

Simulationsbasiertes Anwenden von Mortalitätsrisiken auf die Entwicklung des niedersächsischen Landeswaldes unter besonderer Berücksichtigung der Kiefer

Hergen Christian Knocke^{1,2,3}, Jan Schick^{1,2}, Ralf-Volker Nagel²,
Holger Sennhenn-Reulen², Christoph Fischer², Maximilian Axer², Matthias Albert^{1,2}

Zusammenfassung

Jüngste Kalamitätswellen verdeutlichen die Relevanz des Waldumbaus. Die ungeklärte Dynamik des Klimawandels lässt Wälder durch Störungen vom Lösungsgeber zum Leidtragenden werden. Unsicherheiten erschweren eine Vorhersage der Waldentwicklung und in Prognosen werden oft Bestandesstörungen angenommen, die zwar mit prominenten Großschadereignissen korrespondieren, aber oftmals nicht den langfristigen Mortalitätsmustern entsprechen.

Ausgehend von der BWI³ im Jahr 2012 konzentrieren wir uns in einer 50-jährigen Simulation auf Wald-Kiefern im niedersächsischen Landeswald. Dabei wurde das zukünftige Überleben standortspezifisch untersucht und der Einfluss von Mortalitätsmustern auf die Waldentwicklung quantifiziert. Durch zwei kontrastierende Management- und Klimapfade öffnen wir ein Entwicklungsfenster für 997 Probestandpunkte, die bei der BWI⁴ in 2022 im Wesentlichen ungestört waren, um nicht schon gestorbene Wälder fortzuschreiben.

Bei steigenden Mortalitätsraten könnte der Kiefernvorrat bis 2062 um ein Fünftel abnehmen, auch wenn diese in der Verjüngung bevorzugt würde. Bestandesstörungen beschleunigen den Waldumbau, während Einzelbaumstörungen diesen eher bremsen. Klimawandelbedingt wird eine spatiotemporal noch differenziertere Verjüngung nach Anpassung bestehender Waldbaumerklärungen empfohlen.

Schlüsselwörter: Simulation; Mortalität; Waldumbau; Wald-Kiefer; Klimawandel

1 Absicherung bei Unsicherheit

"Nichts ist so beständig, wie der Wandel" schrieb Heraklit vor etwa 2 500 Jahren. Beim Klimawandel scheint sich aber selbst die Beständigkeit im Wandel durch ein neues Zusammenspiel von ungeahnten Wirkungsgrößen zu ändern (Buras et al., 2018; Diers et al., 2024; Patacca et al., 2023). Die Dynamik des Klimawandels spannt immer unsicherere Entwicklungsfenster auf, die wenig mit Erfahrungen aus der Vergangenheit zu tun haben. Mitteleuropäische Wald-Kiefern-Ökosysteme stehen dabei kurz vor dem Kipppunkt (Haberstroh et al., 2022).

Die ungestörte Entwicklung von Reinbeständen ist bei Standortkonstanz seit den Ertragstafeln Paulsens (1795) grob bekannt und wurde später in ihrer Berechnung immer genauer (*known knowns*). Spätestens durch von Berlepsch (1844, S. 73) rückte auch ins Bewusstsein, dass kalamitätsbedingt nicht alle Wälder das Ende ihrer Umtriebszeit erreichen (*known unknowns*). Bis heute wird dieses "bekannte Unbekannte" in unterschiedlicher Form bei Prognosen berücksichtigt und definiert damit Entscheidungsspielräume, indem zu erwartende Unsicherheiten begrenzt bzw. abgesichert werden: Dazu gehören z. B. die Klimatische Wasserbilanz aus Ensemble-Ansätzen oder avisierte Nutzungseinschränkungen, die in Szenariostudien abgebildet werden (Albert et al., 2016; Lawrence, 2017; Oehmichen et al., 2018).

Fehlendes Wissen, das auch durch stochastische Simulationsmodelle n-fach wiederholter und unterschiedlich verketteter Zwischenschritte schwer antizipierbar ist (Lempert et al., 2003), wird "*deep uncertainty*" genannt und beeinflusst Prognosen sowie hierauf fußende Entscheidungen maßgeblich (*unknown unknowns*). Diese Dinge, von denen wir nicht wissen, dass wir sie nicht wissen (Rumsfeld 2002, zit. n. Marchau et

¹ Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie, Georg-August-Universität Göttingen, Deutschland
h.knocke@stud.uni-goettingen.de

² Abteilung Waldwachstum, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen

³ Abteilung Klimaschutz, Naturschutz und Forsten, Ministerium für Klimaschutz, Landwirtschaft, ländliche Räume und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin
h.knocke@lm.mv-regierung.de

al., 2019, S. 6), können mutmaßlich in kontrastreichen Szenariostudien mitberücksichtigt werden (Kosow & Gaßner, 2008).

Unter zunehmender Unsicherheit sichern diversifizierte Steuerungs- und differenzierte Bewertungskonzepte die Entscheidungsfindung ab (Markowitz, 1952). Vor diesem Hintergrund ist ein Management, das nicht zu schematisch (Hartig'sche Generalregeln) oder zu detailliert (Pfeil's "Fraget die Bäume") vorgeht, zielführend. Forstliche Managementsysteme, die nicht generalisieren oder individualisieren, sondern typisieren, wurden z. B. durch Abetz (1935) und Scamoni (1951) skizziert (Hofmann et al., 2021).

Ein aktives Management hat maßgeblichen Einfluss auf Richtung und Tempo des Waldumbaus (Knocke et al., 2024; Lindner, 2000). Teilhaber am Gelingen dieses Prozesses sind z. B. Sägewerke, Naturschutz oder Baumschulen (Höhl et al., 2020; Holm & Schweier, 2024). Sie benötigen Informationen zur Waldentwicklung und Holzaufkommen, um gerichtet zum Erfolg beizutragen (Mason et al., 2022).

Auch wenn im Landeswald Niedersachsens mittlerweile Buchen flächen- und vorratsmäßig dominieren, ist im Gesamtwald die Kiefer die häufigste Baumart. Neben zunehmenden Starkholzanteilen taucht sie wieder häufiger in der Verjüngung auf (NMELV, 2024). Neben einer vergleichsweise kostengünstigen Möglichkeit der Naturverjüngung wird auch eine große Trockenheitstoleranz für Kiefern angenommen (Böckmann et al., 2019; Bose et al., 2020). Diese Entwicklungen und Einschätzungen boten Anlass, die Änderung der Baumartenzusammensetzung unter Sterberisiken für 50 Jahre zu untersuchen.

In diesem Beitrag untersuchen wir,

- (1) wie sich das zukünftige Überleben wichtiger Baumarten im niedersächsischen Landeswald standort- und klimaspezifisch entwickelt und
- (2) quantifizieren den Einfluss von Mortalitätsmustern auf die Waldentwicklung.

Dabei gilt das Augenmerk groben Entwicklungstrends.

2 Material und Methoden

Im Folgenden fokussieren wir uns auf den Landes- bzw. unter Landesaufsicht stehenden öffentlichen Stiftungswald Niedersachsens (d. h. standortkartierte Holzbodenfläche von Nieder-

sächsischen Landesforsten, Klosterforsten, Nationalpark Harz, Moorverwaltung, etc.), um die hinsichtlich der Bewirtschaftung ungewisse Praxis des Privat- und Körperschaftswaldes ausblenden zu können (Stockmann et al., 2024). Um die Aussagekraft dieser Prognose zu stärken, werden zwischen BWI³ und BWI⁴ flächig gestörte Wälder ausgeschlossen, um keine bereits abgestorbenen Bäume in ihrer Entwicklung zu simulieren. Diese Schadflächen sollten bei ihrer Wiederbe-waldung dem Waldentwicklungsziel unmittelbar nahe kommen.

Die 50-jährige Projektion eines klimasensitiven Wachstums (Schick et al., 2023; Schmidt, 2020) greift dabei auf die Überlebenszeitmodelle von Brandl et al. (2020) zurück. Dieser Beitrag berücksichtigt einen pessimistischen, aber derzeit wirklichkeitsnahen Temperaturanstieg von etwa 4°C bis 2100 anhand von Klimamodell-Ensembles des RCP8.5-Szenariostrangs (Hübener et al., 2017). Hieraus bilden ein gemäßigt (EC-Earth12 RACMO, im Folgenden 'b') sowie ein extremes (HadGEM2 WettReg18, im Folgenden 'c') Szenario die mögliche Bandbreite ab. Für die Übersichtlichkeit werden die Klimaszenarien im Ergebnisteil zusammengefasst (d. h. gemittelt und ihre ursprünglichen 95 % Konfidenzintervalle bilden die Ober- bzw. Untergrenze der Fehlerbal-ken).

Die Entwicklung der Einzelbäume auf BWI-Punkten des nds. Landeswaldes wird in 5-Jahres-Schritten mit Hilfe der *WaldPlanner*-Software (Hansen & Nagel, 2014) geschätzt, wobei durch die Einstellungen der Steuerparameter das Waldbauprogramm LÖWE+ abgebildet wird (Borrass et al., 2017; LReg NI, 2020). Anhand von tatsächlich empfohlenen Waldentwicklungstypen (WET) wird ein Waldumbau mit klimawandelbedingter Standortsveränderung (Drift) hin zu Licht- oder Schattbaumarten prognostiziert, der die Kiefern-Anteile maximiert bzw. minimiert (Knocke et al., 2024). Eingriffe von min. 10 m³ ha⁻¹ und max. 80 m³ ha⁻¹ (Vornutzung) bzw. max. 300 m³ ha⁻¹ (Endnutzung) werden in Intervallen ab 5 Jahren durchgeführt. Keine forstlichen Maßnahmen, aber ein dichtebegrenztes Wachstum, wurden auf NWE-Flächen sowie im Nationalpark Harz unterstellt (Steinacker et al., 2023).

Die Drift der zukünftigen Klimatischen Wasserbilanz an den niedersächsischen BWI-Punkten für die o. g. Modelle ist bei Knocke et al. (2023) beschrieben.

2.1 Sterben Bestände oder Bäume?

In Deutschland hat die Ermittlung von Sterberisiken in Wäldern ihren Anfang in den 1980er Jahren (Dittrich, 1986) und unterschied zunächst keine planmäßigen, katastrophischen (biotische und abiotische) oder dichtebedingten Ursachen. In ihrer Anwendung wurden bislang vorrangig Bestandesstörungen angenommen, die für die Betriebsform des schlagweisen Hochwaldes gut interpretierbar sind (Knocke et al., 2021; Mason et al., 2022; Staupendahl & Zucchini, 2010). Vor dem Hintergrund von naturnäheren Betriebsformen, die auf ungleichaltrige und strukturreiche Wälder abzielen, kommen bestandesweise Interpretationen aber an ihre Grenzen.

Überlebenszeitmodelle, wie die von Brandl et al. (2020), die auf der Sechsbäumstichprobe der Waldzustandserhebung fußen (Prodan, 1968), sind nur für bestockte Flächen und nicht für die Bestockung selber gültig. Dies liegt an einem Bias, der (bei stammzahl-/ baumweiser Betrachtung) die Mortalität alter Bäume ohne Flächenkorrektur unterschätzen würde (Saborowski et al., 1998).

Der vorliegende Beitrag vergleicht daher Flächenschäden von 0,2 ha Größe für Bestandesverluste (Modellbestand *WaldPlaner*) bzw. von durchschnittlich 13,7 m² Kronenschirmfläche für Einzelbaumverluste des Hauptbestandes (Riedel et al., 2017; normierter Standraum je Baum bei 0,2 ha Modellbestandsgröße gem. BWI-Methodik). Die Schichtentrennung wurde dabei anhand der Weise'schen Oberhöhe (1880, S. 37) der 20 % stärksten Bäume mit 80 % ihrer Höhe (Assmann, 1970, S. 91) durchgeführt.

Im Klimawandel nehmen Störungsereignisse in Frequenz und Ausmaß zu und Kronendächer sind seltener geschlossen (Patacca et al., 2023; Seidl & Senf, 2024). Dabei haben unterschiedliche Mortalitätsmuster großen Einfluss auf Zuwachs und Ertrag: So können lückengroße Störungen von bis zu 20 % der Grundfläche des verbleibenden (jungen) Bestandes noch kompensiert werden (Schoenberg, 2017, S. 102) und zu temporären Zuwachssteigerungen von 20-50 % führen (Biber & Pretzsch, 2022; Kramer, 1958a, 1958b; Preuhlsler, 1987; Spellmann & Nagel 2000). Sollten Bestände komplett sterben und die Wiederbewaldung unmittelbar gelingen, stünden einem kompensatorischen Effekt lückiger Bestandesreste (s. o.) somit zuwachsstarke geschlossene Jungbestände gegenüber (Wiedemann 1944).

Während für Kiefer flächenmäßig große Schadeereignisse die Rezeption dominieren und als typisch gelten (Habermann, 2017; Hennert, 1797; Köstler, 1944; Sommerfeld et al., 2018), regenerieren sich Wälder z. B. nach Kahlfraß häufig wieder (Apel et al., 2005). Selbst der Orkan Quimbarga im Jahr 1972 führte auch zu vielen kleinen Störungen (Unterberger, 1979). Bis heute werden Störungsflächen aus betrieblichen Gründen teils arrondiert (Heil, 1977; Patacca et al., 2023). Über längere Zeitspannen betrachtet, kommen kleine Störungen häufiger vor (Brodde et al., 2023; Feldmann et al., 2018; Fuchs et al., 2022, Suppl.). Abb. 1 veranschaulicht die Betrachtungsebenen Bestand und Baum bei gleicher Überlebenswahrscheinlichkeit bzw. Schadintensität, zwischen denen sich ein tatsächliches Mortalitätsgeschehen aufspannt.

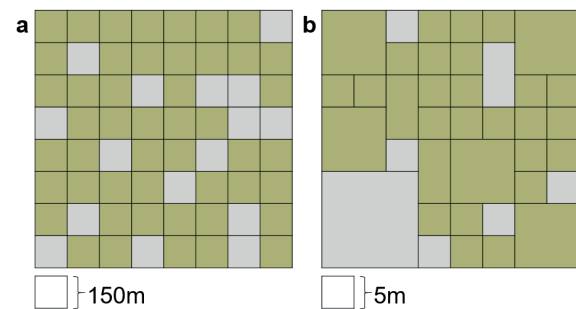


Abbildung 1: Visualisierung von Mortalitätsmustern unterschiedlicher Skalen bei gleicher Überlebenswahrscheinlichkeit (hier z. B. $S_{100} = 75$), d. h. Schadfläche/-intensität, mit a) 25 % Bestandesverlusten bis zum Alter 100 (grau) auf Forstorts-Ebene (144 ha) und b) 25 % Einzelbaumverlusten bis zum Alter 100 (nur Hauptbestand, grau) auf Strukturelements-Ebene (0,16 ha)

Diese Studie spannt ein Entwicklungsfenster für eine standort-, mischungs- und klimasensitive Prognose des Waldwachstums unter Einbeziehung der Wahrscheinlichkeit P des Übergangs von $t_0 \rightarrow t_5$ auf Basis von Brandl et al. (2020)



Abbildung 2: Entwicklungsfenster heutiger Bestände (2012) mit Waldumbaubedarf 'a' hin zu Beständen aus empfohlenen Lichtbaumarten unter Maximierung der Kiefernanteile (2062, x-Achse) bei gemäßigttem 'b' bis extremem 'c' Klima (y-Achse) und bestandes- ('bscs') bis einzelbaumweisen ('btct') Störungsmustern (z-Achse). Abb. n. Friedrich (1805) und Guimpel (1819). Die Klimaszenarien 'b' & 'c' werden zur besseren Übersicht gemittelt.

auf. Das Design ist in Abb. 2 veranschaulicht. Dabei ist $S(t)$ die Überlebenswahrscheinlichkeit zum Zeitpunkt t und T der Moment des Sterbeereignisses (Staupendahl, 2011).

Weymouth-, Schwarz- und sonstige Kiefern werden in diesem Beitrag zu den Lärchen gezählt. Eine Waldentwicklung hin zu empfohlenen Schattbaumarten unter Minimierung des Kiefernanteils ohne Sterberisiko wurde für Niedersachsen bei Knocke et al. (2023) beschrieben.

2.2 Simulationen

Für unsere Untersuchung sei die Stochastizität in katastrophischen (biotischen und abiotischen) Störungsereignissen gegeben, wie sie von Brandl et al. (2020) modelliert wurden. Diese wird durch 10-fache Wiederholung der Prognosen nach jedem Simulationsschritt extern eingespielt (Conway et al., 2023; R Core Team, 2022), wohingegen die dichtebedingte Mortalität aus dem *WaldPlanner* übernommen wird. Dieses Vorgehen bildet einen Monte-Carlo-Prozess ab (Metropolis & Ulam, 1949), der durch wiederholtes Ziehen von Zufallsereignissen in einem Ergebnisraum, jeden möglichen Zwischenschritt über Zeit und Raum

verkettet (sog. Markow-Kette; Markov, 1906). Weil sich die 997 BWI-Punkte im Landeswald in ihren Bestockungsattributen ähneln, resultiert bei 10-facher Wiederholung (i.e. bedingte Ziehung: Katastrophische Mortalität ja/ nein) und über zehn Zeitschritte à 5 Jahren eine Stichprobengröße von 99 700 Beständen bzw. von über 13,7 Mio. Hauptbestands-Bäumen (Senf et al., 2021).

Wird ein Sterberisiko realisiert, wird für den *einen* Entwicklungspfad anhand der Hauptbaumart und des Durchschnittsalters des Hauptbestandes der gesamte Bestand mit Unterstand geerntet. Für den *alternativen* Pfad nehmen wir bei Bäumen des Hauptbestandes ein einzelnes Ausschneiden an und der Füllbestand bleibt erhalten. Dabei wird jeder Probestaum bzw. -bestand einer der sechs Baumarten von Brandl et al. (2020) zugeordnet.

Zufälliges Sterben von benachbarten Bäumen kann dabei zu trupp- bis horstweisen Lücken und Löchern führen.

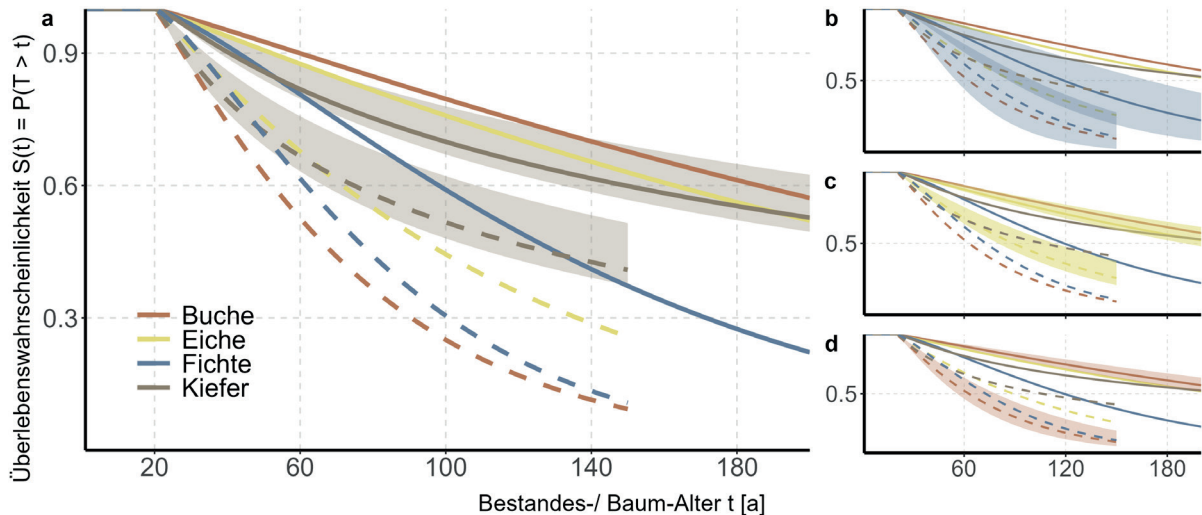


Abbildung 3: Median der Überlebenswahrscheinlichkeit für die Hauptbaumarten im Landeswald Niedersachsens bei tatsächlichem Vorkommen der jeweiligen Art je nach Alter, Klima und Mischung a) mit 95%-Interquantiabstand für Kiefern für die von Brandl et al. (2020) verwendeten Klimamittelwerte bis 2000 (durchgezogene Linien) und bis 2062 (RACMO/ WettReg18; Hübener et al., 2017; gestrichelte Linien). Die Abb. b) - d) zeigen die 95%-Interquantiabstände für Fichte, Eiche und Buche mit Überlappungen innerhalb (Fichte) und Überschneidungen zwischen den Arten-Vertrauensbändern.

3 Ergebnisse

Im Jahr 2012 beläuft sich der Gesamt-Derbholzvorrat im Landeswald auf 98,6 Mio. m³, wovon der Kiefernvorrat 16,8 Mio. m³ ausmacht, wenn in 2022 deutlich gestörte Landeswaldflächen ausgeschlossen werden. Die in dieser Studie zugrundeliegende Gesamtfläche beträgt 2012 etwa 318,1 Tsd. ha standortkartiertem Holzboden, auf dem auf 58,2 Tsd. ha Wald-Kiefern stocken.

Die Reinbestandsfläche, auf der an allen Ecken eines BWI-Traktes (150 m Abstand) eine Baumart mit mehr als 90 % grundflächenmäßig ungeachtet der Eigentumsart dominiert, soll im Folgenden als Weiser für besonders umbauwürdige Wälder über die Besitzverhältnisse hinweg dienen (d. h. innerhalb eines Stichprobenpunktes werden Landeswald-Traktecken im Kontext der bis zu ¼ in Fremdbesitz befindlichen weiteren Traktecken an dieser Reinbestandsdefinition gemessen). Im Jahr 2012 kommen im (2022 flächig ungestörten) Landeswald folgende Reinbestands-Holzbodenflächen im Kontext des Landschaftsbildes vor: Fichten 29,4 Tsd. ha, Kiefern 15,9 Tsd. ha, Buchen 10,9 Tsd. ha und Eichen 1,6 Tsd. ha.

3.1 Sterberisiko unter Klimawandel

Im Vergleich zum rezenten Klima der Periode bis 2000, wo Kiefern das Alter 100 im nds. Landeswald zu 70 % ungestört erreichen (vgl. Abb. 3

und Tab. 1), könnte sich das Mortalitätsrisiko bis 2062 auf etwa 52 % steigern.

Die größte Abnahme zeigt sich für Fichten und Buchen, die das Alter 100 nur noch zu ca. einem Drittel erreichen könnten. Allerdings gibt es bereits heute Fichten, die unter einem ähnlichen Mortalitätsregime wachsen, wie in 50 Jahren (Überlappungen in Abb. 3 b).

Tabelle 1: Interquantiabereich von Überlebenswahrscheinlichkeiten der Hauptbaumarten im Alter 100 (S_{100}) im Landeswald Niedersachsens nach Brandl et al. (2020) für Klima bis 2000 (Fick & Hijmans, 2017) und bis 2062 (RACMO/ WettReg18; Hübener et al., 2017) für jedes Wertepaar aus Niederschlag, Temperatur und Mischungsanteil an den BWI-Probestpunkten mit tatsächlichem Vorkommen der Baumart bis 2062

| Klima | Art | $Q_{0.975}$ | $Q_{0.5}$ | $Q_{0.025}$ |
|----------|--------|-------------|-----------|-------------|
| bis 2000 | Kiefer | 78 | 70 | 67 |
| | Fichte | 73 | 59 | 41 |
| | Eiche | 81 | 76 | 73 |
| | Buche | 83 | 80 | 77 |
| bis 2062 | Kiefer | 62 | 52 | 48 |
| | Fichte | 50 | 30 | 13 |
| | Eiche | 55 | 44 | 39 |
| | Buche | 38 | 25 | 19 |

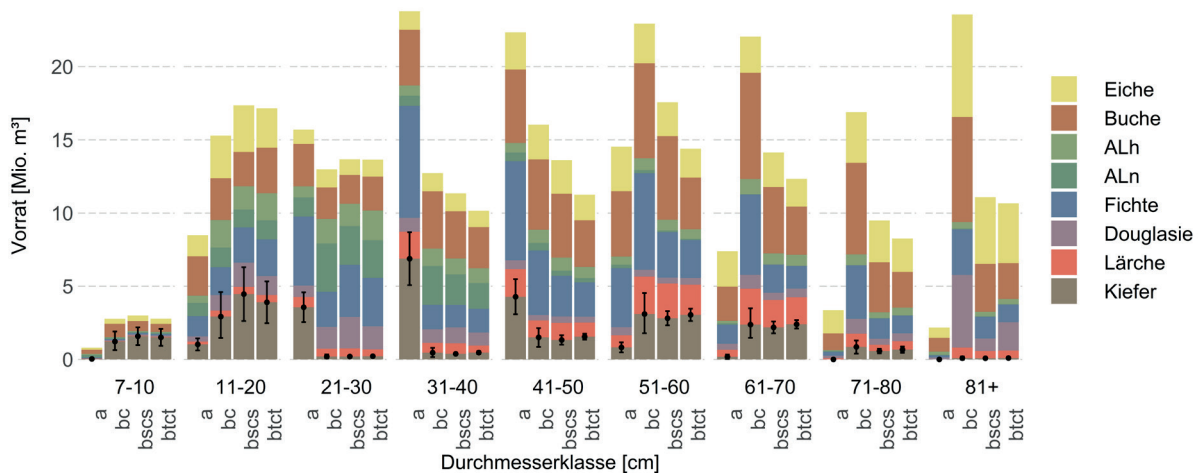


Abbildung 4: Geschätzte vorratsmäßige Waldentwicklung im Landeswald Niedersachsens (Derbholz mit Rinde) nach Baumartengruppen über Stärkeklassen. Die heutige Gliederung (2012) ist in den Säulen 'a' gezeigt und könnte sich in 2062 unter einem Waldumbau möglichst hin zu Kiefer wie folgt entwickeln: Ohne Risiko 'bc', mit bestandesweisen Störungsmustern 'bscs', mit einzelbaumweisen Störungsmustern 'btct'. Fehlerbalken zeigen $\pm 95\%$ Konfidenzintervalle aus Stichprobe oder 10-facher Monte-Carlo-Ziehung für die gemittelten Klimaszenarien 'b' & 'c'.

3.2 Vorratsentwicklung und Nutzung

Die im Jahr 2012 unausgeglichene Stärkeklassenverteilung des Derbholzvorrates wurde im Landeswald, wenn in 2022 flächig gestörte Flächen von der Betrachtung ausgeklammert werden, von Fichten und Buchen bestimmt (Abb. 4).

Während der Gesamtvorrat aller Baumartengruppen ohne Risikoeinfluss im Jahr 2062 ('bc') um fast 50 % ansteigen könnte, würde der Kiefernvorat bei der aktuellen Richtlinie zur Baumartenwahl um fast ein Viertel auf 12,7 Mio. m³ abnehmen, auch wenn man ihren Anteil nach Möglichkeit (je nach WET-Empfehlung und bei Hiebsreife) erhöhen würde. Zur besseren Übersicht sind in Abb. 4 die beiden Klimaszenarien 'b' und 'c' jeweils gemittelt. Während im extremen Klima ohne Sterberisiko der Gesamtvorrat zwar weniger stark ansteigen würde, könnte der Kiefernvorat hier im Vergleich zu 2012 nahezu gehalten werden (obere Fehlerbalken der 'bc'-Säulen).

Unter den o.g. Überlebenswahrscheinlichkeiten könnte sich der Gesamtvorrat 2062 bei bestandesweisen Störungsmustern ('bscs') nur um 10 % erhöhen und der Kiefernvorat würde um nur ca. ein Fünftel auf 13,6 Mio. m³ fallen. Im Vergleich zu 2012 ('a') würden sich dennoch gesteigerte Starkholzanteile > 50 cm BHD einstellen. Wenn die Waldentwicklung mehr einem baumweisen Störungsmuster folgte, dann fände man in 2062 nur um 2 % (im Vergleich zu 2012) gestiegene Gesamtvorräte. Starkholzanteile würden sich bei einem einzelbaumweisen Absterben im Ver-

gleich zu Bestandesstörungen weniger stark ausbilden und im Gegensatz zum bestandesweisen Absterben könnten sich die Kiefernanteile auf 13,8 Mio. m³ insgesamt leicht erhöhen.

Im Vergleich zu 2012 würden 21-50 cm starke Kiefern in allen Zukunftsszenarien weniger häufig vertreten sein. Der Kiefern-Schwachholzvorrat könnte sich bis 2062 fast halbieren.

Während sich die Bruttozuwächse mittelfristig verringerten (mehr Nutzung als Zuwachs im Abbaubetrieb), würden sich die Erntemengen hingegen erhöhen und bei Kiefern zu etwa einem Drittel von Kalamitätsnutzungen bestimmt werden.

3.3 Waldumbaufortschritt

Abb. 5 zeigt die relative Abnahme der besitzübergreifend definierten Reinbestandsflächen. Während Eichen- oder Buchenreinbestände bis 2062 zwischenzeitlich sogar leicht zunehmen könnten, macht die Überführung reiner Kiefernbestände in 2062 den größten Fortschritt auf 74 % ($\pm 8\%$). Bei der Fichte sind die Reinbestände zeitlich gesehen etwas eher hiebsreif oder kalamitätsbetroffen und es erfolgt ein im Vergleich zur Kiefer schnellerer Umbaufortschritt, der aber ab 2037 abflacht.

Während die Einbeziehung von Szenarien, die auf Schattbaumarten unter Minimierung der Kiefer (ohne Sterberisiko) zielen, die Umbaurate erhöhen (Knocke et al., 2024), würde eine bloße Fokussierung auf die Lichtbaumarten-Szenarien mit Sterberisiko ('bscs' und 'btct') den Waldumbau auf 68 % ($\pm 3\%$) eigentlich verlangsamen. Für

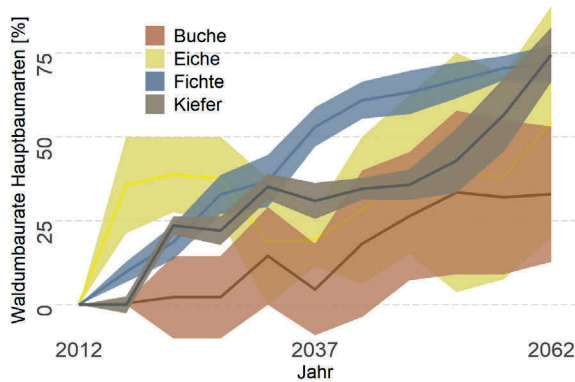


Abbildung 5: Geschätzte flächenmäßige Waldentwicklung als mittlere Waldumbaurate auf Basis der BWI³ (rel. Abnahme der Reinbestandsfläche zugunsten anderer Baumarten mit Bezug auf 2012) im Landeswald Niedersachsens mit und ohne Sterberisiko. Der abgesetzte Vertrauensbereich ergibt sich aus den einzelnen Szenario-Mittelwerten, die auf Lichtbaumarten unter Maximierung der Kiefer abzielen.

sich betrachtet bremsen baumweise Mortalitätsmuster die Umbaurate, während bestandesweise Störungsregimes diese beschleunigen.

4 Diskussion und Fazit

Der vorliegende Beitrag zeigt eine wirklichkeitsnahe, wenn auch pessimistische, klimasensitive Waldentwicklung auf. Er ermöglicht erstmals die Bilanzanalyse eines detaillierten Waldumbaus auf standörtlicher Grundlage und deutet dabei ein massiv steigendes klimawandelbedingtes Mortalitätsgeschehen im niedersächsischen Landeswald an.

Die zugrundeliegenden zukünftigen Klimadaten weisen zwar einen Versatz zu den Brandl'schen Eingangswerten auf (Fick & Hijmans, 2017), aber befinden sich (durch bei Brandl et al. (2020) verwendete rezente Probestflächen in Spanien und der Türkei) weiterhin im Kalibrierungsbereich. Ähnliche Sterberisiken wurden für Kiefer (Dittrich, 1986, S. 51–53 n. Staupendahl, 2011; Schoneberg, 2017) oder Fichte (Knocke et al., 2021; Paul et al., 2019) bereits beschrieben. Einige, durch die Monte-Carlo-Ziehungen betroffene Probestpunkte, zeigen ein wiederholtes Absterben auf, während andere Punkte keiner Kalamität unterliegen. Dies verdeutlicht die Sensitivität der verwendeten Überlebensmodelle und unterstreicht die Notwendigkeit einer weiteren waldbaulichen Differenzierung je nach Betriebsicherheit von Standort und Bestand im Landschaftskontext (für Typisierungsmöglichkeiten s. Axer et al., 2023; Kätzel et al., 2017; König, 1999; Weller et al., 2022).

Das Tempo und die Richtung der Waldentwicklung im Landeswald könnten zukünftig erheblich von katastrophischer Mortalität bestimmt werden. Der Forstbetrieb müsste hierbei fortwährend etwa ein Drittel außerplanmäßiger Nutzungen bewältigen, die ein geregeltes Wirtschaften erschweren. Allerdings verringern sich die Gesamtvorräte wahrscheinlich nicht und es gäbe vermehrt starke (alte) Waldstrukturen. Diese Entwicklung wird durch Bestandesziele verursacht, die "einen Zielstärkenanteil von 40-60 % am Vorrat [Lichtbaumarten] bzw. [...] von 20-30 % [Schattbaumarten]" als Beginn für Endnutzungen vorsehen (NLF, 2021).

Der Landeswald könnte trotz seiner günstigen Eigenschaft als Abbaubetrieb (mehr Nutzung als Zuwachs) bei erheblichen investiven Kosten für Waldumbau (bei Baumartenwechsel) bzw. Wiederaufforstung, sowie kalamitätsbedingten Mindererlösen und Mehrkosten (Möhring et al., 2021; Möllmann & Möhring, 2017) deutlichen finanziellen Engpässen unterliegen. Entwicklungen, wie steigende außerplanmäßige Nutzungsmengen, werden im Klimawandel wahrscheinlicher (Albrich et al., 2023; Bolte, 2022; Patacca et al., 2023) und durch eine ungleiche Naturalausstattung (Alterseffekt) verstärkt (Schmitz, 2019; Vangi et al., 2024).

Über alle Betriebsklassen hinweg betrachtet, könnte der kompensatorische Zuwachseffekt aufgelichteter Wälder (Baumschäden) die Wuchsleistung junger Bestände nach Großereignissen (Bestandesschäden) bis 2062 leicht übertreffen. Er dürfte sich in der Wirklichkeit deutlicher abzeichnen, weil sich der Begründungserfolg von Kulturmaßnahmen verzögern kann (z. B. Tamke et al., 2021) und weil Baumschäden häufiger auftreten.

Andere Waldentwicklungsstudien betrachten keinen Umbau am einzelnen Standort (Gerber et al., 2018; Oehmichen et al., 2018; Rosenkranz et al., 2023), weshalb der vorliegende Beitrag eine Neuerung darstellt und wichtige Faktoren identifiziert: Im Allgemeinen hemmen einzelbaumweise Störungen bei gleicher Überlebenschance und Schadintensität den Umbaufortschritt. Dies ist mit nach Merkblättern unterschrittenen Grundflächenhaltungen zu begründen ("Der Bestockungsgrad sollte [...] nicht unter [...] 0,8 gesenkt werden" NLF, 2021), weshalb planmäßige Nutzungen ausbleiben oder verzögert erfolgen und die Waldverjüngung ungerichteter abläuft. Bestandesweise Störungen hingegen beschleunigen den Umbau.

Im vorliegenden Fall erklären wir die gegensätzliche Verzögerung des Waldumbaus durch Störungen im Vergleich zum ungestörten Baumartenwechsel mit sich temporär einstellenden reinbestandsähnlichen Strukturen (v. a. WET 70 mit bis zu 90 % Kiefer).

Wie bei allen Simulationsstudien ist auch der vorliegende Beitrag lediglich als ein Szenario unter den gesetzten Annahmen aufzufassen. Wir betonen, dass sich die oben beschriebenen Effekte ändern könnten, wenn der Golfstrom abreißen würde (O'Hare, 2011) oder man die Holznutzung eingeschränkte.

Vor dem Hintergrund abnehmender Bruttozuwächse, eines sich verstärkenden Störungsregimes und Wiederaufforstungs- bzw. Waldumbauverpflichtungen, insbesondere während der UN-Dekade zur Wiederherstellung von Ökosystemen (UN, 2019), bedarf es eines spatiotemporal noch differenzierteren Vorgehens (Axe et al., 2023; Bauhus, 2022). Auch wenn eine Beschleunigung des Waldumbaus gefordert wird (Bolte et al., 2021), ist vor einer einseitigen Senkung der Zielstärken abzuraten, um auch mittel- und langfristige Nutzungsmöglichkeiten (Bösch et al., 2017; Gerhardt, 1923) und ein vielseitiges Lebensraumangebot (Spellmann, 2002) zu bewahren. Wir empfehlen daher

- (1) eine differenzierte Endnutzung in sowohl zeitlich vorzuziehenden und aufzuschiebenden Beständen je nach Betriebs-sicherheit, Qualität und Forstort bei einem Zielstärkenrahmen von 40 bis 60 cm BHD (Spellmann, 2002), sowie
- (2) die dementsprechende Diversifizierung der Waldbaumerkblätter und des WET-Kataloges zugunsten längerer Verjüngungsfenster, v.a. zwischen Bestandestypen einer Baumart (multikriterielle Zielstärkendefinitionen und geringere Zielstärkenanteile für den Start von Endnutzungsmaßnahmen).

5 Danksagung

Für die Datenbereitstellung danken wir den Niedersächsischen Landesforsten, der Klosterkammer Hannover und dem Thünen-Institut für Waldökosysteme. Für Berechnungen von Klimadaten, Software- und Grafikerunterstützung gilt Frau Etta Starick, Herrn Dr. Jan Hendrik Hansen und Herrn Johannes Suttmöller unser Dank.

Finanzierung wurde vom Waldklimafonds unter gemeinsamer Aufsicht der Bundesministerien für Ernährung und Landwirtschaft sowie für Um-

welt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (Förderkennzeichen 2220WK01B3) bezogen.

6 Literatur

- Abetz, K. (1935). Zur Frage der Bildung von Betriebsklassen. *Forstarchiv*, 11(13), 210–226.
- Albert, M., Leefken, G., Nuske, R., Ahrends, B., Suttmöller, J., & Spellmann, H. (2016). Auswirkungen von klimatischer Unsicherheit auf die Forstplanung am Beispiel von vier Regionen im norddeutschen Tiefland. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, 187(9/10), 161–185.
- 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>
- Apel, K.-H., Diezel, K., Lockow, K.-W., Löffler, S., Möller, K., Riek, W., & Schindler, F. (2005). Differenzierte Regeneration der Kiefern nach Nonnenfraß in der Schorfheide. *AFZ/Der Wald*, 60(8), 390–393.
- Assmann, E. (1970). *The Principles of Forest Yield Study* (P. W. Davis, Hrsg.). Pergamon. <https://doi.org/10.1016/C2013-0-01587-3>
- Axe, M., Hamkens, H., Nagel, R.-V., & Böckmann, T. (2023). Entscheidungsunterstützung zur Priorisierung von Waldumbauflächen abgeleitet aus Fernerkundungsdaten. *Beiträge zur Jahrestagung der Sektion Ertragskunde*, 51, 36–40. <https://doi.org/10.5281/zenodo.10683494>
- Bauhus, J. (2022). Die Anpassung der Wälder an den Klimawandel – eine forstwirtschaftliche Perspektive. *Natur und Landschaft*, 97(7), 318–324. <https://doi.org/10.19217/NuL2022-07-01>
- Biber, P., & Pretzsch, H. (2022). Tree growth at gap edges. Insights from long term research plots in mixed mountain forests. *Forest Ecology and Management*, 520, 120383. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120383>
- Böckmann, T., Hansen, J., Hauskeller-Bullerjahn, K., Jensen, T., Nagel, J., Nagel, R.-V., Overbeck, M., Pampe, A., Petereit-Bitter, A., Schmidt, M., Schröder, M., Schulz, C., Spellmann, H., Stüber, V., Suttmöller, J., & Wollborn, P. (2019). Klimaangepasste Baumartenwahl in den Niedersächsischen Landesforsten. *Aus dem Walde*, 61, 1–141.
- Bolte, A. (2022). Die Verfügbarkeit an Rohholz. In *Forum Holzbau* (Hrsg.), Bauen mit Holz im urbanen Raum (S. 261–265). <https://forum-holzwissen.com/document/secure/bc2b7672-651f-427d-a859-39859b325565>. Abgerufen am 1. April 2024).
- Bolte, A., Höhl, M., Hennig, P., Schad, T., Kroihner, F., Seintsch, B., Englert, H., & Rosenkranz, L. (2021). Zukunftsaufgabe Waldanpassung. *AFZ/Der Wald*, 76(4), 12–16.
- Borrass, L., Kleinschmit, D., & Winkel, G. (2017). The “German model” of integrative multifunctional forest management – Analysing the emergence and

- political evolution of a forest management concept. *Forest Policy and Economics*, 77, 16–23. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2016.06.028>
- Bösch, M., Elsasser, P., Rock, J., Rüter, S., Weimar, H., & Dieter, M. (2017). Costs and carbon sequestration potential of alternative forest management measures in Germany. *Forest Policy and Economics*, 78, 88–97. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2017.01.005>
- Bose, A. K., Moser, B., Rigling, A., Lehmann, M. M., Milcu, A., Peter, M., Rellstab, C., Wohlgemuth, T., & Gessler, A. (2020). Memory of environmental conditions across generations affects the acclimation potential of scots pine. *Plant, Cell & Environment*, 43(5), 1288–1299. <https://doi.org/10.1111/pce.13729>
- Brandl, S., Paul, C., Knoke, T., & Falk, W. (2020). The influence of climate and management on survival probability for Germany's most important tree species. *Forest Ecology and Management*, 458, 117652. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117652>
- Brodde, L., Stein Åslund, M., Elfstrand, M., Oliva, J., Wågström, K., & Stenlid, J. (2023). *Diplodia sapinea* as a contributing factor in the crown dieback of Scots pine (*Pinus sylvestris*) after a severe drought. *Forest Ecology and Management*, 549, 121436. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121436>
- Buras, A., Schunk, C., Zeiträg, C., Herrmann, C., Kaiser, L., Lemme, H., Straub, C., Taeger, S., Gößwein, S., Klemmt, H.-J., & Menzel, A. (2018). Are Scots pine forest edges particularly prone to drought-induced mortality? *Environmental Research Letters*, 13(2), 025001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aaa0b4>
- Conway, J., Eddenbuettel, D., Nishiyama, T., Prayanga, S. K., & Tiffin, N. (2023). RPostgreSQL: R Interface to the „PostgreSQL“ Database System, version 0.7-5. <http://dx.doi.org/10.32614/CRAN.package.RPostgreSQL> [Software].
- Diers, M., Leuschner, C., Dulamsuren, C., Schulz, T. C., & Weigel, R. (2024). Increasing Winter Temperatures Stimulate Scots Pine Growth in the North German Lowlands Despite Stationary Sensitivity to Summer Drought. *Ecosystems*. <https://doi.org/10.1007/s10021-023-00897-3>
- Dittrich, K. (1986). Realistische Zielstrukturen forstlicher Betriebsklassen auf der Grundlage langfristiger Waldentwicklung [Dissertation. Technische Universität Dresden].
- Feldmann, E., Dröbner, L., Hauck, M., Kucbel, S., Pichler, V., & Leuschner, C. (2018). Canopy gap dynamics and tree understory release in a virgin beech forest, Slovakian Carpathians. *Forest Ecology and Management*, 415–416, 38–46. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.02.022>
- Fick, S. E., & Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2: New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 37(12), 4302–4315. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>
- Friedrich, C. D. (1805). Blick aus dem Atelier des Künstlers. Österreichische Galerie Belvedere. <https://sammlung.belvedere.at/objects/871/blick-aus-dem-atelier-des-kunstlers-rechtes-fenster>. Abgerufen am 1. April 2024.
- Fuchs, J. M., Hittenbeck, A., Brandl, S., Schmidt, M., & Paul, C. (2022). Adaptation strategies for spruce forests – Economic potential of bark beetle management and Douglas fir cultivation in future tree species portfolios. *Forestry*, 95(2), 229–246. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpab040>
- Gerber, K., Röhling, S., & Dunger, K. (2018). Regionalisierte Ergebnisse der alternativen WEHAM-Szenarien. Thünen Working Paper, 102, 1–120. <https://doi.org/10.3220/WP1535632965000>
- Gerhardt, E. (1923). Beitrag zur Hiebsatz-Herleitung durch Massenverfahren. *Zeitschrift für Forst- und Jagdwesen*, 55(1), 28–38.
- Guimpel, F. (1819). Vorschrift zu Zeichnung der Forst-Karten. In G. L. Hartig (Hrsg.), *Neue Instructionen für die Königlich-Preußischen Forst-Geometer und Forst-Taxatoren* (1. Aufl., S. 119). Kummer.
- Habermann, M. (2017). Auswirkungen der Anwendungsbestimmungen für die Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln mit Luftfahrzeugen im Wald. *Journal für Kulturpflanzen*, 69(8), 249–254. <https://doi.org/10.5073/JFK.2017.08.01>
- Haberstroh, S., Werner, C., Grün, M., Kreuzwieser, J., Seifert, T., Schindler, D., & Christen, A. (2022). Central European 2018 hot drought shifts Scots pine forest to its tipping point. *Plant Biology*, 24(7), 1186–1197. <https://doi.org/10.1111/plb.13455>
- Hansen, J., & Nagel, J. (2014). Waldwachstums-kundliche Softwaresysteme auf Basis von TreeGroSS. Beiträge aus der Nordwest-deutschen Forstlichen Versuchsanstalt, 11, 1–224. <https://doi.org/10.17875/gup2014-757>
- Heil, K. (1977). Die Behandlung nicht verwertbarer Bestände. *Aus dem Walde*, 27, 360–367.
- Hennert, C. W. (1797). Ueber den Raupenfraß und Windbruch in den Königl. Preuß. Forsten in den Jahren 1791 bis 1794 (1. Aufl.). Hayn.
- Hofmann, G., Pommer, U., & Noack, M. (2021). Alexis Scamoni, Nestor der Eberswalder Waldkunde. <https://waldkunde-eberswalde.com/scamoni.html>. Abgerufen am 1. April 2024
- Höhl, M., Ahimibisibwe, V., Stanturf, J. A., Elsasser, P., Kleine, M., & Bolte, A. (2020). Forest Landscape Restoration – What Generates Failure and Success? *Forests*, 11(9), 938. <https://doi.org/10.3390/f11090938>
- Holm, S., & Schweier, J. (2024). Virtual forests for decision support and stakeholder communication. *Environmental Modelling & Software*, 180, 106159. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2024.106159>
- Hübener, H., Bülow, K., Fooker, C., Früh, B., Hoffmann, P., Höpp, S., Keuler, K., Menz, C., Mohr, V., Radtke, K., Ramthun, H., Spekat, A., Steger, C., Toussaint,

- F., Warrach-Sagi, K., & Woldt, M. (2017). ReKliEs-De Ergebnisbericht. Regionale Klimaprojektionen Ensemble für Deutschland. HLNUG. https://doi.org/10.2312/WDCC/ReKliEsDe_Ergebnisbericht
- Kätzel, R., Fleck, S., & Albert, M. (2017). Die Wälder des norddeutschen Tieflandes unter dem Einfluss aktueller und zukünftiger Risikofaktoren – Beispiele für eine Gefährdungsanalyse. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, 64, 45–54.
- Knocke, H. C., Axer, M., Hamkens, H., Fischer, C., Hansen, J. H., Nagel, R.-V., & Albert, M. (2024). *Quo vadis* Scots pine forestry in northern Germany: How do silvicultural management and climate change determine an uncertain future? *European Journal of Forest Research*, 143, 1477–1497. <https://doi.org/10.1007/s10342-024-01701-0>
- Knocke, H. C., Hansen, J., Nagel, R.-V., & Albert, M. (2023). Conception of a scenario funnel for simulating climate- and site-sensitive forest development by the example of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in Lower Saxony. Beiträge zur Jahrestagung der Sektion Ertragskunde 51, 95–107. <https://doi.org/10.5281/zenodo.10682658>
- Knocke, T., Gosling, E., Thom, D., Chreptun, C., Rammig, A., & Seidl, R. (2021). Economic losses from natural disturbances in Norway spruce forests – A quantification using Monte-Carlo simulations. *Ecological Economics*, 185, 107046. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2021.107046>
- König, A. (1999). Risikoorientierter Waldbau. Forstliche Forschungsberichte München, 176, 136–144.
- Kosow, H., & Gaßner, R. (2008). Methods of future and scenario analysis: Overview, assessment, and selection criteria. German Development Institute.
- Köstler, J. N. (1944). Das Forstwesen im Jahre 2044. Gedanken über die langfristige Planung im Forstwesen anlässlich eines hundertjährigen Jubiläums. *Intersylva Journal of the International Forestry Centre*, 4(1), 44–68.
- Kramer, H. (1958a). Forstwirtschaftliche Betrachtung von Wegebreite und Randwirkung. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 77(9–10), 295–310. <https://doi.org/10.1007/BF01821999>
- Kramer, H. (1958b). Wegebreite und Zuwachs im angrenzenden Bestand. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, 129(6), 121–134.
- Lawrence, A. (2017). Adapting through practice: Silviculture, innovation and forest governance for the age of extreme uncertainty. *Forest Policy and Economics*, 79, 50–60. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2016.07.011>
- Lempert, R., Popper, S., & Bankes, S. (2003). Shaping the Next One Hundred Years: New Methods for Quantitative, Long-Term Policy Analysis. RAND Corporation. <https://doi.org/10.7249/MR1626>
- Lindner, M. (2000). Developing adaptive forest management strategies to cope with climate change. *Tree Physiology*, 20(5–6), 299–307. <https://doi.org/10.1093/treephys/20.5-6.299>
- LReg NI. (2020). Aktualisiertes Niedersächsisches Programm zur langfristigen ökologischen Waldentwicklung in den Niedersächsischen Landesforsten (LÖWE+). Landesregierung Niedersachsen.
- Marchau, V. A. W. J., Walker, W. E., Bloemen, P. J. T. M., & Popper, S. W. (Hrsg.). (2019). *Decision Making under Deep Uncertainty: From Theory to Practice*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-05252-2>
- Markov, A. A. (1906). Распространение закона больших чиселъ на величины, зависящія другъ отъ друга [Ausweitung des Gesetzes der großen Zahlen auf Größen, die voneinander abhängen]. *Mitteilungen der physikalisch-mathematischen Gesellschaft zu Kasan*, 15(4), 135–156. <http://hdl.handle.net/11701/36473>. Abgerufen am 1. März 2024
- Markowitz, H. (1952). Portfolio Selection. *Journal of Finance*, 7(1), 77–91. <https://doi.org/10.2307/2975974>
- Mason, W. L., Diaci, J., Carvalho, J., & Valkonen, S. (2022). Continuous cover forestry in Europe: Usage and the knowledge gaps and challenges to wider adoption. *Forestry*, 95(1), 1–12. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpab038>
- Metropolis, N., & Ulam, S. M. (1949). The Monte Carlo Method. *Journal of the American Statistical Association*, 44(247), 335–341. <https://doi.org/10.1080/01621459.1949.10483310>
- Möhring, B., Bitter, A., Bub, G., Dieter, M., Dög, M., Hanewinkel, M., Graf von Hatzfeld, N., Köhler, J., Ontrup, G., Rosenberger, R., Seintsch, B., & Thoma, F. (2021). Schadenssumme insgesamt 12,7 Mrd. Euro. Abschätzung der ökonomischen Schäden der Extremwetterereignisse der Jahre 2018 bis 2020 in der Forstwirtschaft. *Holz-Zentralblatt*, 147(9), 155–158.
- Möllmann, T. B., & Möhring, B. (2017). A practical way to integrate risk in forest management decisions. *Annals of Forest Science*, 74(4), 75. <https://doi.org/10.1007/s13595-017-0670-x>
- NLF (Hrsg.). (2021). Entscheidungshilfen zur Behandlung und Entwicklung von Kiefernbeständen (Letzte Änderung 13.4.2021). Niedersächsische Landesforsten.
- NMELV (Hrsg.). (2024). Der Wald in Zahlen. Ergebnisse der Bundeswaldinventur 4 für Niedersachsen.
- Oehmichen, K., Bender, S., Gerber, K., Polley, H., Röhlings, S., & Dunger, K. (2018). Die alternativen WEHAM-Szenarien Holzpräferenz, Naturschutzpräferenz und Trendfortschreibung. *Thünen Report*, 59, 1–75. <https://doi.org/10.3220/REP1527686002000>
- O’Hare, G. (2011). Updating our understanding of climate change in the North Atlantic: The role of global warming and the Gulf Stream. *Geography*, 96(1), 5–15. <https://doi.org/10.1080/00167487.2011.12094303>

- 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>
- Paul, C., Brandl, S., Friedrich, S., Falk, W., Härtl, F., & Knoke, T. (2019). Climate change and mixed forests: How do altered survival probabilities impact economically desirable species proportions of Norway spruce and European beech? *Annals of Forest Science*, 76(1), 14. <https://doi.org/10.1007/s13595-018-0793-8>
- Paulsen, J. C. (1795). Kurze praktische Anweisung zum Forstwesen. Oder Grundsätze über die vortheilhafteste Einrichtung der Forsthaushaltung und über Ausmittelung des Werthes vom Forstgrunde besonders auf die Grafschaft Lippe angewendet (1. Aufl.). Führer.
- Preuhsler, T. (1987). Wachstumsreaktionen nach Trassenauftrieb in Kiefernbeständen. *Forstliche Forschungsberichte München*, 81, 1–200.
- Prodan, M. (1968). Punktstichprobe für die Forsteinrichtung. *Forst- und Holzwirt*, 23(11), 225–226.
- R Core Team. (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>. Abgerufen am 1. März 2024
- Riedel, T., Hennig, P., Kroiher, F., Polley, H., Schmitz, F., & Schwitzgebel, F. (2017). Die dritte Bundeswaldinventur 2012. Inventur- und Auswertungsmethoden (BMEL, Hrsg.). https://www.bundeswaldinventur.de/fileadmin/SITE_MASTER/content/Downloads/BWI_Methodenband_web.pdf. Abgerufen am 1. März 2024
- Rosenkranz, L., Arnim, G. von, Englert, H., Husmann, K., Regelman, C., Roering, H.-W., Rosenberger, R., Seintsch, B., Dieter, M., & Möhring, B. (2023). Alternative forest management strategies to adapt to climate change: An economic evaluation for Germany. *Thünen Working Paper*, 219, 1–32. <https://doi.org/10.3220/WP1691499012000>
- Saborowski, J., Dahm, S., & Ackermann, J. (1998). Stichprobentheoretische Analyse der Waldschadenserhebung in Niedersachsen. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, 169(3), 47–52.
- Scamoni, A. (1951). Waldgesellschaften und Waldstandorte. Dargestellt am Gebiet des Diluviums von Mecklenburg, Brandenburg, Sachsen-Anhalt und Sachsen. Akademie-Verlag.
- Schick, J., Schmidt, M., Nuske, R., & Zeppenfeld, T. (2023). Cssi: Implementation of calibratable and climate sensitive site index models. Intern R-Package (Version 0.7.0) [Software]. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt.
- Schmidt, M. (2020). Standortsensitive und kalibrierbare Bonitätsfächer: Wachstumspotenziale wichtiger Baumarten unter Klimawandel. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, 190(5/6), 136–160. <https://doi.org/10.23765/afjz0002043>
- Schmitz, F. (2019). Herausragendes aus der Kohlenstoffinventur 2017. *AFZ/Der Wald*, 74(14), 34–36.
- Schoneberg, S. (2017). Ein klimasensitives, autoregressives Modell zur Beschreibung der Einzelbaum-Mortalität [Dissertation, Georg-August-Universität Göttingen]. <http://dx.doi.org/10.53846/goediss-6619>
- Seidl, R., & Senf, C. (2024). Changes in planned and unplanned canopy openings are linked in Europe's forests. *Nature Communications*, 15(1), 4741. <https://doi.org/10.1038/s41467-024-49116-0>
- Senf, C., Sebald, J., & Seidl, R. (2021). Increasing canopy mortality affects the future demographic structure of Europe's forests. *One Earth*, 4(5), 749–755. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2021.04.008>
- Sommerfeld, A., Senf, C., Buma, B., D'Amato, A. W., Després, T., Díaz-Hormazábal, I., Fraver, S., Frelich, L. E., Gutiérrez, Á. G., Hart, S. J., Harvey, B. J., He, H. S., Hlásny, T., Holz, A., Kitzberger, T., Kulakowski, D., Lindenmayer, D., Mori, A. S., Müller, J., ... Seidl, R. (2018). Patterns and drivers of recent disturbances across the temperate forest biome. *Nature Communications*, 9(1), 4355. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-06788-9>
- Spellmann, H. (2002). Waldbauliche Perspektiven für die niedersächsische Kiefernwirtschaft. *Forst und Holz*, 57(3), 71–76.
- Spellmann, H., & Nagel, J. (2000). Feinerschließung in Nadelbaumbeständen aus waldwachstumskundlicher Sicht. *Forst und Holz*, 55(14), 446–451.
- Staupendahl, K. (2011). Modellierung der Überlebenswahrscheinlichkeit von Waldbeständen mithilfe der neu parametrisierten Weibull-Funktion. *Forstarchiv*, 82(1), 10–19. <https://doi.org/10.2376/0300-4112-81-10>
- Staupendahl, K., & Zucchini, W. (2010). Schätzung von Überlebensfunktionen der Hauptbaumarten auf der Basis von Zeitreihendaten der Rheinland-Pfälzischen Waldzustandserhebung. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, 182(7/8), 129–145.
- Steinacker, C., Engel, F., & Meyer, P. (2023). Natürliche Waldentwicklung in Deutschland: Auf dem Weg zum 5 %-Ziel der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. *Natur und Landschaft*, 98(12), 545–552. <https://doi.org/10.19217/NuL2023-12-01>
- Stockmann, J., Franz, K., Seintsch, B., & Neitzel, C. (2024). Factors Explaining the Willingness of Small-Scale Private Forest Owners to Engage in Forestry – A German Case Study. *Forests*, 15(2), 319. <https://doi.org/10.3390/f15020319>
- Tamke, D., Sennhenn-Reulen, H., & Petersen, R. (2021). Initiale Entwicklung von Eichenkulturen nach Bodenbearbeitung in Deutschland. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, 192(9/10), 219–240. <https://doi.org/10.23765/afjz0002086>
- UN (2019). United Nations Decade on Ecosystem Restoration (2021–2030). *A/RES/73/284*.

- Unterberger, W. (1979). Die Erfassung der Sturmschadensflächen und Aufstellung von Walderneuerungsplänen. *Aus dem Walde*, 30, 33–57.
- Vangi, E., Dalmonech, D., Morichetti, M., Grieco, E., Giannetti, F., D'Amico, G., Nakhavali, M., Chirici, G., & Collalti, A. (2024). Stand Age and Climate Change Effects on Carbon Increments and Stock Dynamics. *Forests*, 15(7), 1120.
<https://doi.org/10.3390/f15071120>
- von Berlepsch, A. A. (1844). Über den Zustand der Nadelholzforste in den Königlich Sächsischen Staats-Waldungen. In J. von Pannewitz (Hrsg.), *Forstliches Cotta-Album* (S. 70–83). Graß.
<http://digital.slub-dresden.de/id327718471>. Abgerufen am 1. März 2024
- Weise, W. (1880). *Ertragstafeln für die Kiefer*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-33008-1>
- Weller, A., Böckmann, T., & Noltensmeier, A. (2022). Betriebssicherheit der Hauptbaumarten. *Holz-Zentralblatt*, 148(5), 79–81.
- Wiedemann, E. (1944). Soll der Mehreinschlag im norddeutschen Kiefernwald durch verstärkte Flächenabnutzungen oder durch Einzelentnahmen aufgebracht werden? *Mitteilungen der Akademie der Deutschen Forstwissenschaft*, 4(1), 131–146.