage logging effects on tree regeneration. Journal of Ecology, 109(9), 3224–3232. https://doi.org/10.1111/1365-2745.13581

Leverkus, A. B., Rey Benayas, J. M., Castro, J., Boucher, D., Brewer, S., Collins, B. M., Donato, D., Fraver, S., Kishchuk, B. E., Lee, E.-J., Lindenmayer, D. B., Lingua, E., Macdonald, E., Marzano, R., Rhoades, C. C., Royo, A., Thorn, S., Wagenbrenner, J. W., Waldron, K., … Gustafsson, L. (2018). Salvage logging effects on regulating and supporting ecosystem services — a systematic map. Canadian Journal of Forest Research, 48(9), 983–1000. https://doi.org/10.1139/cjfr-2018-0114

Lindenmayer, D., Thorn, S., & Banks, S. (2017). Please do not disturb ecosystems further. Nature Ecology & Evolution, 1(2), 0031. https://doi.org/10.1038/s41559-016-0031

Lucash, M. S., Scheller, R. M., J. Gustafson, E., & R. Sturtevant, B. (2017). Spatial resilience of forested landscapes under climate change and management. Landscape Ecology, 32(5), 953–969. https://doi.org/10.1007/s10980-017-0501-3

Ma, L., Ma, J., Yan, P., Tian, F., Peñuelas, J., Rao, M. P., Fu, Y., & Hu, Z. (2025). Planted Forests in China Have Higher Drought Risk Than Natural Forests. Global Change Biology, 31(2). https://doi.org/10.1111/gcb.70055

Macek, M., Wild, J., Kopecký, M., Červenka, J., Svoboda, M., Zenáhlíková, J., Brůna, J., Mosandl, R., & Fischer, A. (2017). Life and death of *Picea abies* after bark-beetle outbreak: ecological processes driving seedling recruitment. Ecological Applications, 27(1), 156–167. https://doi.org/10.1002/eap.1429

Mandl, L., Cerioni, M., Bače, R., Bončina, A., Brůna, J., Chećko, E., de Koning, J. H. C., Diaci, J., Dobrowolska, D., Fidej, G., Garbarino, M., Jansons, Ā., Keren, S., Kitenberga, M., Klopčič, M., Konôpka, B., Kopecký, M., Köster, K., Kucbel, S., … Senf, C. (2025). The amount of undisturbed forest in proximity of severe disturbance patches enhances their recovery in temperate Europe. Landscape Ecology, 40(11), 199. https://doi.org/10.1007/s10980-025-02231-9

Marangon, D., Marchi, N., & Lingua, E. (2022). Windthrown elements: a key point improving microsite amelioration and browsing protection to transplanted seedlings. Forest Ecology and Management, 508, 120050. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120050

McAulay, J., Querejeta, J. I., Eskelson, B. N. I., Ewen, S., Daniels, L. D., Danyagri, G., Saunders, S. C., & Barbeito, I. (2025). Burn severity modifies the impact of salvage logging on post-wildfire natural regeneration of 2 Douglas-fir in interior British Columbia. Labieux Rd, 103–2100. https://ssrn.com/abstract=5213602

Menge, J. H., Magdon, P., Wöllauer, S., & Ehbrecht, M. (2023). Impacts of forest management on stand and landscape-level microclimate heterogeneity of European beech forests. Landscape Ecology, 38(4), 903–917. https://doi.org/10.1007/s10980-023-01596-z

Meyer, P., Spînu, A. P., 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

Mohr, J., Thom, D., Hasenauer, H., & Seidl, R. (2024). Are uneven-aged forests in Central Europe less affected by natural disturbances than even-aged forests? Forest Ecology and Management, 559, 121816. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.121816

Müller, J., Noss, R. F., Thorn, S., Bässler, C., Leverkus, A. B., & Lindenmayer, D. (2019). Increasing disturbance demands new policies to conserve intact forest. Conservation Letters, 12(1). https://doi.org/10.1111/conl.12449

Pang, J., Xu, H., Xu, Y., Zhang, Y., Wu, X., Li, K., & Zhang, Z. (2025). Flash droughts threaten global managed forests. Nature Communications, 16(1), 11027. https://doi.org/10.1038/s41467-025-66021-2

Patacca, M., Lindner, M., Lucas-Borja, M. E., Cordonnier, T., Fidej, G., Gardiner, B., Hauf, Y., Jasinevičius, G., Labonne, S., Linkevičius, E., Mahnken, M., Milanovic, S., Nabuurs, G., Nagel, T. A., Nikinmaa, L., Panyatov, M., Bercak, R., Seidl, R., Ostrogović Sever, M. Z., … Schelhaas, M. (2023). Significant increase in natural disturbance impacts on European forests since 1950. Global Change Biology, 29(5), 1359–1376. https://doi.org/10.1111/gcb.16531

Piazza, N., Bebi, P., Vacchiano, G., Rigling, A., Wohlgemuth, T., & Bottero, A. (2024). Post-windthrow forest development in spruce-dominated mountain forests in Central Europe. Forest Ecology and Management, 561, 121884. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.121884

Pretzsch, H. (2022). The emergent past: past natural and human disturbances of trees can reduce their present resistance to drought stress. European Journal of Forest Research, 141(1), 87–104. https://doi.org/10.1007/s10342-021-01422-8

Priewasser, K., Brang, P., Bachofen, H., Bugmann, H., & Wohlgemuth, T. (2013). Impacts of salvage-logging on the status of deadwood after windthrow in Swiss forests. European Journal of Forest Research, 132(2), 231–240. https://doi.org/10.1007/s10342-012-0670-1

Putzenlechner, B., Grieger, S., Czech, C., & Koal, P. (2025). Post-disturbance treatment effects on microclimate and vegetation recovery on Norway spruce calamity areas from in situ and UAV-based monitoring. Forest Ecology and Management, 597, 123131. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2025.123131

Putzenlechner, B., Zwanzig, M., Baessler, C., Bernhardt-Roemermann, M., Ebert, J., Grieger, S., Koal, P., Oechler, H., Peter, D., Profft, I., Spaleck, S., Steinebrunner, F., Tischer, A., Thorn, S., Wehnert, A., Zhou, X., & Huth, F. (2026). Reforestation under climate change - a cross-regional deadwood retention experiment to develop multifunctional forests on disturbed Norway spruce areas. In bioRxiv. https://doi.org/10.64898/2026.01.12.698939

Rabbi, M. F., & Kovács, S. (2024). Quantifying global warming potential variations from greenhouse gas emission sources in forest ecosystems. Carbon Research, 3(1), 70. https://doi.org/10.1007/s44246-024-00156-7

Reek, J. E., Crowther, T. W., Lauber, T., Schemm, S., Parastatidis, D., Chrysoulakis, N., Huang, M., Piao, S., Zohner, C. M., & Smith, G. R. (2025). Forest edges are globally warmer than interiors and exceed optimal temperatures for vegetation productivity. Communications Earth & Environment, 6(1), 635. https://doi.org/10.1038/s43247-025-02626-1

Roberts, M., Gilligan, C. A., Kleczkowski, A., Hanley, N., Whalley, A. E., & Healey, J. R. (2020). The Effect of Forest Management Options on Forest Resilience to Pathogens. Frontiers in Forests and Global Change, 3. https://doi.org/10.3389/ffgc.2020.00007

Röder, M., Thiffault, E., Martínez-Alonso, C., Senez-Gagnon, F., Paradis, L., & Thornley, P. (2019). Understanding the timing and variation of greenhouse gas emissions of forest bioenergy systems. Biomass and Bioenergy, 121, 99–114. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2018.12.019

Rothacher, J., Seidl, R., Thom, D., Kortmann, M., Chao, A., Chiu, C., Heibl, C., Hothorn, T., Mitesser, O., Mori, A. S., Morinière, J., Pierick, K., Wild, C., Wild, N., & Müller, J. (2025). The impact of tree mortality and post-disturbance management on insect diversity in temperate forests: Insights from a replicated experiment. Journal of Applied Ecology, 62(8), 1878–1888. https://doi.org/10.1111/1365-2664.70086

Royo, A. A., Peterson, C. J., Stanovick, J. S., & Carson, W. P. (2016). Evaluating the ecological impacts of salvage logging: can natural and anthropogenic disturbances promote coexistence? Ecology, 97(6), 1566–1582. https://doi.org/10.1890/15-1093.1

Sachsenmaier, L., Schnabel, F., Dietrich, P., Eisenhauer, N., Ferlian, O., Quosh, J., Richter, R., & Wirth, C. (2024). Forest growth resistance and resilience to the 2018–2020 drought depend on tree diversity and mycorrhizal type. Journal of Ecology, 112(8), 1787–1803. https://doi.org/10.1111/1365-2745.14360

Schauer, B., Thorn, S., Blaschke, M., & Kudernatsch, T. (2023). Conversion of pure spruce to mixed spruce beech stands: Effects on alpha and beta diversity of multiple taxonomic groups. Forest Ecology and Management, 545, 121297. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121297

Schmied, G., Hilmers, T., Uhl, E., & Pretzsch, H. (2022). The Past Matters: Previous Management Strategies Modulate Current Growth and Drought Responses of Norway Spruce (*Picea abies* H. Karst.). Forests, 13(2), 243. https://doi.org/10.3390/f13020243

Sebald, J., Thrippleton, T., Rammer, W., Bugmann, H., & Seidl, R. (2021). Mixing tree species at different spatial scales: The effect of alpha, beta and gamma diversity on disturbance impacts under climate change. Journal of Applied Ecology, 58(8), 1749–1763. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13912

Seidl, R., Potterf, M., Müller, J., Turner, M. G., & Rammer, W. (2024). Patterns of early post-disturbance reorganization in Central European forests. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 291(2031). https://doi.org/10.1098/rspb.2024.0625

Senf, C., Müller, J., & Seidl, R. (2019). Post-disturbance recovery of forest cover and tree height differ with management in Central Europe. Landscape Ecology, 34(12), 2837–2850. https://doi.org/10.1007/s10980-019-00921-9

Skytt, T., Englund, G., & Jonsson, B.-G. (2021). Climate mitigation forestry—temporal trade-offs. Environmental Research Letters, 16(11), 114037. https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac30fa

Soimakallio, S., Kalliokoski, T., Lehtonen, A., & Salminen, O. (2021). On the trade-offs and synergies between forest carbon sequestration and substitution. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change, 26(1), 4. https://doi.org/10.1007/s11027-021-09942-9

Sommerfeld, A., Rammer, W., Heurich, M., Hilmers, T., Müller, J., & Seidl, R. (2021). Do bark beetle outbreaks amplify or dampen future bark beetle disturbances in Central Europe? Journal of Ecology, 109(2), 737–749. https://doi.org/10.1111/1365-2745.13502

Spicer, M. E., Royo, A. A., Wenzel, J. W., & Carson, W. P. (2023). Understory plant growth forms respond independently to combined natural and anthropogenic disturbances.

Forest Ecology and Management, 543, 121077. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121077

Steinebrunner, F., Tischer, A., Medicus, T., Huth, F., & Bernhardt-Römermann, M. (2025). The effects of deadwood on tree regeneration and microsites: A systematic review. Forest Ecology and Management, 596, 123096. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2025.123096

Taeroe, A., de Koning, J. H. C., Löf, M., Tolvanen, A., Heiðarsson, L., & Raulund-Rasmussen, K. (2019). Recovery of temperate and boreal forests after windthrow and the impacts of salvage logging. A quantitative review. Forest Ecology and Management, 446, 304–316. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.03.048

Thom, D., Ammer, C., Annighöfer, P., Aszalós, R., Dittrich, S., Hagge, J., Keeton, W. S., Kovacs, B., Krautkrämer, O., Müller, J., von Oheimb, G., & Seidl, R. (2023). Regeneration in European beech forests after drought: the effects of microclimate, deadwood and browsing. European Journal of Forest Research, 142(2), 259–273. https://doi.org/10.1007/s10342-022-01520-1

Thom, D., Rammer, W., & Seidl, R. (2017). Disturbances catalyze the adaptation of forest ecosystems to changing climate conditions. Global Change Biology, 23(1), 269–282. https://doi.org/10.1111/gcb.13506

Thom, D., Sommerfeld, A., Sebald, J., Hagge, J., Müller, J., & Seidl, R. (2020). Effects of disturbance patterns and deadwood on the microclimate in European beech forests. Agricultural and Forest Meteorology, 291, 108066. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.108066

Thorn, S., Bässler, C., Brandl, R., Burton, P. J., Cahall, R., Campbell, J. L., Castro, J., Choi, C., Cobb, T., Donato, D. C., Durska, E., Fontaine, J. B., Gauthier, S., Hebert, C., Hothorn, T., Hutto, R. L., Lee, E., Leverkus, A. B., Lindenmayer, D. B., … Müller, J. (2018). Impacts of salvage logging on biodiversity: A meta-analysis. Journal of Applied Ecology, 55(1), 279–289. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12945

Thorn, S., Chao, A., Georgiev, K. B., Müller, J., Bässler, C., Campbell, J. L., Castro, J., Chen, Y.-H., Choi, C.-Y., Cobb, T. P., Donato, D. C., Durska, E., Macdonald, E., Feldhaar, H., Fontaine, J. B., Fornwalt, P. J., Hernández, R. M. H., Hutto, R. L., Koivula, M., … Leverkus, A. B. (2020). Estimating retention benchmarks for salvage logging to protect biodiversity. Nature Communications, 11(1), 4762. https://doi.org/10.1038/s41467-020-18612-4

Waldron, K., Ruel, J., Gauthier, S., de Grandpré, L., & Peterson, C. J. (2014). Effects of post-windthrow salvage logging on microsites, plant composition and regeneration. Applied Vegetation Science, 17(2), 323–337. https://doi.org/10.1111/avsc.12061

Walesiak, M., Michielsen, R., Mikusiński, G., & Żmihorski, M. (2024). Salvage logging and subsequent post-windthrow management diminish forest bird communities for two decades. Journal of Applied Ecology, 61(9), 2157–2168. https://doi.org/10.1111/1365-2664.14727

Wang, L., Wei, F., Tagesson, T., Fang, Z., & Svenning, J.-C. (2025). Transforming forest management through rewilding: Enhancing biodiversity, resilience, and biosphere

sustainability under global change. One Earth, 8(3), 101195. https://doi.org/10.1016/j.oneear.2025.101195

Wu, T., Liu, Y., Chen, L., Fu, Z., Fu, B., Li, Y., Wu, X., Ding, J., Li, C., Wang, S., Zhao, W., & Gessler, A. (2026). Human pressure and biodiversity modify forest resilience after extreme multi-year droughts. Nature Ecology & Evolution, 10(5), 880–892. https://doi.org/10.1038/s41559-026-03015-3

Yan, Y., Feng, X., Liu, Z., Wang, Z., Huang, Z., Wang, Y., Lan, X., Chen, J., Lin, K., Chen, X., Dong, C., He, X., & Forzieri, G. (2026). Biophysical factors and management practices are key to shaping forest resilience. Nature Communications, 17(1), 2839. https://doi.org/10.1038/s41467-026-69598-4

Annahme 3

Alawode, G. L., Oluwajuwon, T. v., Adegbola, F. O., Oyefara, A. O., & Daniel, O. I. (2026). Climate-smart forestry: a review of research trends and implementation approaches. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change, 31(3), 19. https://doi.org/10.1007/s11027-026-10293-6

Albrich, K., Seidl, R., Rammer, W., & Thom, D. (2023). From sink to source: changing climate and disturbance regimes could tip the 21st century carbon balance of an unmanaged mountain forest landscape. Forestry, 96(3), 399–409. https://doi.org/10.1093/forestry/cpac022

Alfieri, D., Caicoya, A. T., Tognetti, R., & Santopuoli, G. (2025). Is climate-smart forestry affected by thinning intensity and tree species composition? A case study in long-term experimental plots of central Europe. Journal of Environmental Management, 394, 127603. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.127603

Ashton, M. S., Martin, M. P., & Woodbury, D. (2025). Is Climate Smart Forestry smart? A review of the concept, its origins and its utility. CABI Reviews. https://doi.org/10.1079/cabireviews.2025.0057

Astrup, R., Bernier, P. Y., Genet, H., Lutz, D. A., & Bright, R. M. (2018). A sensible climate solution for the boreal forest. Nature Climate Change, 8(1), 11–12. https://doi.org/10.1038/s41558-017-0043-3

Augustynczik, A. L. D., Gusti, M., Deppermann, A., Nakhavali, M. (André), Jia, F., di Fulvio, F., & Havlík, P. (2025). Adapting forest management to climate change impacts and policy targets in the EU: Insights from the coupled GLOBIOM/G4M-i3PGmiX model. One Earth, 8(6), 101313. https://doi.org/10.1016/j.oneear.2025.101313

Bolte, A., Ammer, C., Löf, M., Madsen, P., Nabuurs, G.-J., Schall, P., Spathelf, P., & Rock, J. (2009). Adaptive forest management in central Europe: Climate change impacts, strategies and integrative concept. Scandinavian Journal of Forest Research, 24(6), 473–482. https://doi.org/10.1080/02827580903418224

Bowditch, E., Santopuoli, G., Binder, F., del Río, M., la Porta, N., Kluvankova, T., Lesinski, J., Motta, R., Pach, M., Panzacchi, P., Pretzsch, H., Temperli, C., Tonon, G., Smith, M., Velikova, V., Weatherall, A., & Tognetti, R. (2020). What is Climate-Smart Forestry? A definition from a multinational collaborative process focused on mountain regions of Europe. Ecosystem Services, 43, 101113. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101113

Bowditch, E., Santopuoli, G., Neroj, B., Svetlik, J., Tominlson, M., Pohl, V., Avdagić, A., del Rio, M., Zlatanov, T., Maria, H., Jamnická, G., Serengil, Y., Sarginci, M., Brynleifsdóttir, S. J., Lesinki, J., & Azevedo, J. C. (2022). Application of climate-smart forestry – Forest manager response to the relevance of European definition and indicators. Trees, Forests and People, 9, 100313. https://doi.org/10.1016/j.tfp.2022.100313

Bugmann, H., & Huber, N. (2020). Entwicklung von Mischbeständen mit komplexer Struktur im Klimawandel. Schweizerische Zeitschrift Fur Forstwesen, 171(3), 133–141. https://doi.org/10.3188/szf.2020.0133

Buschbeck, C., & Pauliuk, S. (2022). Required displacement factors for evaluating and comparing climate impacts of intensive and extensive forestry in Germany. Carbon Balance and Management, 17(1), 14. https://doi.org/10.1186/s13021-022-00216-8

Collin, A., Thiffault, E., Tremblay, S., Doyon, F., & Nolet, P. (2025). Effects of harvest treatments on forest carbon pools in eastern North America: A meta-analysis. Ecological Applications, 35(3). https://doi.org/10.1002/eap.70050

del Río, M., Pretzsch, H., Bončina, A., Avdagić, A., Bielak, K., Binder, F., Coll, L., Hilmers, T., Höhn, M., Kašanin-Grubin, M., Klopčič, M., Neroj, B., Pfatrisch, M., Stajić, B., Stimm, K., & Uhl, E. (2022). Assessment of Indicators for Climate Smart Management in Mountain Forests (pp. 59–105). https://doi.org/10.1007/978-3-030-80767-2_3

Diaconu, D., Kahle, H.-P., & Spiecker, H. (2015). Tree- and Stand-Level Thinning Effects on Growth of European Beech (*Fagus sylvatica* L.) on a Northeast- and a Southwest-Facing Slope in Southwest Germany. Forests, 6(9), 3256–3277. https://doi.org/10.3390/f6093256

Förster, A., Culmsee, H., & Leuschner, C. (2021). Thinned northern German Scots pine forests have a low carbon storage and uptake potential in comparison to naturally developing beech forests. Forest Ecology and Management, 479, 118575. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118575

Gejdoš, M., & Michajlová, K. (2022). Analysis of Current and Future Forest Disturbances Dynamics in Central Europe. Forests, 13(4), 554. https://doi.org/10.3390/f13040554

Gregor, K., Knoke, T., Krause, A., Reyer, C. P. O., Lindeskog, M., Papastefanou, P., Smith, B., Lansø, A., & Rammig, A. (2022). Trade-Offs for Climate-Smart Forestry in Europe Under Uncertain Future Climate. Earth's Future, 10(9). https://doi.org/10.1029/2022EF002796

Gregor, K., Krause, A., Reyer, C. P. O., Knoke, T., Meyer, B. F., Suvanto, S., & Rammig, A. (2024). Quantifying the impact of key factors on the carbon mitigation potential of managed temperate forests. Carbon Balance and Management, 19(1), 10. https://doi.org/10.1186/s13021-023-00247-9

Grünig, M., Rammer, W., Senf, C., Albrich, K., André, F., Augustynczik, A. L. D., Baumann, M., Bohn, F. J., Bouwman, M., Bugmann, H., Collalti, A., Cristal, I., Dalmonech, D., de Coligny, F., Dobor, L., Dollinger, C., Espelta, J. M., Forrester, D. I., Garcia-Gonzalo, J., … Seidl, R. (2026). Climate change will increase forest disturbances in Europe throughout the 21st century. Science, 391(6789). https://doi.org/10.1126/science.adx6329

Hilmers, T., Avdagić, A., Bartkowicz, L., Bielak, K., Binder, F., Bončina, A., Dobor, L., Forrester, D. I., Hobi, M. L., Ibrahimspahić, A., Jaworski, A., Klopčič, M., Matović, B., Nagel, T. A., Petráš, R., del Rio, M., Stajić, B., Uhl, E., Zlatanov, T., … Pretzsch, H. (2019). The productivity of mixed mountain forests comprised of *Fagus sylvatica*, *Picea abies*, and *Abies alba* across Europe. Forestry: An International Journal of Forest Research, 92(5), 512–522. https://doi.org/10.1093/forestry/cpz035

Hessburg, P. F., Prichard, S. J., Hagmann, R. K., Povak, N. A., & Lake, F. K. (2021). Wildfire and climate change adaptation of western North American forests: a case for intentional management. Ecological Applications, 31(8). https://doi.org/10.1002/eap.2432

Hetemäki, L., & Verkerk, H. (2022). Climate-Smart Forestry Approach. In K. Byrne (Ed.), PLOS Climate (Vol. 2, Issue 6, pp. 165–172). https://doi.org/10.1007/978-3-030-99206-4_9

Jandl, R., Ledermann, T., Kindermann, G., Freudenschuss, A., Gschwantner, T., & Weiss, P. (2018). Strategies for Climate-Smart Forest Management in Austria. Forests, 9(10), 592. https://doi.org/10.3390/f9100592

Jandl, R., Spathelf, P., Bolte, A., & Prescott, C. E. (2019). Forest adaptation to climate change—is non-management an option? Annals of Forest Science, 76(2), 48. https://doi.org/10.1007/s13595-019-0827-x

Jocher, G., Kowalska, N., Acosta, M., Krejza, J., Marková, I., Marshall, J. D., Uchytilová, T., Pavelka, M., & Marek, M. v. (2021). Potential of typical highland and mountain forests in the Czech Republic for climate-smart forestry: ecosystem-scale drought responses. Canadian Journal of Forest Research, 51(12), 1811–1820. https://doi.org/10.1139/cjfr-2020-0286

Kobler, J., Hochbichler, E., Pröll, G., & Dirnböck, T. (2024). How to Optimize Carbon Sinks and Biodiversity in the Conversion of Norway Spruce to Beech Forests in Austria? Forests. https://doi.org/10.3390/F15020359

Korosuo, A., Pilli, R., Abad Viñas, R., Blujdea, V. N. B., Colditz, R. R., Fiorese, G., Rossi, S., Vizzarri, M., & Grassi, G. (2023). The role of forests in the EU climate policy: are we on the right track? Carbon Balance and Management, 18(1), 15. https://doi.org/10.1186/s13021-023-00234-0

Law, B. E., Hudiburg, T. W., Berner, L. T., Kent, J. J., Buotte, P. C., & Harmon, M. E. (2018). Land use strategies to mitigate climate change in carbon dense temperate forests. Proceedings of the National Academy of Sciences, 115(14), 3663–3668. https://doi.org/10.1073/pnas.1720064115

Liu, W., Ashton, M. S., Ducey, M. J., Bradford, M. A., & Kuebbing, S. E. (2025). Sustainable forest management for carbon, wood and biodiversity must consider natural disturbance

regimes. Environmental Research Letters, 20(6), 064020. https://doi.org/10.1088/1748-9326/add54d

Luick, R., Hennenberg, K., Leuschner, C., Grossmann, M., Jedicke, E., Schoof, N., & Waldenspuhl, T. (2022). Primeval, natural and commercial forests in the context of biodiversity and climate protection - Part 2: The Narrative of the Climate Neutrality of Wood as a Resource. Naturschutz Und Landschaftsplanung (NuL), 53(1), 22–35. https://doi.org/10.1399/NuL.2022.01.02.e

Luyssaert, S., Marie, G., Valade, A., Chen, Y.-Y., Njakou Djomo, S., Ryder, J., Otto, J., Naudts, K., Lansø, A. S., Ghattas, J., & McGrath, M. J. (2018). Trade-offs in using European forests to meet climate objectives. Nature, 562(7726), 259–262. https://doi.org/10.1038/s41586-018-0577-1

Malliarou, E., Dalmaris, E., & Avramidou, E. v. (2026). Climate-Smart Forestry and Its Strong Correlation with Forest Genetic Resources: Current State and Future Actions. Forests, 17(2), 268. https://doi.org/10.3390/f17020268

Mathys, A. S., Bottero, A., Stadelmann, G., Thürig, E., Ferretti, M., & Temperli, C. (2021). Presenting a climate-smart forestry evaluation framework based on national forest inventories. Ecological Indicators, 133, 108459. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108459

Murphy, B. A., Rollinson, C. R., Dietze, M. C., Staudhammer, C. L., VonHedemann, N. R., Schultz, C. A., Kleindl, W. J., & Desai, A. R. (2025). Insights Into Nature-Based Climate Solutions: Managing Forests for Climate Resilience and Carbon Stability. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 130(3). https://doi.org/10.1029/2024JG008391

Nabuurs, G.-J., Delacote, P., Ellison, D., Hanewinkel, M., Hetemäki, L., & Lindner, M. (2017). By 2050 the Mitigation Effects of EU Forests Could Nearly Double through Climate Smart Forestry. Forests, 8(12), 484. https://doi.org/10.3390/f8120484

Nabuurs, G.-J., Lindner, M., Verkerk, P. J., Gunia, K., Deda, P., Michalak, R., & Grassi, G. (2013). First signs of carbon sink saturation in European forest biomass. Nature Climate Change, 3(9), 792–796. https://doi.org/10.1038/nclimate1853

Nabuurs, G.-J., Verkerk, P. J., Schelhaas, M.-J., González Olabarria, J. R., Trasobares, A., & Cienciala, E. (2018). Climate-Smart Forestry: mitigation impacts in three European regions (From Science to Policy). European Forest Institute. https://doi.org/10.36333/fs06

Ohmura, T., Creutzburg, L., & Lieberherr, E. (2026). Sinking into standing forests or timber for climate change mitigation: Instrument constituencies and policy preferences. Forest Policy and Economics, 182, 103686. https://doi.org/10.1016/j.forpol.2025.103686

Pascual, D., Hugelius, G., Canadell, J. G., Harden, J., Jackson, R. B., Georgiou, K., Jonshagen, A., Lindström, J., Ljung, K., Register, E., Volle, C., Asch, J., Ervander, U., Fälthammar De Jong, G., Sun, J., & Ahlström, A. (2026). Higher carbon storage in primary than secondary boreal forests in Sweden. Science, 391(6791), 1256–1261. https://doi.org/10.1126/science.adz8554

Petersson, H., Ellison, D., Appiah Mensah, A., Berndes, G., Egnell, G., Lundblad, M., Lundmark, T., Lundström, A., Stendahl, J., & Wikberg, P. (2022). On the role of forests and the forest sector for climate change mitigation in Sweden. GCB Bioenergy, 14(7), 793–813. https://doi.org/10.1111/gcbb.12943

Piazza, N., Malanchini, L., Nevola, E., & Vacchiano, G. (2024). Where to start with climate-smart forest management? Climatic risk for forest-based mitigation. Natural Hazards and Earth System Sciences, 24(10), 3579–3595. https://doi.org/10.5194/nhess-24-3579-2024

Prichard, S. J., Hessburg, P. F., Hagmann, R. K., Povak, N. A., Dobrowski, S. Z., Hurteau, M. D., Kane, V. R., Keane, R. E., Kobziar, L. N., Kolden, C. A., North, M., Parks, S. A., Safford, H. D., Stevens, J. T., Yocom, L. L., Churchill, D. J., Gray, R. W., Huffman, D. W., Lake, F. K., & Khatri-Chhetri, P. (2021). Adapting western North American forests to climate change and wildfires: 10 common questions. Ecological Applications, 31(8). https://doi.org/10.1002/eap.2433

Rimal, S., Djahangard, M., & Yousefpour, R. (2022). Forest Management under Climate Change: A Decision Analysis of Thinning Interventions for Water Services and Biomass in a Norway Spruce Stand in South Germany. Land, 11(3), 446. https://doi.org/10.3390/land11030446

Roitsch, D., Abruscato, S., Lovrić, M., Lindner, M., Orazio, C., & Winkel, G. (2023). Close-to-nature forestry and intensive forestry – Two response patterns of forestry professionals towards climate change adaptation. Forest Policy and Economics, 154, 103035. https://doi.org/10.1016/j.forpol.2023.103035

Rummukainen, M. (2026). Climate benefits of Nordic forestry revisited, a review. Forestry: An International Journal of Forest Research, 99(2). https://doi.org/10.1093/forestry/cpag017

Sachsenmaier, L., Schnabel, F., Dietrich, P., Eisenhauer, N., Ferlian, O., Quosh, J., Richter, R., & Wirth, C. (2024). Forest growth resistance and resilience to the 2018–2020 drought depend on tree diversity and mycorrhizal type. Journal of Ecology, 112(8), 1787–1803. https://doi.org/10.1111/1365-2745.14360

Santopuoli, G., Temperli, C., Alberdi, I., Barbeito, I., Bosela, M., Bottero, A., Klopčič, M., Lesinski, J., Panzacchi, P., & Tognetti, R. (2021). Pan-European sustainable forest management indicators for assessing Climate-Smart Forestry in Europe. Canadian Journal of Forest Research, 51(12), 1741–1750. https://doi.org/10.1139/cjfr-2020-0166

Saponaro, V., de Cáceres, M., Dalmonech, D., D'Andrea, E., Vangi, E., & Collalti, A. (2025). Assessing the combined effects of forest management and climate change on carbon and water fluxes in European beech forests. Forest Ecosystems, 12, 100290. https://doi.org/10.1016/j.fecs.2024.100290

Schmied, G., Hilmers, T., Uhl, E., & Pretzsch, H. (2022). The Past Matters: Previous Management Strategies Modulate Current Growth and Drought Responses of Norway Spruce (*Picea abies* H. Karst.). Forests, 13(2), 243. https://doi.org/10.3390/f13020243

Sebald, J., Thrippleton, T., Rammer, W., Bugmann, H., & Seidl, R. (2021). Mixing tree species at different spatial scales: The effect of alpha, beta and gamma diversity on disturbance

impacts under climate change. Journal of Applied Ecology, 58(8), 1749–1763. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13912

Sevillano, I., Antón-Fernández, C., Søgaard, G., & Astrup, R. (2025). Improved forest management for increased carbon sequestration: An assessment of the most prominent approaches in Norway. Journal of Environmental Management, 375, 124333. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.124333

Shephard, N., & Maggard, A. (2023). Guidelines for effective climate smart forestry. Environmental Research Letters, 18(6), 061004. https://doi.org/10.1088/1748-9326/acd653

Sikkema, R., Wilhelmsson, E., Ellison, D., & Petersson, H. (2024). Forest Owner Attitudes Toward Climate-Proof Forest Management in Sweden and the Netherlands—Between Forest Strategies and Practical Measures. Small-Scale Forestry, 23(4), 693–720. https://doi.org/10.1007/s11842-024-09576-0

Silva Pedro, M., Rammer, W., & Seidl, R. (2015). Tree species diversity mitigates disturbance impacts on the forest carbon cycle. Oecologia, 177(3), 619–630. https://doi.org/10.1007/s00442-014-3150-0

Sohn, J. A., Hartig, F., Kohler, M., Huss, J., & Bauhus, J. (2016). Heavy and frequent thinning promotes drought adaptation in *Pinus sylvestris* forests. Ecological Applications, 26(7), 2190–2205. https://doi.org/10.1002/eap.1373

Spathelf, P., & Bolte, A. (2025). Continuous-cover forestry – the appropriate concept for climate change adaptation of forests in Germany? Ciência Florestal, e90715. https://doi.org/10.5902/1980509890715

Sprinz, D. F., Schaefers, T. v., Lenk, F., & Krott, M. (2024). Forecasting forest-related political decisions in a climate-constrained world – The remuneration of forest ecosystem services in Germany. Forest Policy and Economics, 169, 103231. https://doi.org/10.1016/j.forpol.2024.103231

Synek, M., Cienciala, E., & Kubišta, J. (2025). Carbon storage and climate mitigation effect in Central European forestry - To be managed, or left unmanaged? Journal of Forest Science, 71(3), 149–158. https://doi.org/10.17221/74/2024-JFS

Tahvanainen, V., Roponen, J., Saini, B. S., Pajasmaa, J., Shavazipour, B., Ruiz, F., Niemi, M. T., Takala, T., Vauhkonen, J., & Miettinen, K. (2026). Advancing climate-smart forestry with an interactive decision-support tool that incorporates the preferences of private forest owners. Forest Policy and Economics, 187, 103764. https://doi.org/10.1016/j.forpol.2026.103764

Temperli, C., Santopuoli, G., Bottero, A., Barbeito, I., Alberdi, I., Condés, S., Gschwantner, T., Bosela, M., Neroj, B., Fischer, C., Klopčič, M., Lesiński, J., Sroga, R., & Tognetti, R. (2022). National Forest Inventory Data to Evaluate Climate-Smart Forestry. In R. Tognetti, M. Smith, & P. Panzacchi (Eds.), Climate-Smart Forestry in Mountain Regions. Managing Forest Ecosystems (Vol. 40, pp. 107–139). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-030-80767-2_4

Vacek, Z., Vacek, S., Slanař, J., Bílek, L., Bulušek, D., Štefančík, I., Králíček, I., & Vančura, K. (2019). Adaption of Norway spruce and European beech forests under climate change: from resistance to close-to-nature silviculture. Central European Forestry Journal, 65(2), 129–144. https://doi.org/10.2478/forj-2019-0013

Verkerk, P. J., Costanza, R., Hetemäki, L., Kubiszewski, I., Leskinen, P., Nabuurs, G. J., Potočnik, J., & Palahí, M. (2020). Climate-Smart Forestry: the missing link. Forest Policy and Economics, 115, 102164. https://doi.org/10.1016/j.forpol.2020.102164

Vizzarri, M. (2024). Managing Global Forests in View of Multiple Goals: An Evidence-Based Perspective. Land, 13(12), 2169. https://doi.org/10.3390/land13122169

WBW. (2023). Zum Umgang mit alten, naturnahen Laubwäldern in Deutschland im Spannungsfeld zwischen Biodiversitätsschutz, Klimaschutz.

Wang, R., Li, C., An, Z., & Chang, S. X. (2026). Climate-smart forestry: Strategies, policies, and technologies for enhancing climate change mitigation and ecosystem sustainability. Climate Smart Agriculture, 3(2), 100110. https://doi.org/10.1016/j.csag.2026.100110

Yousefpour, R., Augustynczik, A. L. D., Reyer, C. P. O., Lasch-Born, P., Suckow, F., & Hanewinkel, M. (2018). Realizing Mitigation Efficiency of European Commercial Forests by Climate Smart Forestry. Scientific Reports, 8(1), 345. https://doi.org/10.1038/s41598-017-18778-w

Zamora-Pereira, J. C., Hanewinkel, M., & Yousefpour, R. (2023). Robust management strategies promoting ecological resilience and economic efficiency of a mixed conifer-broadleaf forest in Southwest Germany under the risk of severe drought. Ecological Economics, 209, 107825. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2023.107825

Zamora-Pereira, J. C., Yousefpour, R., Cailleret, M., Bugmann, H., & Hanewinkel, M. (2021). Magnitude and timing of density reduction are key for the resilience to severe drought in conifer-broadleaf mixed forests in Central Europe. Annals of Forest Science, 78(3), 68. https://doi.org/10.1007/s13595-021-01085-w

Zhang, X., Guan, D., Li, W., di Sun, Jin, C., Yuan, F., Wang, A., & Wu, J. (2018). The effects of forest thinning on soil carbon stocks and dynamics: A meta-analysis. Forest Ecology and Management. https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2018.06.027

Zhou, D., Zhao, S. Q., Liu, S., & Oeding, J. (2013). A meta-analysis on the impacts of partial cutting on forest structure and carbon storage. Biogeosciences, 10(6), 3691–3703. https://doi.org/10.5194/bg-10-3691-2013

Ziemblińska, K., Jasik, M., Małek, S., Pająk, M., Woś, B., Urbaniak, M., & Olejnik, J. (2025). Impact of different reforestation techniques on carbon stocks in soil and biomass of 5-year-old Scots pine crops at the windthrow area. CATENA. https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2025.108901

Annahme 4

Boiger, T., Mair-Bauernfeind, C., Asada, R., & Stern, T. (2024). Shifting wood between material and energy use: Modeling the effects of substitution. Journal of Industrial Ecology, 28(5), 1198–1211. https://doi.org/10.1111/jiec.13530

Boiger, T., Mair-Bauernfeind, C., Asada, R., & Stern, T. (2025). Optimizing the utilization of harvested wood products for maximum greenhouse gas emission reduction in a bioeconomy: A multi-objective optimization approach. Journal of Environmental Management, 373, 123424. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.123424

Boukhris, I., Cherubini, F., Collalti, A., Dalmonech, D., Vonderach, C., Marano, G., Gianetti, F., Lahssini, S., Santini, M., & Valentini, R. (2025). Long-term forest-sector mitigation and radiative forcing under contrasting management, climate, and substitution pathways. bioRxiv. https://doi.org/10.1101/2025.08.01.668130

Boukhris, I., Collalti, A., Lahssini, S., Dalmonech, D., Nakhle, F., Testolin, R., Chiriacò, M. v., Santini, M., & Valentini, R. (2025). TimberTracer: a comprehensive framework for the evaluation of carbon sequestration by forest management and substitution of harvested wood products. Carbon Balance and Management, 20(1), 12. https://doi.org/10.1186/s13021-025-00296-2

Bozzolan, N., Grassi, G., Mohren, F., & Nabuurs, G. (2024). Options to improve the carbon balance of the harvested wood products sector in four EU countries. GCB Bioenergy, 16(1). https://doi.org/10.1111/gcbb.13104

Braun, M., Fritz, D., Weiss, P., Braschel, N., Büchsenmeister, R., Freudenschuß, A., Gschwantner, T., Jandl, R., Ledermann, T., Neumann, M., Pölz, W., Schadauer, K., Schmid, C., Schwarzbauer, P., & Stern, T. (2016). A holistic assessment of greenhouse gas dynamics from forests to the effects of wood products use in Austria. Carbon Management, 7(5–6), 271–283. https://doi.org/10.1080/17583004.2016.1230990

Brunet-Navarro, P., Jochheim, H., Cardellini, G., Richter, K., & Muys, B. (2021). Climate mitigation by energy and material substitution of wood products has an expiry date. Journal of Cleaner Production, 303, 127026. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127026

Buschbeck, C., & Pauliuk, S. (2022). Required displacement factors for evaluating and comparing climate impacts of intensive and extensive forestry in Germany. Carbon Balance and Management, 17(1), 14. https://doi.org/10.1186/s13021-022-00216-8

Cardinal, T., Alexandre, C., Elliot, T., Kouchaki-Penchah, H., & Levasseur, A. (2024). Climate change substitution factors for Canadian forest-based products and bioenergy. Ecological Indicators, 160, 111940. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.111940

Collin, A., Thiffault, E., Tremblay, S., Doyon, F., & Nolet, P. (2025). Effects of harvest treatments on forest carbon pools in eastern North America: A meta-analysis. Ecological Applications, 35(3). https://doi.org/10.1002/eap.70050

Coșofreț, C., Bouriaud, L., Costa, M., & Bouriaud, O. (2026). Comparing set-aside and active management strategies for forest mitigation under climate change: the moderating role of windthrow. Regional Environmental Change, 26(1), 13.

https://doi.org/10.1007/s10113-025-02495-6

Dugan, A. J., Birdsey, R., Mascorro, V. S., Magnan, M., Smyth, C. E., Olguin, M., & Kurz, W. A. (2018). A systems approach to assess climate change mitigation options in landscapes of the United States forest sector. Carbon Balance and Management, 13(1), 13. https://doi.org/10.1186/s13021-018-0100-x

Englund, G., Eggers, J., Jonsson, B.-G., Schulte, M., & Skytt, T. (2025). Why We Disagree about the Climate Impact of Forestry – A Quantitative Analysis of Swedish Research. Environmental Management, 75(8), 1923–1937. https://doi.org/10.1007/s00267-025-02208-z

Fehrenbach, H., Bischoff, M., Böttcher, H., Reise, J., & Hennenberg, K. J. (2022). The Missing Limb: Including Impacts of Biomass Extraction on Forest Carbon Stocks in Greenhouse Gas Balances of Wood Use. Forests, 13(3), 365. https://doi.org/10.3390/f13030365

Fischer, R., Zhunusova, E., Günter, S., Iost, S., Schier, F., Schweinle, J., Weimar, H., & Dieter, M. (2024). Leakage of biodiversity risks under the European Union Biodiversity Strategy 2030. Conservation Biology, 38(3). https://doi.org/10.1111/cobi.14235

Geng, A., Yang, H., Chen, J., & Hong, Y. (2017). Review of carbon storage function of harvested wood products and the potential of wood substitution in greenhouse gas mitigation. Forest Policy and Economics, 85, 192–200. https://doi.org/10.1016/j.forpol.2017.08.007

Gregor, K., Krause, A., Reyer, C. P. O., Knoke, T., Meyer, B. F., Suvanto, S., & Rammig, A. (2024). Quantifying the impact of key factors on the carbon mitigation potential of managed temperate forests. Carbon Balance and Management, 19(1), 10. https://doi.org/10.1186/s13021-023-00247-9

Han, D., Kim, M.-J., Kim, M., & Han, Y. (2024). Greenhouse gas emission reduction through wood-based furniture substitution: Analysis of displacement factors. BioResources, 19(3), 6605–6620. https://doi.org/10.15376/biores.19.3.6605-6620

Harmon, M. E. (2019). Have product substitution carbon benefits been overestimated? A sensitivity analysis of key assumptions. Environmental Research Letters, 14(6), 065008. https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab1e95

Howard, C., Dymond, C. C., Griess, V. C., Tolkien-Spurr, D., & van Kooten, G. C. (2021). Wood product carbon substitution benefits: a critical review of assumptions. Carbon Balance and Management, 16(1), 9. https://doi.org/10.1186/s13021-021-00171-w

Hu, J., Jåstad, E. O., & Rørstad, P. K. (2025). Exploring trade-offs in forest carbon storage: A cost-effectiveness study of Nordic forests and harvested wood products. Forest Policy and Economics, 179, 103619. https://doi.org/10.1016/j.forpol.2025.103619

Hurmekoski, E., Kunttu, J., Heinonen, T., Pukkala, T., & Peltola, H. (2023). Does expanding wood use in construction and textile markets contribute to climate change mitigation? Renewable and Sustainable Energy Reviews, 174, 113152. https://doi.org/10.1016/j.rser.2023.113152

Hurmekoski, E., Smyth, C. E., Stern, T., Verkerk, P. J., & Asada, R. (2021). Substitution

impacts of wood use at the market level: a systematic review. Environmental Research Letters, 16(12), 123004. https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac386f

Jansons, Ā., Ķēniņa, L., Jaunslaviete, I., & Bičkovskis, K. (2025). Trade-off between forest carbon sink in hemiboreal old-growth stands and wood-based solutions. European Journal of Forest Research, 144(3), 411–420. https://doi.org/10.1007/s10342-025-01766-5

Jonsson, R., Rinaldi, F., Pilli, R., Fiorese, G., Hurmekoski, E., Cazzaniga, N., Robert, N., & Camia, A. (2021). Boosting the EU forest-based bioeconomy: Market, climate, and employment impacts. Technological Forecasting and Social Change, 163, 120478. https://doi.org/10.1016/j.techfore.2020.120478

Kallio, A. M. I., Houtmeyers, S., & Aza, A. (2023). On Carbon Substitution and Storage Factors for Harvested Wood Products in the Context of Climate Change Mitigation in the Norwegian Forest Sector. Environmental and Climate Technologies, 27(1), 254–270. https://doi.org/10.2478/rtuect-2023-0020

Knauf, M., Köhl, M., Mues, V., Olschofsky, K., & Frühwald, A. (2015). Modeling the CO2-effects of forest management and wood usage on a regional basis. Carbon Balance and Management, 10(1), 13. https://doi.org/10.1186/s13021-015-0024-7

Landry, G., Thiffault, E., Cyr, D., Moreau, L., Boulanger, Y., & Dymond, C. (2021). Mitigation Potential of Ecosystem-Based Forest Management under Climate Change: A Case Study in the Boreal-Temperate Forest Ecotone. Forests, 12(12), 1667. https://doi.org/10.3390/f12121667

Law, B. E., Hudiburg, T. W., Berner, L. T., Kent, J. J., Buotte, P. C., & Harmon, M. E. (2018). Land use strategies to mitigate climate change in carbon dense temperate forests. Proceedings of the National Academy of Sciences, 115(14), 3663–3668. https://doi.org/10.1073/pnas.1720064115

Leskinen, P., Cardellini, G., González-García, S., Hurmekoski, E., Sathre, R., Seppälä, J., Smyth, C., Stern, T., & Verkerk, P. J. (2018). Substitution effects of wood-based products in climate change mitigation. In From Science to Policy (From Science to Policy). European Forest Institute. https://doi.org/10.36333/fs07

Leturcq, P. (2020). GHG displacement factors of harvested wood products: the myth of substitution. Scientific Reports, 10(1), 20752. https://doi.org/10.1038/s41598-020-77527-8

Luick, R., Hennenberg, K., Leuschner, C., Grossmann, M., Jedicke, E., Schoof, N., & Waldenspuhl, T. (2022). Primeval, natural and commercial forests in the context of biodiversity and climate protection - Part 2: The Narrative of the Climate Neutrality of Wood as a Resource. Naturschutz Und Landschaftsplanung (NuL), 53(1), 22–35. https://doi.org/10.1399/NuL.2022.01.02.e

Luick, R., Jedicke, E., Fartmann, T., Grossmann, M., Ibisch, P. L., Potthast, T., & Settele, J. (2025). Forests caught between climate protection and resource provision. Naturschutz Und Landschaftsplanung (NuL), 57(5), 16–27. https://doi.org/10.1399/NuL.127969

Maierhofer, D., van Karsbergen, V., Potrč Obrecht, T., Ruschi Mendes Saade, M., Gingrich, S., Streicher, W., Erb, K.-H., & Passer, A. (2024). Linking forest carbon opportunity costs and greenhouse gas emission substitution effects of wooden buildings: The climate optimum concept. Sustainable Production and Consumption, 51, 612–627. https://doi.org/10.1016/j.spc.2024.08.021

Myllyviita, T., Soimakallio, S., Judl, J., & Seppälä, J. (2021). Wood substitution potential in greenhouse gas emission reduction–review on current state and application of displacement factors. Forest Ecosystems, 8(1), 42. https://doi.org/10.1186/s40663-021-00326-8

Nässén, J., Hedenus, F., Karlsson, S., & Holmberg, J. (2012). Concrete vs. wood in buildings – An energy system approach. Building and Environment, 51, 361–369. https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2011.11.011

Ohmura, T., Creutzburg, L., & Lieberherr, E. (2026). Sinking into standing forests or timber for climate change mitigation: Instrument constituencies and policy preferences. Forest Policy and Economics, 182, 103686. https://doi.org/10.1016/j.forpol.2025.103686

Pan, W., Kim, M.-K., Ning, Z., & Yang, H. (2020). Carbon leakage in energy/forest sectors and climate policy implications using meta-analysis. Forest Policy and Economics, 115, 102161. https://doi.org/10.1016/j.forpol.2020.102161

Petersson, H., Ellison, D., Appiah Mensah, A., Berndes, G., Egnell, G., Lundblad, M., Lundmark, T., Lundström, A., Stendahl, J., & Wikberg, P. (2022). On the role of forests and the forest sector for climate change mitigation in Sweden. GCB Bioenergy, 14(7), 793–813. https://doi.org/10.1111/gcbb.12943

Rosa, F., di Fulvio, F., Lauri, P., Felton, A., Forsell, N., Pfister, S., & Hellweg, S. (2023). Can Forest Management Practices Counteract Species Loss Arising from Increasing European Demand for Forest Biomass under Climate Mitigation Scenarios? Environmental Science & Technology, 57(5), 2149–2161. https://doi.org/10.1021/acs.est.2c07867

Rüter, S., Werner, F., Forsell, N., Prins, C., Vial, E., & Levet, A.-L. (2015). ClimWood2030 - Climate benefits of material substitution by forest biomass and harvested wood products: Perspective 2030. Final report. https://hdl.handle.net/10419/144794

Schulte, M., Jonsson, R., Hammar, T., Stendahl, J., & Hansson, P.-A. (2022). Nordic forest management towards climate change mitigation: time dynamic temperature change impacts of wood product systems including substitution effects. European Journal of Forest Research, 141(5), 845–863. https://doi.org/10.1007/s10342-022-01477-1

Schulte, M., Lauri, P., di Fulvio, F., Forsell, N., Augustynczik, A. L. D., Eggers, J., Hahn, T., & Jonsson, R. (2025). Global forest carbon leakage and substitution effect potentials: The case of the Swedish forest sector. Journal of Environmental Management, 393, 127193. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.127193

Schulze, E. D., Sierra, C. A., Egenolf, V., Woerdehoff, R., Irslinger, R., Baldamus, C., Stupak, I., & Spellmann, H. (2020). The climate change mitigation effect of bioenergy from sustainably managed forests in Central Europe. GCB Bioenergy, 12(3), 186–197.

https://doi.org/10.1111/gcbb.12672

Simonsen, M., Kjønaas, O. J., & Aall, C. (2023). Substitution of fossil-energy intensive building materials by wood products – Does it matter? A case study from Western Norway. Journal of Cleaner Production, 383, 134941. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.134941

Smyth, C., Rampley, G., Lemprière, T. C., Schwab, O., & Kurz, W. A. (2017). Estimating product and energy substitution benefits in national-scale mitigation analyses for Canada. GCB Bioenergy, 9(6), 1071–1084. https://doi.org/10.1111/gcbb.12389

Soimakallio, S., Saikku, L., Valsta, L., & Pingoud, K. (2016). Climate Change Mitigation Challenge for Wood Utilization—The Case of Finland. Environmental Science & Technology, 50(10), 5127–5134. https://doi.org/10.1021/acs.est.6b00122

Suter, F., Steubing, B., & Hellweg, S. (2017). Life Cycle Impacts and Benefits of Wood along the Value Chain: The Case of Switzerland. Journal of Industrial Ecology, 21(4), 874–886. https://doi.org/10.1111/jiec.12486

Taylor, A., Hurmekoski, E., Brandeis, C., & Domke, G. (2023). Substitution Estimates for Wood Products in the United States, 1990 to 2020. Forest Products Journal, 73(4), 362–369. https://doi.org/10.13073/FPJ-D-23-00036

Ter-Mikaelian, M. T., Desjardins, S. M., & Chen, J. (2026). Climate warming effect of disposal fates of harvested wood products. Carbon Balance and Management. https://doi.org/10.1186/s13021-026-00442-4

Valade, A., Bellassen, V., Magand, C., & Luyssaert, S. (2017). Sustaining the sequestration efficiency of the European forest sector. Forest Ecology and Management, 405, 44–55. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.009

Wedajo, D. Y., Cristescu, C., Billore, S., & Adamopoulos, S. (2025). Carbon impact of wood-based products through substitution: a review of assessment aspects and future research perspectives in life cycle assessment. Carbon Management, 16(1). https://doi.org/10.1080/17583004.2025.2536350

Yang, J., Schulte, M., & Hurmekoski, E. (2026). Substitution impacts of wood construction in the EU: connecting building level substitution to upstream wood flows. Journal of Industrial Ecology. https://doi.org/10.1007/s44498-026-00049-5

Zhang, X., Guan, D., Li, W., Sun, D., Jin, C., Yuan, F., Wang, A., & Wu, J. (2018). The effects of forest thinning on soil carbon stocks and dynamics: A meta-analysis. Forest Ecology and Management, 429, 36–43. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.06.027

Zhou, D., Zhao, S. Q., Liu, S., & Oeding, J. (2013). A meta-analysis on the impacts of partial cutting on forest structure and carbon storage. Biogeosciences, 10(6), 3691–3703. https://doi.org/10.5194/bg-10-3691-2013