

Anpassung von Wäldern durch Unterstützte Migration: Potenziale und Risiken

Stellungnahme des Wissenschaftlichen Beirates für Waldpolitik

Berlin, März 2026



Zitieren als:

Kätzel R, Bauhus J, Endres E, Dieter M, Lang F, Meyer P, Schraml U, Weber-Blaschke G, Farwig N, Hafner A, Lindner M, Müller J, Kleinschmit B, Knoke T, Seeling U (2026): Anpassung von Wäldern durch Unterstützte Migration: Potenziale und Risiken. Stellungnahme des Wissenschaftlichen Beirates für Waldpolitik; März 2026; Berlin, 49 S.

Titelfoto:

KI-generiertes Bild, erstellt mit DALL·E von OpenAI

Prompt für das Titelbild:

Ein ruhiges Illustrationsbild: Mehrere Bäume verschiedener Arten – Laub- und Nadelbäume, unterschiedlich groß – haben sichtbare Wurzeln als Beine und gehen gemeinsam auf Wanderschaft über einen schmalen Weg durch eine sanfte, grüne Hügellandschaft. Eine Försterin im Vordergrund unterstützt einen der Bäume bei der Wanderung. Der Himmel ist hell und freundlich, leicht bewölkt, nicht dramatisch, kein Sturm. Klare, leuchtende Farben, viele Details, stilisiert-realistische Illustration, Querformat.

Mitglieder des Wissenschaftlichen Beirates für Waldpolitik beim BMLEH

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

Prof. Dr. Birgit Kleinschmit (stellvertretende Vorsitzende),
Thünen-Institut, Braunschweig

Prof. Dr. Matthias Dieter,
Thünen-Institut für Waldwirtschaft, Hamburg

Prof. Dr. Ewald Endres,
Forstrecht und Forstpolitik, Hochschule für angewandte Wissenschaften Weihenstephan

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

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

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

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

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

Dr. Marcus Lindner,
European Forest Institute, Bonn

Dr. Peter Meyer,
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Abteilung Waldnaturschutz

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

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

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

Prof. Dr. Gabriele Weber-Blaschke,
Technische Universität München, Holzforschung München, Fachgebiet Stoffstrommanagement

Geschäftsführung des WBW

Christof Schwanitz,
BMLEH, Referat 513, 513@bmlleh.bund.de

Wissenschaftliche Mitarbeit

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

Inhaltsverzeichnis

| | |
|---|-----------|
| 1. Einleitung | 1 |
| 2. Anliegen der Stellungnahme | 2 |
| 3. Die Grenzen der Anpassungsfähigkeit als Motivation für die unterstützte Migration | 5 |
| 4. Nicht-heimische Baumarten im gesellschaftlichen Diskurs | 7 |
| 5. Erwartete Potenziale und Chancen | 9 |
| 5.1. Erhalt von Wald und Ökosystemleistungen | 9 |
| 5.2. Wirtschaftliche Potenziale und Implikationen | 11 |
| 5.3. Holzaufkommen und -verwendung | 11 |
| 5.4. Soziale und kulturelle Potenziale | 13 |
| 6. Risiken bei der unterstützten Migration von Arten und Herkünften | 13 |
| 6.1. Risiken des Etablierungserfolges und der zukünftigen Anpassungsfähigkeit..... | 14 |
| 6.2. Naturschutzfachliche Risiken | 14 |
| 6.3. Gesundheitsrisiken | 16 |
| 6.4. Standortkundliche Risiken | 17 |
| 6.5. Risikobewertung | 19 |
| 7. Bewertung von Alternativbaumarten und Herkünften | 21 |
| 7.1. Wege zur Bewertung | 21 |
| 7.2. Baumartenempfehlungen zur unterstützten Migration | 23 |
| 8. Rahmenbedingungen zur Umsetzung von unterstützter Migration | 24 |
| 8.1. Naturale Voraussetzungen | 24 |
| 8.2. Kulturelle und kommunikative Voraussetzungen | 25 |
| 8.3. Rechtliche Rahmenbedingungen | 26 |
| 8.4. Politische Rahmenbedingungen | 32 |
| 8.5. Forstliche Zertifizierungssysteme | 33 |
| 9. Waldbauliche Integration der unterstützten Migration | 34 |
| 10. Forschungsbedarf | 38 |
| 11. Abschließende Bewertung und Handlungsempfehlungen | 39 |
| Literatur | 44 |

Zusammenfassung

Die aktive Anpassung unserer Wälder an die rasch voranschreitenden Klimaveränderungen und ihrer Folgewirkungen verlangt ein breites Spektrum an waldbaulichen Maßnahmen und ist an weitreichende politische und rechtliche Rahmenbedingungen zu ihrer Umsetzung geknüpft.

Ein Element dieser Anpassungsstrategie ist die **unterstützte Migration** von alternativen Baumarten und Herkünften (im Englischen „*Assisted Migration*“). Unter unterstützter Migration verstehen wir die aktive Einbringung von Baumarten und Herkünften in Waldbestände außerhalb ihres derzeitigen Verbreitungsgebietes, um die Anpassungsfähigkeit der Wälder im Klimawandel zu erhöhen. Hinsichtlich der verwandtschaftlichen Nähe zwischen bestehenden und eingebrachten Populationen und der Ausbreitungsdistanzen unterscheiden wir drei unterschiedliche Stufen der unterstützten Migration:

- a) Einbringung von alternativen Herkünften in das bestehende Verbreitungsgebiet einer Art,
- b) Ausdehnung des gegenwärtigen Verbreitungsgebietes einer Baumart in Richtung zukünftig zuträglicher Standorte und
- c) Einführung gebietsfremder Baumarten über weite Distanzen (z. B. von anderen Kontinenten).

Insbesondere die letztgenannte Art der unterstützten Migration wurde in Deutschland seit Ende des 19. Jahrhunderts für eine begrenzte Anzahl von Baumarten praktiziert, vor allem mit ertragskundlichen Zielsetzungen,.

Heute wird die **Motivation für eine unterstützte Migration** von Baumarten und Herkünften vor allem von der Sorge getragen, dass die Anpassungsfähigkeit heimischer Arten und Herkünfte nicht mit dem Ausmaß und der Geschwindigkeit der Umweltveränderungen standhalten kann. Gleichzeitig laufen natürliche Migrationsprozesse zu langsam ab, um mit der klimabedingten Verschiebung der Standortbedingungen mitzuhalten.

Im Rahmen der Risikovorsorge stellt daher die Suche nach besser klimaangepassten Alternativbaumarten und -herkünften sowie deren gezielte Einbringung in neu zu begründende und bestehende Mischwälder eine wichtige und weitreichende Option dar, um die Stabilität und Resilienz von Wäldern zu erhöhen, so dass diese auch zukünftig die gewünschten Ökosystemleistungen bereitstellen können.

Dennoch ist die **Bewertung der unterstützten Migration** von Alternativbaumarten und -herkünften Gegenstand eines kontrovers geführten gesellschaftlichen und fachlichen Diskurses zu den Zielen und Wegen einer künftigen Waldentwicklung unter deutlich veränderten Umweltbedingungen. Das Vorsorgeprinzip wird nicht nur für die unterstützte Migration - hier im Sinne der Aufrechterhaltung von Ökosystemleistungen - herangezogen, sondern auch für die Bewahrung einer naturnahen Zusammensetzung von Ökosystemen und zur Vermeidung möglicher Risiken, die mit der Einführung von Herkünften und Baumarten verbunden sind. Die kontroversen Sichtweisen spiegeln sich u. a. in politischen Strategien, rechtlichen Rahmenbedingungen und anderen Governance-Instrumenten wider (z. B. Forstliche Förderung oder Zertifizierung), die im Gutachten reflektiert werden.

Zum einen sind mit der unterstützten Migration hohe **Erwartungen** verknüpft, z. B. hinsichtlich der Klimaresilienz künftiger Wälder, ihrer ökosystemaren Stabilität sowie ihrer Produktivität und Kohlenstoffspeicherung. Zum andern wird auf eine Vielzahl von **Risiken** hingewiesen, die vom mangelnden Etablierungserfolg neuer Arten, über die phytosanitäre Belastung von eingeschleppten Krankheiten und Schädlingen mit dem Vermehrungsgut bis zu negativen Auswirkungen auf Ökosysteme und Biodiversität reichen. Für alle befürwortenden und ablehnenden Argumente liegen eine Reihe von Einzelbeobachtungen, Studien und wissenschaftlichen Übersichtsarbeiten vor, die einer

Gesamtbewertung unterzogen werden müssen. Im Kern geht es um eine **Abwägung** unterschiedlicher (baumartenspezifischer, ökosystemarer und globaler) Potenziale und Risiken der Baumarten auf der Grundlage des aktuellen Wissensstandes. Ob potenzielle Alternativbaumarten für die unterstützte Migration empfohlen werden können, hängt von der aktuellen Einschätzung ihrer künftigen Verwendung und Wirkungen im Ökosystem ab. Hierzu sind Referenzsysteme hilfreich, bei denen die einzuführenden Arten und Herkünfte gegenüber heimischen Arten und Herkünften bewertet werden (z. B. Orientbuche vs. Europäische Rotbuche oder Türkische Tanne vs. Weißtanne), da es absolute Bewertungskriterien angesichts großer Unsicherheiten nicht gibt.

Hierzu sind in den vergangenen Jahren u.a. von den Ressortforschungseinrichtungen der Bundesländer eine Vielzahl von Baumarten (n>100) hinsichtlich ihrer Anbaueignung unter Berücksichtigung der (künftigen) regionalen standörtlichen Bedingungen und waldbaulichen Ziele bewertet worden. Derzeit liegt das für die unterstützte Migration **empfohlene Baumartenspektrum**, das auch den verstärkten Anbau bestimmter heimischer Arten einschließt, deutlich unter 20 Arten, die zusätzlich durch unterschiedliche Herkünfte differenziert werden.

Eine von Menschen unterstützte Verbreitung von Baumarten und Herkünften aus zumeist wärmeren und trockeneren Regionen kann nur über den **Transfer von Saatgut** und in Ausnahmen von Pflanzen erfolgen. Daher kommt dem in Deutschland zumeist privat organisierten Saatguthandel und den Baumschulen eine Schlüsselrolle zu. Zu den Voraussetzungen der Einfuhr und Verbringung des Saatgutes gehören u. a., dass biologisch geeignete und rechtlich gesicherte beerntbare Vorkommen in entsprechenden Klimaregionen ausgewiesen sind, das Saatgut nach überprüfbarsten Mindestkriterien geerntet wird und für den Export zur Verfügung steht. Damit im Zusammenhang stehen eine **Reihe von gesetzlichen Regelungen** zur Erzeugung, Ver-

bringung und Verwendung von forstlichem Vermehrungsgut. Gerade im Hinblick auf die unterstützte Migration können rechtliche Vorgaben diese entweder erleichtern, erschweren oder sogar vollständig verhindern. Das Gutachten gibt u.a. einen Überblick über die einschlägigen rechtlichen Rahmenbedingungen und untersucht deren Auswirkungen auf die unterstützte Migration.

Neben der Bereitstellung von forstlichem Vermehrungsgut ist die risikoarme, rechtssichere und effiziente **Verwendung** der Baumarten und Herkünfte im Rahmen des waldbaulichen Handels ein zweiter wesentlicher Faktor für den Erfolg oder Misserfolg der unterstützten Migration. Das Gutachten geht daher auf die wesentlichen Aspekte ein, die bei der waldbaulichen Integration von alternativen Arten und Herkünften berücksichtigt werden sollten. Diese reichen von der Baumartenauswahl, über Mischungsanteile, geeignete Zeitpunkte der Einbringung bis zum waldbaulichen Management etablierter Bestände.

Mit dieser Stellungnahme gibt der WBW eine Reihe von **Handlungsempfehlungen**, um einerseits die Potenziale der unterstützten Migration zu nutzen und andererseits die damit verbundenen Risiken zu mindern. Dies verlangt nach einer stärkeren Steuerung und Beratung bzgl. der Verwendung alternativer Arten und Herkünfte. Gleichfalls sollte die aktive Einbringung von einem flankierenden Wirkungsmonitoring, das auch die Veränderung genetischer Strukturen von künftigen Waldgenerationen einschließt, begleitet werden.

Angesichts der naturalen und rechtlichen Rahmenbedingungen sowie der Unsicherheiten sowohl der Klimaentwicklung als auch der Potenziale unterstützter Migration, ist in der nahen Zukunft eine Umsetzung wahrscheinlich nur **auf geringen Anteilen der Waldfläche** möglich. Im Rahmen eines adaptiven Waldmanagements kommt diesen Waldbeständen allerdings eine zentrale Bedeutung als Lern- und Anschauungsflächen zu, um die Potenziale und

Risiken der unterstützten Migration im Klimawandel künftig besser abschätzen zu können.

In der Gesamtbetrachtung stellt die unterstützte Migration einen **wichtigen Bestandteil eines Gesamtkonzeptes** zur Klimaanpassung und zum generellen Waldumbau hin zu anpassungsfähigen und resilienten Mischbeständen dar. Unter Beachtung der aufgezeigten Rahmenbedingungen sollten die Möglichkeiten zur unterstützten Migration von Baumarten und Herkünften stärker genutzt und gefördert werden.

1. Einleitung

Unter den Bedingungen des rapide fortschreitenden Klimawandels hat sich die Wahl künftig geeigneter Baumarten und Herkünfte zu einer zentralen Frage für eine auf Anpassung ausgerichtete, mittel- und langfristige Waldbauplanung entwickelt. Mit voranschreitendem Klimawandel werden die gegenwärtig vorhandenen Baumarten zunehmend durch Klimaextreme, Trockenstress und Störungen beeinträchtigt während sich die Anzahl der lokal angepassten klima- und standortgerechten Arten verringert (Wessely et al. 2024). Daher stellt sich die Frage, ob die zukünftige Bereitstellung von Ökosystemleistungen und die Resilienz unserer Wälder durch die „unterstützte Migration“, im Englischen *Assisted Migration*, verbessert werden kann. Unter unterstützter Migration verstehen wir die aktive Einbringung von Baumarten und Herkünften in Waldbestände außerhalb ihres derzeitigen Verbreitungsgebietes (Begriffsdefinitionen siehe Box).

Hierfür wären insbesondere Baumarten und Herkünfte von Bedeutung deren Hitze- und Dürretoleranz bzw. deren Resistenz gegenüber bekannten Schädlingen und Krankheiten größer ist als die der heimischen oder bisher kultivierten nicht-heimischen Arten. Die *unterstützte Migration* derartiger Baumarten wird als eine wichtige strategische Option der Anpassung der mitteleuropäischen Wälder an den globalen Wandel gesehen (Chakraborty et al. 2024, Mauri et al. 2023). Allerdings ist zu berücksichtigen, dass durch den Klimawandel begünstigte Arten und Herkünfte zumindest in naher Zukunft weiterhin durch tiefe Wintertemperaturen und Spätfrost geschädigt werden können (Wessely et al. 2024).

Der Wunsch nach einer Erweiterung des Baumartenspektrums fußt insbesondere auf der Sorge, dass die Anpassungsfähigkeit der gegenwärtig verbreitet angebauten Baumarten an einen rapide verlaufenden Klimawandel durch Akklimatisation (physiologische und phänotypische Änderungen) der vorhandenen Waldbestände oder durch natürliche

Selektion oder epigenetische Prozesse fraglich ist (Aitken et al. 2008, Duputié et al. 2015, Frank et al. 2017, Leuschner et al. 2023, Miryeganeh & Armitage 2025). Gleichzeitig erfolgt die natürliche Ausbreitung von Baumarten sehr langsam (Feurdean et al. 2013) und kann nicht mit den erwarteten Klimaänderungen Schritt halten (Thurm et al. 2018). Als Folge dieser unzureichenden Anpassung bzw. zu langsamen Arealverschiebung wird befürchtet, dass Wälder großflächig erhebliche Vitalitätsverluste erleiden, in Teilen absterben, und die sich neu entwickelnden Ökosysteme die erwarteten Leistungen nicht mehr in dem von der Gesellschaft gewünschten Maße erbringen können (Mauri et al. 2023). Mit Hilfe einer unterstützten Migration von Baumarten wird erwartet, dass sowohl die Klimaresilienz erhöht, als auch die Produktivität und damit die Kohlenstoffbindung auf einem befriedigenden Niveau aufrechterhalten werden kann (z. B. Chakraborty et al. 2024). Gleichzeitig soll damit das Aussterberisiko waldbundener Arten mit einer Vielzahl von Folgewirkungen reduziert werden (z. B. Zou et al. 2024, Xu und Prescott 2024).

Die Sorge über eine unzureichende Anpassungsfähigkeit der gegenwärtigen Waldbestockung wird verstärkt durch die jährliche Vitalitätsbewertung der Baumarten im Rahmen der bundesweiten Waldzustandserhebung. Danach zeigen die heimischen Baumarten wie Rotbuche, Stiel- und Traubeneiche, sowie die heimischen Nebenbaumarten (Birke, Gem. Esche, Ulmen u.a.) seit mehr als zwei Jahrzehnten einen schlechten Vitalitätszustand. So weist der bundesweite Waldzustandsbericht von 2024 für die Buche mit 46 % einen anhaltend hohen Anteil an Bäumen mit deutlicher Kronenverlichtung auf. Die mittlere Kronenverlichtung lag z. B. bei der Buche bei 28,5 %, während sich die mittlere Kronenverlichtung der heimischen Eichenarten weiter auf 29,3 % erhöht hat (BMLEH 2024a). Für die bisher flächenmäßig wenig vertretenen, eingeführten Baumarten liefert die Waldzustandserhebung keine belastbaren Daten.

Eine Ursache für den großflächigen Vitalitätsverlust und ansteigende Mortalitätsraten der heimischen Baumarten wird u. a. in der mangelnden natürlichen Anpassungsfähigkeit an den Klimawandel und seine komplexen sekundären Folgewirkungen gesehen, wie z. B. die erhöhte Anfälligkeit gegenüber Krankheiten und Schädlingen aufgrund von Trocken- und Hitze-stress (Zou et al. 2024, Gray and Hamann 2013, Jactel et al. 2012).

Unsere heutigen Waldbestände sind zu großen Teilen das Ergebnis bereits früher bewusst oder unbewusst initiiert Migrationseignisse. Wie eine Reihe genetischer Untersuchungen über die Ursprünge und Verbreitung heimischer Baumarten (z. B. Trauben- und Stieleiche, Rotbuche, Wildobstarten) zeigen, ist ihre Besiedlungsgeschichte eng mit den Wanderungsbewegungen des Menschen über den eurasischen Kontinent verbunden (z. B. Nyssen et al, 2016). Mit der Entdeckung und Erforschung Nord- und Südamerikas im 15. Jahrhundert erblühte auch der transatlantische Saatguthandel für Zier- und Nutzpflanzen, einschließlich Gehölze. Die vom Menschen betriebene Migration von Gehölzen ist folglich seit langem weit verbreitet, wobei heute vor allem Arten bekannt sind, die sich erfolgreich etablieren konnten. Anbauversuche mit Arten, die gescheitert sind, wurden kaum dokumentiert.

Den Potenzialen einer unterstützten Migration stehen allerdings auch Risiken gegenüber. Dazu gehören u.a. die Einschleppung von Schädlingen und Krankheiten mit dem Saatgut (Franić et al 2019, Jung et al. 2016), die Einfuhr invasiver Baumarten, unerwünschte Hybridisierungen und damit verbundene Veränderungen der genetischen Integrität heimischer Arten sowie andere negative Auswirkungen auf die heimische Biodiversität und Fehlanpassungen (Wildermuth et al. 2024, Schuldt et al. 2022, Kriegel et al. 2021, Gossner 2004, 2016) sowie die Beförderung ökologischer Störungen z. B. des Waldbrandpoten-

zials (Fernandes et al. 2019).

Vor diesem Hintergrund gilt es, die Potenziale einer unterstützten Migration gegenüber möglichen Risiken und Unsicherheiten über langfristige Auswirkungen auf heimische Waldökosysteme abzuwägen.

2. Anliegen der Stellungnahme

Bereits in seinem Gutachten zur „Anpassung von Wäldern und Waldwirtschaft an den Klimawandel“ (2021) hat der Wissenschaftliche Beirat für Waldpolitik (WBW) ein breites Spektrum an Optionen zur Anpassung unserer Wälder und ihrer Bewirtschaftung vorgelegt, die in dreizehn Handlungsempfehlungen münden. Als Teil dieser Optionen empfiehlt der WBW die gezielte Einführung von alternativen Baumarten und Herkünften aus Ursprungsgebieten mit standörtlichen und klimatischen Bedingungen, die künftig auch in Deutschland zu erwarten sind (s. Kap. 7.2).

Mit der vorliegenden Stellungnahme vertieft der WBW das Thema, um Optionen und Risiken zu reflektieren und diese Anpassungsoption in einer verantwortlichen Weise weiterzuentwickeln.

Das Themenfeld umfasst sowohl

- (1) den eigentlichen Prozess der unterstützten Migration, die hierfür notwendigen Voraussetzungen und Rahmenbedingungen,
- (2) die ursprünglichen und neue geografischen Vorkommensgebiete als auch
- (3) die Alternativbaumarten und -herkünfte, die für die unterstützte Migration in Frage kommen.

Die hierzu verwendeten Begriffe und Konzepte werden nachfolgend definiert (s. Box).

Begriffe und Definitionen

Unterstützte Migration

Unter unterstützter Migration verstehen wir die aktive Einbringung von Baumarten und Herkünften in Waldbestände außerhalb ihres derzeitigen Verbreitungsgebietes. Wir unterscheiden zwischen a) einer Unterstützung der Populationsmigration (Einbringung von Populationen (Genotypen) innerhalb des Verbreitungsgebiets einer Art), b) einer unterstützten Ausdehnung des etablierten Verbreitungsgebietes einer heimischen oder nicht-heimischen Art wodurch die natürliche Ausbreitung erleichtert oder nachgeahmt wird, und c) die Einbringung von Arten in Gebiete weit außerhalb ihres etablierten Verbreitungsgebiets (in Gebiete, die durch natürliche Ausbreitung nicht erreichbar sind) (Ste-Marie et al. 2011). Alle drei Formen der unterstützten Migration verstehen sich als Reaktion auf den Klimawandel.

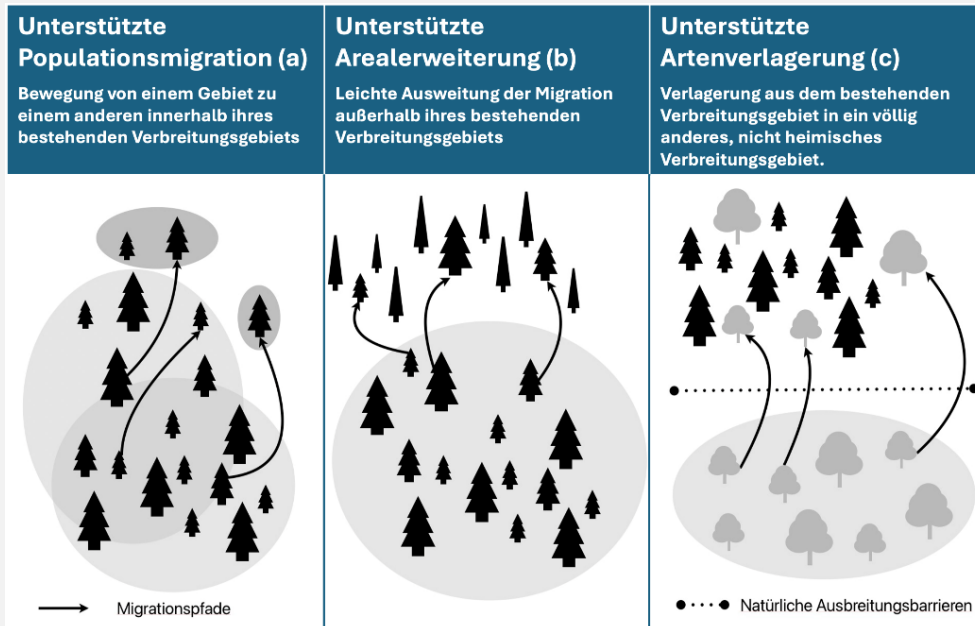


Abb. 1: Die verschiedenen Formen der unterstützten Migration, nach Handler et al. (2018)

Alternativbaumarten

Alternativbaumarten im Kontext der Anpassung an den Klimawandel sind sowohl gebietsfremde als auch heimische Baumarten, die bislang in der Forstwirtschaft keine oder nur eine untergeordnete Rolle gespielt haben und von denen angenommen wird, dass sie besser als gegenwärtig verbreitete Hauptbaumarten an den Klimawandel angepasst sind und die Waldfunktionen künftig sichern können (Thurm et al. 2018, FVA Baden-Württemberg, 2017). In der Literatur werden für diese Alternativbaumarten häufig die Begriffe „klimastabile“ oder „klimaresiliente“ Baumarten verwendet. Diese Begriffe halten wir für unpassend, da die physiologische Anpassung an zukünftige klimatische Bedingungen am betreffenden Standort zwar ein sehr wichtiges, aber nicht das alleinige Kriterium zur Identifikation von Alternativbaumarten ist. Zudem suggerieren diese Begriffe eine Sicherheit mit der Auswahl dieser Baumarten, die es so nicht gibt.

Einheimische Baumarten

Alle Baumarten, deren natürliches Verbreitungsgebiet ganz oder teilweise im jeweiligen Bezugsraum liegt, z. B. in Deutschland (synonym: indigen).

Standortheimische Baumarten

Alle einheimischen Baumarten, die auf dem gegebenen Standort ohne menschlichen Einfluss vorkommen (synonym: Baumarten der natürlichen Waldgesellschaft); Schmidt & Wellhäuser (2025). Einheimische Baumarten, die in der Vergangenheit nicht Teil dieser natürlichen Waldgesellschaft waren, werden nicht als standortheimisch klassifiziert.

Nicht einheimische bzw. gebietsfremde Baumarten

Alle Baumarten, deren natürliches Verbreitungsgebiet außerhalb des jeweiligen Bezugsraums liegt. Je nach der Nähe der ökologischen Ähnlichkeit und räumlicher Distanz können die Untergruppen der europäischen und außereuropäischen gebietsfremden Baumarten unterschieden werden. Weiterhin ist eine Unterscheidung zwischen gebietsfremden Baumarten des gleichen oder eines anderen Bioms als dasjenige des Bezugsraums sinnvoll, z. B. ob die Baumarten aus den temperaten Laubwaldregionen der nördlichen Hemisphäre stammen, die eine gemeinsame Evolutionsgeschichte mit vielen gemeinsamen Baumartenfamilien und -gattungen haben, oder z. B. aus anderen Biomen der südlichen Hemisphäre.

Im europäischen Kontext wird der Begriff „nicht-heimische Baumarten“ (non-native tree species) synonym für gebietsfremde Baumarten verwendet, deren natürliches Vorkommen nicht in Europa liegt (Brus et al. 2019). In Deutschland und Österreich werden beispielsweise Douglasie, Robinie oder Hybrid-Pappel als nicht-heimische Baumarten bezeichnet (Waldwissen.net, 2025).

Nicht europäische Baumarten

Nicht europäische Baumarten sind eine spezifische Untergruppe der nicht-heimischen/gebietsfremden Arten: Es handelt sich um Baumarten, deren natürliches Verbreitungsgebiet außerhalb Europas liegt, wie etwa Douglasie (Nordamerika), Robinie (Nordamerika) oder Götterbaum (China) (Waldwissen.net, 2025).

Neophyten/Archäophyten

Pflanzen, die nach 1492 (Neophyten) oder vor 1492 (Archäophyten) durch direkten oder indirekten menschlichen Einfluss in das jeweilige Bezugsgebiet gelangt sind (Kowarik 2010). Zu den Neophyten gehört in Deutschland z. B. die Esskastanie (*Castanea sativa*).

Invasive Arten

Für die naturschutzfachliche Bewertung eingeführter Baumarten ist die rechtsverbindliche Definition (Konvention zur biologischen Vielfalt, EU-Recht) des Begriffs der Invasivität entscheidend. Demnach sind invasive Arten gebietsfremde Arten, deren Einbringung oder Ausbreitung die Biodiversität (Vielfalt der Ökosysteme, Arten und Gene) und die damit verbundenen Ökosystemleistungen gefährden oder nachteilig beeinflussen (Europäische Union 2014, United Nations 1992). Auch Deutschland hat sich durch Unterzeichnung der Konvention zur Biologischen Vielfalt dazu verpflichtet, „...die Einbringung nichtheimischer Arten, welche Ökosysteme, Lebensräume oder Arten gefährden (zu) verhindern, diese Arten zu kontrollieren oder (zu) beseitigen ...“ (Art. 8h, Konvention zur biologischen Vielfalt).

Das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) vom 29. Juli 2009 definiert den Begriff „invasive Art“ in § 7 Abs. 2 Nr. 9 und regelt in § 40 den Umgang mit nichtheimischen, gebietsfremden und invasiven Arten in Deutschland. Danach ist eine Art dann invasiv, wenn sie durch das Auftreten außerhalb ihres ursprünglichen Verbreitungsgebietes die Schutzgüter Ökosysteme, Biotop oder Arten merklich und zumindest von gewisser Dauer gefährden kann. Das ist dann der Fall, wenn heimische Arten sich auf Dauer nicht mehr durchzusetzen vermögen bzw. Ökosysteme oder Biotop sich auf Dauer nachteilig verändern oder gar verschwinden.

Natürliches Verbreitungsgebiet

Das Areal einer Art, das sie ohne menschlichen Einfluss besiedelt hat oder in dem sie entstanden ist.

Herkunft

Als Herkunft wird in den gesetzlichen Vorschriften zum forstlichen Vermehrungsgut FoVG der Ort bezeichnet, an dem das Ausgangsmaterial wächst. Hier soll der Begriff „Herkunft“ eine wie auch immer geartete Menge von Samen oder Pflanzen bezeichnen, die von einer bestimmten Population abstammt. Sie hat eine bestimmte Ausstattung an Erbanlagen (Genen), ähnlich der Ausstattung der Population, aus der sie kommt. Dies, weil auch im üblichen Sprachgebrauch von „passender Herkunft“ gesprochen wird, wobei nicht der Ort, sondern das Material mit passenden genetischen Merkmalen gemeint wird. In diesem Sinne ist auch die „Herkunftssicherung“ zu verstehen und unter „Herkunftsüberprüfung“ wird im Allgemeinen nicht die Überprüfung eines Ortes, sondern die Überprüfung der Abstammung von einer bestimmten Population verstanden.

3. Die Grenzen der Anpassungsfähigkeit als Motivation für die unterstützte Migration

Anpassungsprozesse an ungünstige Standortbedingungen verlaufen über verschiedene physiologische, metabolische und (epi-)genetische Reaktionswege und Zeiträume (Übersicht bei Tischler, 1984). Bevor Anpassungsprozesse auf physiologischer oder/und (epi-)genetischer Ebene eingeleitet werden, reagieren Organismen meistens mit einer kaskadenartigen und Ebenen übergreifenden Stressantwort. Diese Organisationsebenen reichen von molekularen bis hin zu morphologischen Prozessen. Dabei wird zwischen zwei grundsätzlichen „Anpassungswegen“ unterschieden:

- (1) der unmittelbaren Stressreaktion, die zur Stresstoleranz führt und
- (2) der Stressvermeidung.

Eine wesentliche Option zur Stressvermeidung ist Flucht, d. h. im Kontext des vorstehenden Themas eine *natürliche Abwanderung (Migration)* in Habitate, die der *ökophysiologischen Potenz* der jeweiligen Art bzw. Population besser entsprechen, ohne dass sich die Stresstoleranz ändert. Nach Klimaprognosen müssten Pflanzen jährlich ca. 3.000 - 5.000 m wandern, um mit den standörtlichen Veränderungen Schritt zu halten (Davis und Shaw 2001, Aitken & Bemmels 2015, Thurm et al. 2018). Die natürlichen jährlichen Ausbreitungsdistanzen liegen jedoch je nach Verbreitungsstrategie (Reproduktionspotenzial, Pollen, Samen) unter Normalbedingungen deutlich unter 100-500 m (Williams und Domroese, 2013, Meier et al. 2012). Die Geschwindigkeit, mit der sich Verbreitungsareale im Klimawandel ausdehnen oder schrumpfen, kann durch Extremereignisse, wie Stürme oder Dürren, erhöht werden (Soifer et al. 2025). Zu einer gerichteten Arealverschiebung in nördliche Richtung tragen auch bestehende „vorgelegerte“ isolierte Populationen bei (Feurdean et al. 2013), die zum Beispiel in der Vergangenheit durch menschliche Aktivität etabliert worden sind. Gleichzeitig reduziert die Konkurrenz gegenüber der

bestehenden Vegetation die tatsächliche Migration erheblich (Meier et al. 2012). Vorhersagen zum natürlichen Ausbreitungspotenzial von Arten sind daher nach wie vor unsicher (ebd.). Im Allgemeinen wandern langlebige Gehölzarten mit spätem Reproduktionsbeginn deutlich langsamer als annuelle kurzlebige Pflanzen. Neben den langen Zeiträumen natürlicher Migrationsprozesse verhindern häufig natürliche oder künstliche Barrieren sowie fehlende Trittsteine (artspezifisch geeignete Habitate), oder fehlende Vektoren der Samenverbreitung natürliche Wanderungsbewegungen (Meier et al. 2012). So werden nur 35 % der Pflanzenarten mit fleischigen Früchten von Zugvögeln gefressen, die auf der Rückkehr aus den Überwinterungsgebieten sind und danach nordwärts weiterfliegen (Gonzalez-Varo et al. 2021). Entsprechend, werden sich nur unter günstigen Bedingungen die Vorkommensareale auf natürliche Weise so schnell verschieben, dass sich die vorhandenen Wälder durch die Veränderung ihres Bestands an Gehölzarten an den Klimawandel anpassen können. Nach Studien von Konatowska et al. (2024) könnte sich z. B. die geografische Verbreitung der Traubeneiche unter wärmeren klimatischen Bedingungen nach Osten und Nordosten ausdehnen, während sie in Mitteleuropa Standorte verliert, wenn hier eine genetische/physiologische Anpassung nicht gelingt. Dies wäre ein Fall, wo man z. B. mit unterstützter Migration entweder besser angepasste Herkünfte der Traubeneiche oder aber andere Eichenarten (z. B. *Quercus pubescens*, *Q. cerris*) auf den betroffenen Standorten etablieren könnte.

Der aktuelle Diskurs zu den Potenzialen und Grenzen der Anpassung der heimischen Baumarten ist jedoch weniger auf die Möglichkeiten der natürlichen Migration ausgerichtet als auf eine direkte Anpassung der Arten und Populationen an „Ort und Stelle“. Um diese Option bewerten zu können, muss die aktuelle *Angepasstheit* und die potenzielle *Anpassungs-*

fähigkeit der heimischen Gehölze eingeschätzt werden, die i. d. R. in Baumartenbewertungen mündet (z. B. FVA, 2017, 2020; LWF, 2019, 2020, Lieven et al. 2025).

Die aktuelle Überlebensfähigkeit der heimischen Gehölzpopulationen ist das Ergebnis ihrer evolutiven Entwicklung (Auslese und Spezialisierung) im Zuge der zurückliegenden und aktuellen Umweltbedingungen. Diese haben zu der aktuellen *Angepasstheit* innerhalb eines Toleranzbereiches („genetische Reaktionsnorm“, ökologische / ökophysiologische Potenz) geführt. Die Angepasstheit beschreibt das Potenzial im Rahmen *dieser* Umweltbedingungen zu überleben und sich zu reproduzieren.

Dagegen umfasst die *Anpassungsfähigkeit* das Vermögen sich bei der *künftigen* Änderung der Umweltbedingungen, meist durch die Änderung der genetischen Strukturen, erneut anzupassen. Dies erfordert eine hohe genetische Vielfalt sowie physiologische und morphologische Plastizität. Während sich die aktuelle Angepasstheit über Indikatoren wie z. B. Mortalitätsraten, Wachstumsraten und andere Vitalitätsindikatoren relativ gut bewerten lässt, kann die Anpassungsfähigkeit von Arten und Populationen an künftige (relativ unbekannt) Standortbedingungen nur anhand von bestimmten Kriterien (Größe des aktuellen Verbreitungsareals, durchschnittliche Populationsgrößen, demografische Struktur der Populationen, genetisches Reproduktionssystem, genetische Diversität, Spezialisierungsgrad) grob abgeschätzt werden. Dies gilt für heimische und nicht-heimische Arten gleichermaßen. Auch für heimische Gehölzarten, für die wir eine vergleichsweise gute Informationsgrundlage haben, lassen sich keine Garantien für eine erfolgreiche künftige Anpassungsfähigkeit nur auf Grund ihrer bisherigen Standortgerechtigkeit oder Größe des Verbreitungsgebietes ableiten. Da der Erfolg der Anpassung jedoch erst in der Zukunft bewertet werden kann, ist die Grundlage für diese Erwartung grundsätzlich unsicher.

Die Ansicht, dass bisher etablierte und angepasste (heimische) Baumarten per se auch eine hohe Anpassungsfähigkeit für die Zukunft hätten, wurde bereits in den 1970er Jahren in Frage gestellt und ging als sogenannter „*Red-Queen-Paradox*“ (Van Valens Law; Analogie zur Geschichte der Roten Königin von Lewis Carrolls Alice) in die Evolutionstheorie ein (Van Valen, 1973). Der Autor beobachtete anhand von 50 ausgestorbenen Artengruppen, dass das Aussterberisiko zu einem bestimmten Zeitpunkt unabhängig von der vorhergehenden Existenzdauer, also dem geologischen Alter, d. h. der langjährig erfolgreichen Angepasstheit einer Art ist. Eine lange erfolgreiche Anpassungsgeschichte ist also kein Garant für die erfolgreiche zukünftige Anpassung. Nur ein ständig hohes variantenreiches Anpassungspotenzial ermöglicht ein Überleben unter sich ändernden Umwelt- und Selektionsbedingungen.

Diesen Kriterien sind aber auch *nicht-heimische* Baumarten unterworfen, was ihre Auswahl für eine erfolgreiche Etablierung in einem neuen Lebensraum besonders anspruchsvoll macht. Ihre ökophysiologischen Potenzen müssen sowohl innerhalb der Amplituden der aktuellen und künftigen Umweltfaktoren liegen als auch die Kriterien für eine potenziell hohe Anpassungsfähigkeit erfüllen können, um sich in ihren neuen Habitaten langfristig etablieren zu können. Dies zeigt sich z. B. an Versuchen mit fremden Herkünften hinsichtlich phänologischer Eigenschaften und der weiterhin notwendigen (Spät-) Frosttoleranz (Guinon, M. et al., 1982; Schönbach, H. et al., 1966 Dohrenbusch, 1985; Schmidt, 2021, Heubel et al. 2025). Diese bleibt angesichts der Unsicherheiten der Klimaentwicklung hinsichtlich künftiger Frostereignisse weiter wichtig, da Gehölze verbreitet zunehmend früher austreiben (Menzel et al. 2020) und dann durch mögliche Kaltlufteinbrüche geschädigt werden können. Spätfrostereignisse können durch eine ebenfalls klimawandelbedingte Abschwächung des Polarwirbels verstärkt auftreten (Huang et al. 2021).

4. Nicht-heimische Baumarten im gesellschaftlichen Diskurs

Die Mythen der Menschheit blicken in vielen Teilen der Welt auf eine bewaldete Erde zurück. Durch die Gründungslegenden der Völker und Nationen zieht sich als roter Faden das gemeinsam geteilte Motiv, der eigene Ursprung habe in den Wäldern gelegen (Harrison 1992). Selbst dort wo die räumliche Nähe zu den Wäldern inzwischen zivilisatorischer Entwicklung und städtischer Lebensweise gewichen ist, setzen bis in die Gegenwart überlieferte Mythen „Verlustgefühle“ und „rückwärtsgewandte Sehnsüchte“ frei (Harrison 1992). Sie gelten auch als Reaktion auf eine flächige von Fortschrittsglauben getragene Umgestaltung großer Naturräume zu Kulturlandschaft, die schon von den Zeitgenossen etwa des 18. Jahrhunderts in Reiseberichten, Dichtung oder Naturforschung als Zerstörung und Verlust eines „Paradieses“ wahrgenommen wurde und in der deutschen Kultur die erste „grüne Welle“ auslöste (Blackbourn 2006, S.93). Wie prägend Verlustängste für die gesellschaftspolitischen Debatten der Gegenwart bzw. die politische Agenda sind, macht etwa die Studie von Reckwitz (2024) deutlich, der darin gar ein Grundproblem der Moderne sieht. Die Gegenwartskultur sei, so die Argumentation, von einer „nostalgischen Ästhetik“ und einer „spätmodernen Nostalgieökonomie“ geprägt, die einen „häufig idealisierten Ausschnitt der Vergangenheit präsent zu halten versuchen“ (Reckwitz 2024). Die Zukunft – als kreativer, imaginärer und stimulierender Prozess – steckt, so die Politikwissenschaftlerin Florence Gaub (2023) vor diesem Hintergrund derzeit in der Krise. Insofern fügt sich auch das verschiedentlich beklagte augenscheinliche Fehlen einer mitreißenden, wissenschaftlich begründeten Waldutopie in einen breiteren gesellschaftlichen Kontext ein (Schraml und Detten 2010, Hengst-Ehrhart und Schraml 2020). Dass diese Beobachtungen auch in der Walddebatte Relevanz haben, ist oft beschrieben worden.

Die rückwärtsgewandte Idealisierung der Waldnatur wird in Deutschland gemeinhin am Topos des „deutschen Waldes“ verdeutlicht (Lehmann 2010). Vor allem die Tacitusrezeption der Romantik legte demnach den Grundstock für die Vorstellungen einer besonderen Verbindung der waldbewohnenden Germanen bzw. Deutschen mit den Idealen eines autochthonen Ursprungs, ethnischer Reinheit und der damit einhergehenden Stärke (Zechner 2016). Wälder gerieten darüber zum „Inbegriff und Symbol der Heimat“ (Lehmann 2010) und entfalteten in verschiedenen politischen Systemen eine politische Mobilisierungskraft. Zechner (2016) betont, dass diese sozialen und politischen Mechanismen durchaus losgelöst von den forstlichen Realitäten funktionieren: imaginierte Baumlandschaften entfalten ihre identitätsstiftende Wirkung, weil sie zu verbreiteten gesellschaftlichen Sehnsüchten passen und nicht, weil sie die Waldökologie oder die waldbauliche Praxis korrekt spiegeln würden. Ganz im Gegenteil avancierten schon im frühen 19. Jahrhundert unter den Kulturschaffenden stadtferne Sehnsuchtslandschaften, mehrheitlich als „Laubwaldwildnis“ imaginiert, zu Gegenreaktionen auf die zeitgenössische forstliche Modernisierung mit ihren Nadelbaumreinbeständen. Aber auch innerhalb der forstakademischen Debatte des späten 19. Jahrhunderts um eine „Naturalisation ausländischer Holzarten“ werden die leidenschaftlich ausgetragenen Wertkonflikte um den „deutschen“ Wald und die Erhöhung der „Bodenerträge“ mit neuen, wuchsfreudigen Baumarten deutlich (Booth 1896). Eine Unterscheidung, wo erfahrungsbasierte Argumentation aufhört und gefühlte Wahrheiten ihren Anfang nehmen, ist im Einzelfall kaum möglich. Entsprechend werden auch die Wurzeln der Dauerwaldbewegung zunächst vor allem in bildungsbürgerlicher Kulturkritik verortet, die mit der Romantisierung des ländlichen Lebens ebenso einherging wie sie in Wäl-

dem Rückzugspunkte in einer disharmonischen Zeitsah (Seling 1998).

Wie prägend die Dichotomie von „fremd“ und „heimisch“ für die Bewertung von Arten auch im internationalen Diskurs ist, macht der Umweltjournalist Fred Pearce (2016) in seinem populären Werk „Die neuen Wilden“ deutlich. Er hält die Kriterien für so wirkmächtig, dass sich die Bewertung von Arten vielfach von der tatsächlichen Rolle, Funktion und Wirkung der jeweiligen Arten in den Ökosystemen weitgehend entkoppelt habe. Er greift damit Beobachtungen auf, die auch innerhalb des deutschen Naturschutzes intensiv diskutiert wurden. Sowohl die ideologische Basis dieser Dichotomie wie auch deren Wirkung auf die praktische Naturschutzarbeit wurden vielfach kritisch hinterfragt (vgl. Eser 1999, Körner 2003). Reichhoff (2009) führt die geringe Wirksamkeit mancher Instrumente des zeitgenössischen Waldnaturschutzes auf eine „Heile-Welt-Sehnsucht“ in dessen Zielen und der damit verbundenen Orientierung an der Vergangenheit des 19. Jahrhunderts zurück.

Den andauernd hohen Einfluss dieser Dichotomie auf den Diskurs über Natur erklärt Pearce (2016) mit der Logik von Narrativen: „Wir alle mögen einfache Geschichten über den Kampf zwischen Gut und Böse.“ Komplexität wird – auch beim Reden über Natur – auf simple Muster reduziert, in vertrauten Rollen präsentiert und etablierten Bewertungen unterworfen: vermeintlich „jungfräuliche“, „unberührte“, „heimische“ Natur gilt als gut, die „veränderte“, „künstliche“, „fremde“ Natur aber als böse. Letztlich, so resümiert Pearce (2016) sagt die „Dämonisierung (der Fremden) mehr über uns und unsere Angst vor Veränderung aus als über sie“.

Kirchhoff et al. (2012) machen deutlich, dass der Rückbezug zu „Urzuständen“ auch in der Freizeitkultur Relevanz hat. Neben dem Wunsch die physische und die psychische Gesundheit zu fördern, gilt die „Sehnsucht nach Natur“ als wichtigster Grund sich dort aufzuhalten. Maßgeblich dafür sei, „dass Natur in unserer Kultur mit positiven Bedeutungen assoziiert,

ist“ (Kirchhoff et al. 2012). Geprägt seien diese durch „Ideen und Ideale“, die in der Gegenwartsgesellschaft durchaus widersprüchlich sein können, ihre Wirkungsmacht aber vielfach aus der Vergangenheit beziehen. Im Tourismusmarketing kommt einer „inszenierten Authentizität“ (d’Eramo 2018) zentrale Bedeutung zu. Es setzt regelmäßig auf das „Versprechen auf stillgestellte oder zurückgedrehte Zeit“ (Groebner 2018) und fühlt sich nicht an historische Authentizität gebunden. Waldlandschaften werden für Besuchende nicht mit ihrer „Klimaangepasstheit“ oder „Resilienz“ beworben, sondern mit ihrer „Ursprünglichkeit“, den dort zu findenden „Traditionen“ und „Mythen“, oder wegen ihres Charakters als „Naturerbe“ oder „Wildnis“. Kangler (2018) arbeitet am Beispiel der Bewerbung diverser Schutzgebiete heraus, wie von den Verantwortlichen in Prozessschutzgebieten das Versprechen, den Tourismus zu fördern, darüber eingelöst wird, gegenüber Gästen darzustellen, dass es der Natur unter dem gewählten Schutzregime möglich sei, sich zu ihren Ursprüngen bzw. zum „Urwald“ zurück zu entwickeln.

Tatsächlich zeigen viele Landschaften, die heute von eingeführten Baumarten wie der Fichte geprägt sind (oder es waren), dass diese Baumarten inzwischen trotzdem die regionale Identität prägen und touristisch als „regionaltypisch“ vermarktet bzw. von Besuchern und Zugezogenen auch so wahrgenommen werden. Vorhandene Studien belegen diesbezüglich sowohl eine große rezente Vielfalt der waldbezogenen Identitäten oder Einstellungen als auch deren Potenzial für regelmäßige Veränderung (Elands und O’Leary 2002, Hamberger und Bauer 2019).

Dass die Bewertung von Arten mit großer Stabilität und Konstanz entlang der Pole „heimisch = gut“ und „fremd = böse“ verläuft, findet somit auch kulturhistorische, soziologische und kommunikationswissenschaftliche Begründungen. Entsprechende Bewertungen können, aber müssen nicht mit den wichtigen auf evolutionsgeschichtlichen Argumenten

beruhenden Bewertungen der Naturwissenschaft übereinstimmen. Dies gilt es im jeweiligen Einzelfall zu prüfen, damit das vermieden wird, wovor der vor-malige Mitarbeiter des Bundesamtes für Naturschutz Reinhard Piechocki (2015) warnt: nämlich vor „vermeintlich wissenschaftlichen Begründungen“ einer Dichotomie, die „unreflektiert und unterschwellig“ von kulturellen Denkmustern dominiert ist. Bewertungen können kulturellen Mustern oder naturwis-senschaftlichen Ergebnissen folgen, es sollte aber je-weils klar sein, wie jeweils begründet wird.

5. Erwartete Potenziale und Chancen

Ein übergeordnetes Ziel der Klimaanpassung in der Waldbewirtschaftung ist die Entwicklung von resilienten Waldbeständen, die geeignet sind, unter fortschreitendem Klimawandel und intensivierten Störungsregimes die Ökosystemleistungen der Wälder aufrechtzuerhalten. Je nach Ausgangs-situation und Standortbedingungen wurden diese Ziele bisher häufig durch die Nutzung natürlicher Prozesse und gezielter waldbaulicher Maßnahmen verfolgt (Brang et al. 2014). Insbesondere im Fall von großflächigen Schäden wie der Dürre und Borken-käferkalamität 2018-2022 und unzureichender natür-licher Verjüngung mit auch zukünftig standort-gemäßen Baumarten wird verstärkt ein Bedarf für aktive Maßnahmen zur Klimaanpassung formuliert (Jandl et al. 2019, Potterf et al. 2026). Die Motivation für eine unterstützte Migration von Baumarten und Herkünften wird von weitreichenden Erwartungen ge-trieben, die von der Risikominderung über die Er-füllung vielfältiger Ökosystemleistung bis zu Aspekten der Arterhaltung in heutigen Ursprungsländern reichen.

5.1. Erhalt von Wald und Ökosystemleistungen

Eine unterstützte Migration erscheint besonders dort angezeigt, wo bisherige heimische Baumarten lokal bereits starke Vitalitätseinbußen und hohe Mortalitätsraten aufweisen. Mit der Integration von

Alternativbaumarten (seltenen heimischen und gebietsfremden) werden u. a. eine erhöhte Über-lebenswahrscheinlichkeit der Baumarten unter Extrembedingungen sowie eine Reduktion und Streuung der Risiken erwartet.

Allerdings gibt es auch für pessimistische Klima-szenarien in der Literatur derzeit keine Hinweise darauf, dass die Vegetationsform Wald in Deutschland bis Ende des Jahrhunderts großflächig verschwindet. So sind z. B. nach Bonannella et al. (2023) Verände-rungen weg von dem aktuellen Biom temperater Laubwäldern in Deutschland bis zwischen 2061 und 2080 nur in begrenztem Umfang im Süden, im Osten und im äußersten Norden Deutschlands zu erwarten. Die Vegetationsformen, die in diesen Regionen an die Stelle von heutigem Wald treten könnten, sind z. B. mediterrane Eichen- und Buschwälder sowie Waldsteppen (Hinze et al. 2023). Topografie und Störungsregime werden eine entscheidende Rolle bei der Ausdehnung dieser Vegetationsformen spielen. Auch diese Vegetationsformen können mit verändertem Artenspektrum eine sehr hohe Artenvielfalt aufweisen und sie werden vielfältige Ökosystemleistungen bieten (wie z. B. Bodenschutz, Grundwasserneubildung, Erholung etc.).

Abgesehen von den wenigen zu trockenen Standorten am Rand der künftigen Waldverbreitung wird Deutsch-land weiterhin ein von Wald dominiertes Land bleiben. Der Klimawandel wird sich in der Fläche vor allem auf die Baumartenzusammensetzung und die Ökosystemleistungen der Wälder auswirken. Die größten Unterschiede werden sehr wahrscheinlich dort auftreten, wo die Ökosystemleistungen mit der Produktivität der Wälder in engem Zusammenhang stehen (Bereitstellung von Biomasse, Klima-schutzfunktion durch C-Speicherung im Ökosystem oder den dort gewonnenen Produkten, Gesundheits-wirkungen, etc.). In der Tat stehen viele ökologische Funktionen von Wäldern in einem positiven Zusammenhang mit der Produktivität (Baeten et al. 2019). Betrachtet man die Produktivität zukünftiger Waldformationen, so kann diese Änderung im

Vergleich zum Status quo an den betroffenen Standorten gravierend sein. Für die vom Klima begünstigten Flaumeichenbestände werden z. B. nur sehr geringe durchschnittliche jährliche Zuwächse bis zum Jahr 2100 zwischen $2,7 \pm 1,1 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{Jahr}$ simuliert (Carre et al. 2024). Auf den meisten Waldflächen wird es aber zu Verschiebungen der Baumartenzusammensetzung kommen, die mit deutlich geringeren Veränderungen der Produktivität einhergehen. Wie groß die Veränderungen der Waldproduktivität sein werden, ist aber in hohem Maße ungewiss. Die modellierten Wachstumsreaktionen der Wälder in Mitteleuropa und Deutschland sind sehr heterogen und hängen entscheidend von der geografischen Lage, den Baumarten, dem Klimaszenario und den Annahmen zu Störungen und zum CO_2 -Düngungseffekt ab (z. B. Reyer et al. 2014, Sperlich et al. 2020).

Einerseits zeigen Wachstumsanalysen und Szenarioprojektionen mögliche Produktivitätsgewinne durch gebietsfremde Baumarten wie der Douglasie gegenüber heimischen Baumarten (Vitali et al. 2017; Fuchs et al. 2021). Gleichzeitig werden für nord-europäische und Hochlagenstandorte unter moderaten bis hohen Erwärmungsszenarien (+ 2 - 3 °C) ein Produktivitätsanstieg von 10 - 28 % prognostiziert. Andererseits werden trockene Standorte in Tieflagen, insbesondere solche mit Buchen, je nach Klimawandelszenario (und ohne Baumartenwechsel) moderate bis sehr starke Produktivitätsverluste zu erwarten haben (z. B. Albert et al. 2018). Für mitteleuropäische Wälder an Standorten mit mittleren Bedingungen zeigen verschiedene Untersuchungen für alle untersuchten Klimaszenarien zwischen 2035 und 2060 kritische Kippunkte, an denen sich anfängliche Produktivitätsgewinne in Verluste umkehren (z. B. Sperlich et al. 2020, Albert et al. 2018). Diese zeitlichen Muster deuten darauf hin, dass kurzfristige Vorteile durch Erwärmung und längere Vegetationsperioden letztendlich durch Trockenstress und Wasserknappheit umgekehrt werden. Der deutliche, durchschnittliche Rückgang der Produk-

tivität der Wälder in Deutschland um 17 % zwischen 2012 und 2022 ist ein möglicher Vorbote für die zu erwartenden Änderungen (BMLEH 2024b). Zu der Frage, in welchem Umfang die klimawandelbedingten Produktivitätsverluste durch einen Wechsel der Baumpopulationen aufgefangen werden können, gibt es bisher nur wenige Untersuchungen. Die Auswirkungen einer besser angepassten Waldverjüngung auf die Kohlenstoffspeicherfunktion der Ökosysteme untersuchten Chakraborty et al. (2024) für europäische Wälder in einer Potenzialstudie. Sie modellierten, in welchem Umfang die Kohlenstoffspeicherung zunimmt, wenn für die sieben wichtigsten Hauptbaumarten das best-angepasste Saatgut aus europäischen Beständen anstelle des vorhandenen lokalen Saatgutes für die Verjüngung verwendet wird. Für die beiden Klimaszenarien RCP 4.5 und RCP 8.5 könnte sich nach den Modellrechnungen von Chakraborty et al. (2024) bis 2080 die jährliche Kohlenstoffspeicherung bei Verwendung bestangepassten Saatgutes gegenüber dem Referenzszenario mit aktuellen Provenienzen verdoppeln. In einer solchen Potenzialstudie werden aber viele andere Faktoren ausgeblendet, so dass der tatsächliche Effekt einer realistisch umsetzbaren unterstützten Migration deutlich geringer ausfallen dürfte. Die Studie zeigt dennoch auf, welche Bedeutung die unterstützte Migration für die Aufrechterhaltung der Produktivität der Wälder einnehmen könnte (Chakraborty et al. 2024). Die möglichen Potenziale und Auswirkungen einer unterstützten Migration auf das breite Spektrum der Ökosystemleistungen der Wälder wurden bisher nur unzureichend untersucht. Im Folgenden nehmen wir eine Abschätzung dieser möglichen Effekte vor.



Foto 1: Naturverjüngung der Douglasie: Im Wirtschaftswald willkommen, in Schutzgebieten unerwünscht. Für die unterstützte Migration sind Baumarten ideal, deren Verjüngung waldbaulich kontrollierbar oder bei Bedarf entfernbar bleibt. (Foto: J. Bauhus)

5.2. Wirtschaftliche Potenziale und Implikationen

Die Beförderung unterstützter Migration ist aus Sicht der Forstbetriebe und der Holzwirtschaft stark von Annahmen über die zukünftige Waldentwicklung und deren Risiken unter den Bedingungen des Klimawandels motiviert.

Für die Bewertung unterstützter Migration aus Sicht der Forstbetriebe und der Holzwirtschaft in Deutschland ist die Erwartung die Produktivitätsabnahme abzuf puffern (z. B. Chakraborty et al. 2024), von großer Bedeutung. Gleichzeitig bietet die unterstützte Migration die Möglichkeit, die durch den Klimawandel und Einschleppung von Schädlingen und Krankheiten bedingte Reduktion des Baumartenspektrums (Wessely et al. 2024), zu kompensieren. Allerdings wird die Anpassung der Baumartenzusammensetzung Jahrzehnte in Anspruch nehmen bis sich die Effekte auf die Holznutzung auswirken (Schelhaas et al. 2015). Mit unterstützter Migration sind auch Kosten für die Forstbetriebe verbunden, wenn dazu beispielsweise auf kostengünstige Naturverjüngung verzichtet werden muss. Bolte et al. (2021) schätzen die Kosten für den Waldumbau zur Klimaanpassung allein auf den Standorten der Fichte und Buche mit hohem

Schadensrisiko in Deutschland auf 14 bis 43 Mrd. Euro bis zum Jahr 2050. In diesen Schätzungen sind mögliche zusätzliche Kosten für eine unterstützte Migration (z. B. für Saat- oder Pflanzgut) allerdings nicht berücksichtigt.

Ob die unterstützte Migration aus Sicht der Forstbetriebe eine lohnende Investition ist, dürfte daher auch wesentlich davon abhängen, wie die Lastenverteilung an diesen Investitionskosten zwischen Forstbetrieben und Gesellschaft aussehen wird. Im Hinblick auf das gesamte Cluster Forst und Holz ist anzumerken, dass die unterstützte Migration den projizierten Rückgang des Zuwachses und die Veränderung der Baumartenanteile, insbesondere die Abnahme des Nadelholzes, gegenüber dem Status Quo möglicherweise nicht ausgleichen kann und die Holz- und Papierwirtschaft daher auch bei unterstützter Migration mit verringerter Rohstoffverfügbarkeit rechnen muss. Ob die Szenarien abnehmender Nadelholzanteile tatsächlich zwingend sind, hängt auch davon ab ob das erhebliche Potenzial zur Risikominderung durch Einführung maximaler Baumhöhen (Gardiner et al. 2024) und somit reduzierter Produktionszeiten in Zukunft genutzt werden kann.

Unterstützte Migration kann daher den Anpassungsdruck auf die Betriebe der Holz- und Papierwirtschaft lindern, aber nicht grundsätzlich aufheben.

5.3. Holzaufkommen und -verwendung

Nach der Einbringung neuer Baumarten dauert es - je nachdem, ob die Baumarten schnell oder langsam wachsen - rund 20-40 Jahre bis zur ersten Bereitstellung von Industrieholz-Sortimenten aus Durchforstungen und rund 60-100 oder mehr Jahre bis zur Bereitstellung von Stammholz-Sortimenten aus Endnutzungen. In dieser Zeit werden sich Technik, ökonomische Rahmenbedingungen und rechtliche Vorgaben weiterentwickeln, was aktuell nur mit Szenarien abgebildet werden kann.

Die Holzindustrie ist allerdings vorwiegend an kurz- bis mittelfristigen Informationen und Daten zum

Holzaufkommen für die nächsten 20 (-40) Jahre interessiert. Das für die Jahre 2023 bis 2062 vom Thünen-Institut modellierte Rohholzaufkommen-Szenario auf Basis der BWI 2022 (WEHAM 2022 in BMELH 2025) zeigt eine Abnahme des Potenzials für die Holzartengruppen Fichte (einschließlich Tanne, Sitkafichte etc.) und Kiefer (einschließlich Waldkiefer, Schwarzkiefer etc., Europäische Lärche, Japanische Lärche), das die Nutzung nach BWI 2022 deutlich unterschreitet. Dagegen ist eine Zunahme des Potenzials für die Holzartengruppen Buche (einschließlich Spitzahorn, Bergahorn, Esche, Birke, Erle, und sonstige Laubbäume mit hoher und niedriger Lebensdauer) und für Eiche (einschließlich Stieleiche, Traubeneiche, Roteiche) zu sehen, die die Nutzung nach BWI 2022 erheblich übersteigt (BMELH 2025). Sonstige Laubbäume mit niedriger Lebensdauer (z. B. Elsbeere, Pappel, Traubenkirsche) bzw. mit hoher Lebensdauer (z. B. Kastanie, Linde, Robinie) können in diesem Zeitraum aktuell vernachlässigt werden. Das Potenzial der Douglasie nimmt am stärksten zu, allerdings bei einem insgesamt geringen Anteil am Rohholz-Potenzial von 4 %. Auch Tanne (Weißtanne, Küstentanne etc.) spielt aktuell nur eine untergeordnete Rolle (Anteil am Potenzial kleiner 4 %). Aufgrund der fehlenden Berücksichtigung von Störungen müssen diese Szenarien allerdings mit der notwendigen Vorsicht interpretiert werden.

Für die Holzindustrie ist die Gesamtmenge des Holzaufkommens ein entscheidender Aspekt. Industrien mit großen Produktionsanlagen und standardisierten Produkten (z. B. Holz-Bauprodukte, Holzwerkstoffe) benötigen Mindestmengen und Versorgungssicherheit für wirtschaftliche Umstellungsprozesse. Bei „neuen“ Baumarten ist kurz- bis mittelfristig jedoch ein diverses Holzarten-Angebot mit jeweils einem geringen Holzaufkommen zu erwarten. Hier ergibt sich ein Potenzial einerseits für die dezentrale Herstellung von Nischen- und Spezial-Produkten (z. B. im Möbelsektor) und andererseits für innovative Prozesse, die einen Holzarten-Mix verarbeiten können (z. B. in Zu-

kunft im chemischen Sektor/Bioraffinerien). Für jegliche Holzindustrie, die eine große Nachfrage nach qualitätsmäßig standardisierten Holzprodukten erfüllen muss, wird der in Zukunft zunehmende Holzarten-Mix hingegen eine große technische und wirtschaftliche Herausforderung darstellen.

Neben den Holz mengen ist die Qualität des Rundholzes ein wichtiges Kriterium. Jede der potenziell geeigneten Alternativbaumarten hat spezifische Holzeigenschaften und somit spezifische Möglichkeiten der Holzverwendung (z. B. LWF 2019, 2020, FVA 2021). Allerdings stellt sich die Frage, ob z. B. eine eingeführte Holzart, die im Ursprungsland für bestimmte Verwendungen (z. B. im Bauwesen) eingesetzt wird, in Deutschland eine entsprechende Holzqualität erreichen kann, oder ob beispielsweise ein besonderer Holzschutz gegenüber neuen Schädlingen notwendig sein könnte. Zur Etablierung von Märkten ist üblicherweise ein kontinuierliches und substanzielles Holzaufkommen nötig. Dies hängt auch von der gewünschten Holzverwendung ab. Für den Einsatz im Bauwesen beispielsweise müssen die Hölzer hinsichtlich Ästigkeit, Rohdichten, dynamischem Elastizitätsmodul untersucht werden, ob sie den Sortiernormen entsprechen, und ob diese Normen überhaupt geeignet sind oder die Sortierregeln angepasst werden müssen. Für den Einsatz in Bioraffinerien ist die Zusammensetzung der Holzkomponenten Cellulose, Hemicellulosen, Lignin und Inhaltsstoffen wichtig, welche Aufschlussverfahren möglich sind und welche Ausbeuten erzielt werden können, die je nach Holzart und Standort sehr variabel sein können. Hierzu liegen bisher kaum Ergebnisse vor. Detailliertere holzkundliche und materialwissenschaftliche Untersuchungen sind für neu eingeführte Baumarten deshalb notwendig (FVA 2021).



Foto 2: Eingeführte Baumarten wie z. B. die Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) liefern wertvolles Holz und erweitern die Produktpalette (Foto: J. Bauhus).

5.4. Soziale und kulturelle Potenziale

Einige Ökosystemleistungen von Wäldern sind an ein bestimmtes Bestandesalter, eine bestimmte Waldentwicklungsphase mit einem mehr oder weniger geschlossenen Kronendach gebunden. Waldpolitische Handlungsfelder wie Luftreinhaltung, Lärmschutz, Wasserrückhalt, Erholung oder die gesundheitliche Wirkung des Waldbesuches sind neben einer gewissen Infrastruktur intuitiv betrachtet auf das Vorhandensein von Bäumen einer gewissen Höhe, Mischung und Struktur angewiesen. Besucher profitieren beispielsweise erst dann von einem waldtypischen Innenklima, sauberer Luft oder treffen auf Baumindividuen, die den ästhetischen Erwartungen genügen, wenn Wälder entsprechende Charakteristika aufweisen und in Anbetracht einer geringen Baum mortalität ein sicherer Aufenthalt überhaupt möglich ist (Berr und Jenal 2022, Nowak et al. 2008, Steinparzer et al. 2022). Insofern unterstützte Migration zu resilienteren Wäldern führt, leistet sie folgerichtig auch einen wichtigen Beitrag, um entsprechende Eigentümerzielsetzungen, wie sie gerade in kommunalen Forstbetrieben relevant sind, und gesellschaftliche Ziele zu unterstützen.

Vergleichende Studien machen deutlich, dass die von Fachleuten geübte Fokussierung auf Arten und deren Herkunft in der Laienperspektive ohnehin von nachgelagerter Bedeutung ist (Schraml und Volz 2009).

Relevanz für das ästhetische Empfinden entfalten Kategorien wie „Nadelbaum“ oder „Laubbaum“, Kronenausformung, Höhe oder Überschirmungsgrad (Gerstenberg und Hofmann 2016). Als bedeutsam für gesundheitliche Effekte gelten der Geruch bzw. flüchtige organische Verbindungen, Luftfeuchtigkeit, Strahlungsregime, Geräusche, Lichteffekte und Farben (Li 2018, Sakamoto 2019). Daher kommt potenziell in Gesundheitswäldern oder für einschlägige Gesundheitspraktiken wie dem sogenannten „Waldbaden/Shinrin Yoku“ eingeführten Baumarten ggf. sogar eine besondere Bedeutung zu, wenn sie bisweilen mit herausragender Duftnote oder besonderer Farbenpracht aufwarten.

6. Risiken bei der unterstützten Migration von Arten und Herkünften

Mit der Einführung neuer Baumarten und Herkünfte sind eine Reihe von Risiken verbunden. Diese umfassen zunächst das direkte Risiko der Etablierung, da es zum einen an Wissen für eine risikoarme Etablierung in einer neuen Umweltsituation mangeln kann oder zum anderen die klimatischen Bedingungen noch nicht zuträglich für die alternativen Baumarten und Herkünfte sind. Neben diesem Etablierungsrisiko bestehen aber auch Risiken auf der Ökosystemebene, z. B. durch die Einschleppung von Krankheiten und Schädlingen mit dem Vermehrungsgut oder durch andere Veränderungen im Ökosystem (Invasivität, Veränderung von Stoffkreisläufen etc.).

Der Import von Vermehrungsgut stellt ein erhebliches phytosanitäres Risiko für Europa dar (Cleary et al. 2019). In einer Studie von importiertem Saatgut von Gymnospermen und Angiospermen fanden sich in etwa 30 % der Saatgutpartien Insektenlarven (Franić et al. 2019). Zudem waren in allen untersuchten Saatgutpartien Pilze vorhanden, von denen 30 - 50 % der Pilzsequenzen potenzielle Krankheitserreger darstellen. Mittlerweile haben sich mindestens 47 exotische *Phytophthora*-Arten, typischen Erregern von Wurzelfäulen und Rindennekrosen, in europäischen

Baumschulen und Anpflanzungen fest etabliert (Jung et al. 2016). Die derzeitigen Rechtsrahmen legen den Schwerpunkt eher auf den Handel als auf die Biosicherheit. Dadurch existieren Lücken, die das Eindringen sowohl bekannter als auch bisher nicht dokumentierter Krankheitserreger ermöglichen (Kehr et al. 2004). Aus diesem Grund wird in der neuen EU-Verordnung zur Produktion und Vermarktung von Forstvermehrungsgut, die noch nicht in Kraft getreten ist, die Biosicherheit stärker berücksichtigt als in der derzeit gültigen Richtlinie.

6.1. Risiken des Etablierungserfolges und der zukünftigen Anpassungsfähigkeit

Bei der unterstützten Migration von neuen Arten/Herkünften besteht das grundsätzliche Risiko, dass die Etablierung kurz- oder langfristig scheitert, und die Erwartungen nicht erfüllt werden, z. B. weil sie für die jeweiligen abiotischen Standortverhältnisse (z. B. (Spät-)Frost, Nährstoffansprüche) ungeeignet sind und/oder sich als unzureichend resistent gegenüber vorhandenen Schädlingen und Krankheiten erweisen.

Die ersten wissenschaftlichen Versuchsanbauten mit forstwirtschaftlicher Zielstellung gehen auf das Wirken Bernhard Danckelmanns und Adam Schwappachs Ende des 19. Jahrhunderts in Preußen zurück (Danckelmann 1884; Schwappach 1891, 1901, 1911). Hier wurden 32 nicht-heimische Baumarten (20 Nadelbaumarten, 12 Laubbaumarten) hinsichtlich ihrer Anbaueignung und -würdigkeit auf mehr als 100 Versuchsflächen (insgesamt 458 ha) in ganz Preußen getestet, die teilweise heute noch bestehen und wissenschaftlich weiterhin untersucht werden (Lockow 2002). Allerdings erwiesen sich vergleichsweise wenige Baumarten als tatsächlich anbaueeignet (Douglasie, Roteiche, Robinie, Küstentanne, Riesenlebensbaum). Die Ursachen für die hohen Ausfallraten der meisten anderen Baumarten sind vielfältig (falsche Provenienz, geringe Frosttoleranz, hoher Nährstoff- und Wasserbedarf, Krankheiten etc.). Ebenso hoch ist die Vielzahl der Einflussfaktoren, die

die Leistungs- und Überlebensfähigkeit von Arten und Herkünften bestimmen. Langzeitversuche zeigen auch, dass sich Fehlanpassungen erst zu einem späteren Zeitpunkt oder unter bestimmten unerwarteten Bedingungen offenbaren.

Ob die künftige Anpassungsfähigkeit eingeführter Baumarten im Klimawandel höher ist als diejenige der heimischen Baumarten ist naturgemäß unsicher. Bei keiner Baumart sind die Toleranzen gegenüber abiotischen oder biotischen Stressfaktoren unbegrenzt. Untersuchungen zur Hitzetoleranz von Roteiche und Douglasie (Hauck et al. 2025) oder der Dürretoleranz der Douglasie (Leuschner und Meinzer 2024) schränken die bisherige positive Bewertung dieser Baumarten im Klimawandel ein (Leuschner 2024, Cavelier 2025). Schlussfolgerungen aus der Vergangenheit auf die zukünftige Anpassungsfähigkeit sind schon aufgrund der großen Variabilität der Klimawandelszenarien unsicher. Zudem sollte die Abwägung von Vor- und Nachteilen der aktiven Klimawandelanpassung durch eingeführte Baumarten aus einer langfristigen zeitlichen Perspektive erfolgen (Hauck 2023). Die Anerkennung der Unsicherheit spricht für eine eher behutsame aktive Anpassung unter Maßgabe des „no regret-Prinzips“, darf aber nicht bedeuten, dass wichtige Transformationspfade zu spät besprochen werden (Bauhus 2022).

6.2. Naturschutzfachliche Risiken

Neben dem phytosanitären Risiko durch eingebrachtes Vermehrungsgut (Insekten, Pilze, etc.) geht mit der Einführung und aktiven Vergrößerung des Areals gebietsfremder Baumarten das Risiko ihrer Invasivität, d. h. der Gefährdung der vorhandenen Biodiversität (s. Begriffe und Definitionen), einher. Der Begriff der Invasivität impliziert eine vorrangige Schutzverantwortung für die naturraumtypische biologische Vielfalt, eine normative Setzung, die im Rahmen eines nachhaltigen Landmanagements schlüssig begründet werden kann (Lindenmayer & Hunter 2010, Meyer et al. 2016).

Global betrachtet stellen gebietsfremde Arten eine der wichtigsten Gefährdungsfaktoren für die naturraumtypische Biodiversität dar (IPBES 2023). Die Gruppe der Bäume und Sträucher beherbergt weltweit viele invasive Arten (van Wilgen & Richardson 2014) mit steigender Relevanz (Richardson & Rejmanek 2011). Auch für Deutschland wird die Einbringung von gebietsfremden Baumarten als ein wichtiger Gefährdungsfaktor für heimische Arten (Günther et al. 2005) und Biotope angesehen (Heinze et al. 2019). Allerdings ist die Abschätzung des Gefährdungspotenzials für die Biodiversität und die assoziierten Ökosystemleistungen komplex und mit großen Unsicherheiten verbunden (Heger 2016). Die Dynamik eingeführter Arten kann sich mit der Zeit verändern, sodass eine Abschätzung von Langfristeffekten sehr unsicher ist und auch nur selten untersucht wurde (Strayer et al. 2006). Negative Auswirkungen können oftmals erst mit einer erheblichen Verzögerung von Jahrzehnten beobachtet werden, da erst dann der Etablierungs- und Ausbreitungserfolg und deren Konsequenzen ersichtlich werden (Kowarik 2010).

Für die wichtigsten in Deutschland eingeführten gebietsfremden Baumarten liegen zahlreiche Untersuchungen zu ihren Auswirkungen auf die Artenvielfalt vor. Diese sind zwar angesichts der Komplexität der ökologischen Zusammenhänge zwangsläufig lückenhaft (Hauck 2023, Dimitrova et al. 2022, Wohlgemuth et al. 2022, Gossner 2016, Meyer 2011) geben jedoch ein insgesamt konsistentes Bild der Auswirkungen auf die Artenvielfalt und Funktionalität von Waldökosystemen, das auch mit globalen Einschätzungen übereinstimmt (Tallamy et al. 2020, Brockerhoff et al. 2008, Liu & Stiling 2006). Demnach ist die Vielfalt, insbesondere von stärker spezialisierten und naturraumtypischen Arten, in Beständen aus gebietsfremden Baumarten überwiegend geringer als in Waldbeständen aus einheimischen Baumarten (Schuldt et al. 2022). Dennoch beherbergen auch Bestände gebietsfremder Baumarten eine große Zahl einheimischer Arten (Brockerhoff et al. 2008), sodass

oftmals keine rein quantitative Abnahme der Artenvielfalt festgestellt werden kann (z. B. Glatthorn et al. 2023). Auch eine allgemeine Einschränkung der Ökosystemfunktionalität im Hinblick auf den Energie- und Stoffkreislauf konnte bisher nicht nachgewiesen werden. Andernfalls wäre der in der Vergangenheit hohe Biomassezuwachs der in Deutschland eingeführten Baumarten Douglasie und Roteiche auch nicht zu erklären. Ein Grund hierfür könnte wiederum die geringere Beeinträchtigung durch Herbivore (Gossner 2016, Liu & Stiling 2006) und Pathogene sein. Hier wird deutlich, dass Eigenschaften, wie hoher Zuwachs oder erfolgreiche Reproduktion und Ausbreitung, die aus forstwirtschaftlicher Sicht positiv bewertet werden, aus naturschutzfachlicher Sicht kritisch erscheinen, da sie mit einem erhöhten Invasivitätsrisiko einhergehen.

Für die Beurteilung der naturschutzfachlichen Risiken gebietsfremder Baumarten sind nicht in erster Linie die quantitative Artenvielfalt und die Ökosystemfunktionalität relevant, sondern die Auswirkungen auf die einheimischen Lebensgemeinschaften und damit eine qualitative Perspektive (Blackburn et al. 2014). Die vorliegenden Untersuchungen haben überwiegend gezeigt, dass die Einbringung gebietsfremder Baumarten deutliche Veränderungen in der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften hervorruft (Wildermuth et al. 2024, Schuldt et al. 2022, Krieger et al. 2021, Gossner 2004, 2016). Gemessen an den Mischungsanteilen scheinen diese Veränderungen zudem überproportional stark zu sein (Leidinger et al. 2021, Ammer und Utschick 2004). Die Auswirkungen von gebietsfremden Baumarten auf die Lebensgemeinschaften sinken allerdings mit der phylogenetischen Nähe zur einheimischen Baumflora sowie der Größe der Anbaufläche und der Dauer der Einführung (Branco et al. 2015, Roques et al. 2006). Für die Beimischung von Douglasie in Buchenbeständen konstatieren Bärmann et al. (2023), dass erhebliche Veränderungen der Bodenvegetation in Form eines Anstiegs generalistischer und stickstoff-

liebender Pflanzenarten auf Kosten verschiedener Waldspezialisten ab Anteilen von 40 % eintreten. Wildermuth et al. (2024) gehen davon aus, dass bis zu einem Anteil der Douglasie in Buchenbeständen von 30 % keine negativen Effekte auf die Lebensgemeinschaft der Käfer eintreten. Allerdings sind die Auswirkungen der Einführung gebietsfremder Baumarten zu komplex (Gossner 2016) und zu sehr von der Größe der Anbaufläche und der Dauer der Etablierung abhängig (Branco et al. 2015), um allgemeingültige Schwellenwerte für ihren Mischungsanteil in Beständen und Landschaften ableiten zu können, unterhalb derer keine negativen Auswirkungen auf die Überlebenswahrscheinlichkeit der Populationen einheimischer Arten eintreten. Aufgrund der Bedeutung der Koevolution für die Ausbildung von Lebensgemeinschaften (Wildermuth et al. 2024, Branco et al. 2015) ist zu erwarten, dass phylogenetisch weiter entfernte Baumarten aus anderen Kontinenten deutlich stärkere Veränderungen hervorrufen, als Baumarten aus benachbarten Regionen (vgl. Roques et al. 2006).



Foto 3: Die Orientbuche bietet aufgrund ihrer nahen Verwandtschaft zur Rotbuche ein hohes Habitatpotenzial für heimische Insekten und Pilze. Allerdings ist sie dadurch auch anfälliger für deren spezifische Schädlinge und Krankheiten (Foto: J. Bauhus).

6.3. Gesundheitsrisiken

Eingeführte Baumarten können potenziell auf unterschiedliche Weise die Risiken für die menschliche Gesundheit erhöhen. Dies kann geschehen über Arten, die a) Krankheiten oder Infektionen verursachen, b) Menschen Verletzungen, Allergenen oder Toxinen aussetzen, c) Übertragung von Krankheiten begünstigen und d) Auswirkungen auf die Lebensgrundlagen haben (Mazza et al. 2014). Im Zusammenhang mit eingeführten Baumarten werden Veränderungen bei der Pollenbelastung für Allergiker (D'Amato et al. 2016, Nowak und Ogren 2021) am häufigsten diskutiert. Besonders der Götterbaum (*Ailanthus altissima*) und die Ahornblättrige Platane (*Platanus acerifolia*) stehen aufgrund ihrer weiten Verbreitung im Fokus medizinischer Untersuchungen (Ballero et al. 2003, Bergmann et al. 2020, Vrinceanu et al. 2021). Für die Ahornblättrige Platane (*Platanus acerifolia*) sind respiratorische Allergien wie allergische Rhinitis und Asthma insbesondere im urbanen Raum gut dokumentiert. Epidemiologische Studien zeigen bei der Platane erhebliche Sensibilisierungsraten, die in verschiedenen europäischen Bevölkerungen zwischen 11 - 38 % liegen. Für andere eingeführte Baumarten liegen bisher keine Forschungsergebnisse aus der *Public-Health*-Perspektive für Mitteleuropa vor. Inwieweit sich die Waldstruktur im gesundheitlichen Nutzen bestimmter Wälder niederschlägt, ist wissenschaftlich bislang schlecht belegt. Vorhandene Studien liefern heterogene Ergebnisse bzw. zeigen widersprüchliche Wirkungspfade auf (Karjalainen 2010, Hough 2014, Gillerot et al. 2025). Die Baumartenvielfalt gilt vielen Autoren als ein Faktor, der sich beim Waldbesuch grundsätzlich positiv auf die physische und mentale Gesundheit auswirkt (Rozario et al. 2024, Gillerot et al. 2025). Dass hierfür die Kategorien „heimisch“ oder „fremd“ relevant seien, ist dahingegen nicht belegt. Im Gegenteil erfreuen sich die vielfach von eingeführten Baumarten dominierten Parks oder urbane Wälder mit großen Mischungsanteilen von eingeführten Baumarten

besonderer Beliebtheit, so etwa der Freiburger Stadtwald mit seinen hohen Douglasienanteilen (Buckwitz et al. 2025). Insgesamt ist die Evidenz für Auswirkungen nicht-heimischer Baumarten auf die menschliche Gesundheit gering, da die bisherige Forschung stark auf wenige Arten ausgerichtet war und nur wenige Informationen über die Schwere der Auswirkungen oder zeitliche Trends vorliegen (Schindler et al. 2015).

6.4. Standortkundliche Risiken

Die Abschätzung der standortkundlichen Risiken stellt im Falle der unterstützten Migration eine besondere Herausforderung dar, denn Standorteigenschaften sind für die Baumartenwahl ein entscheidendes Kriterium. Die aktuellen Eigenschaften der jeweiligen Standorte werden sich aber sowohl durch den Einfluss der neuen Baumarten, als auch unter dem Einfluss eines sich ändernden Klimas verändern, so dass zukünftig sogar die Standortkompatibilität in Frage gestellt werden könnte.

Über den Einfluss auf Bodenlebewesen oder die Bodenvegetation hinaus, beeinflusst die Baumartenzusammensetzung auch abiotische Standorteigenschaften, wie das Mikroklima (Richter et al. 2022), oder chemische und physikalische Eigenschaften der Böden. Diese Einflussnahme wird unter dem Begriff der Standortpfleglichkeit der Baumarten zusammengefasst. Sie stellt grundsätzlich ein wichtiges Entscheidungskriterium für die Baumartenwahl dar (Aldinger und Michiels 1997). Entscheidend für den Einfluss der Bäume auf das Mikroklima am Standort sind Eigenschaften wie die Kronendichte bzw. deren Saisonalität. So weisen Koniferen häufig höhere Interzeptionsverluste des Niederschlagswassers auf als Laubbäume (Barbier et al. 2009). Neuere Untersuchungen betonen, dass der Einfluss der Wälder auf das Mikroklima vom (Groß)Klima des Standortes abhängt (de Frenne et al. 2019). Diese Abhängigkeit schränkt die Übertragbarkeit von Ergebnissen aus dem Herkunftsgebiet von Baumarten

für das Zielgebiet ein.

Auch die Veränderung von Bodeneigenschaften muss grundsätzlich für alle nicht standortheimischen Pflanzen berücksichtigt werden. Dabei kann es zu positiver oder negativer Beeinflussung von Bodeneigenschaften kommen. Besonders groß sind Unsicherheiten auch hier für nicht einheimische Baumarten, da sie bislang kaum untersucht wurden. Der Grund dafür ist, dass Ausmaß und Richtung der Veränderung von Bodeneigenschaften durch Baumarten vom Zusammenspiel verschiedener initialer Standortfaktoren abhängen. Die Ursachen dieser Kontextabhängigkeit zu identifizieren, ist Gegenstand andauernder Forschung zu diesem Thema. Derzeit bestehen noch offene Fragen hinsichtlich einer genaueren Vorhersage über den Einfluss von Baumarten aus anderen Regionen für den Standort, an dem die Baumart eingebracht wird. Jedoch lassen sich aus der Literatur bestimmte grundlegende Zusammenhänge ableiten: Lichtbaumarten mit hohem Nährstoffbedarf sollten demnach eher zur Verbesserung der Nährstoffverfügbarkeit in Böden beitragen, da sie oft spezielle Mechanismen zu Mobilisierung von Nährstoffen aus der organischen Substanz oder den Bodenmineralen besitzen (Phillips et al. 2013). Die Streu, die diese Baumarten liefern, weist einen höheren Nährstoffgehalt auf und kann dadurch auch zur Erhöhung der biologischen Bodenaktivität beitragen. Trockenstresstolerante Koniferen, wie z. B. viele Kiefernarten, hingegen sind charakterisiert durch schwer zersetzbare und nährstoffarme Nadelstreu. Durch die ungünstigen Eigenschaften dieser Streu kann die mikrobielle Aktivität herabgesetzt und die Nährstoffmobilisierung verlangsamt werden (Augusto et al. 2015). Durch die für diese Baumartengruppen beschriebenen Unterschiede in der bodenbiologischen Aktivität, kann es zur Stabilisierung von organischer Substanz oder aber zu verstärkten Humusverlusten kommen. Auch diesbezüglich liegt aber erst wenig quantitatives Wissen zum baumartenspezifischen Einfluss in verändertem standörtlichem

Kontext vor und selbst Ergebnisse zum Einfluss von Koniferen im Vergleich zu Laubbäumen sind oft widersprüchlich (Mayer et al. 2020). Bei der Entscheidung über die Einbringung nicht standortheimischer Baumarten sollte vorhandenes Wissen genutzt werden, um gezielt die Anpassung der Baumartenzusammensetzung mit dem Erhalt oder der Verbesserung von Standorteigenschaften zu verknüpfen. Um Risiken zu minimieren, sollte auf besonders sensiblen Standorten der Mischungsanteil von Baumarten mit unsicherem Einfluss auf die Standorteigenschaften klein gehalten werden.



Foto 4: Wiederbewaldung eines trocken-warmen Extremstandorts mit der Zerreiche (Quercus cerris) in der Schwetzingener Hardt, Oberrheintal. Direkt neben dem gepflanzten Sämling, und deutlich größer, wächst eine Staude der stark invasiven Kermesbeere (Phytolacca americana). Das Bild verdeutlicht: Invasive Pflanzen lassen sich langfristig nur durch vitale, geschlossene Wälder kontrollieren. Dazu können auch eingeführte Baumarten beitragen, wenn die standortsheimischen Arten unter den vorherrschenden Klimabedingungen nicht mehr vital sind (Foto: J. Bauhus).

6.5. Risikobewertung

Die aufgeführten Chancen und Risiken der unterstützten Migration machen eine Abwägung gegenüber anderen Risiken des globalen Wandels notwendig. Da Risiken generell als „*nicht direkt kontrollierbare Ereignisse*“ definiert werden, welche das Management eines Systems auf mehr oder weniger vorhersagbare Weise beeinflussen (Schierenbeck & Lister 2002) bedarf es eines Risikovergleichs. Mathematisch kann die Höhe des Risikos als Funktion der Eintrittswahrscheinlichkeit und des Ausmaßes eines unerwünschten Ereignisses beschrieben werden. Je größer das Wirkungsausmaß und je höher die Eintrittswahrscheinlichkeit ist, desto bedeutsamer ist das resultierende Risiko. Risiken können im Sinne eines zielorientierten Systemmanagements positiv oder negativ gegenüber einem betrachteten Schutzgut wirken, wobei die entsprechende Wertung immer subjektiv aus einer bestimmten Perspektive erfolgt. Allerdings fehlen für eine belastbare Bewertung häufig realistische Eintrittswahrscheinlichkeiten.

Zwar kann die Risikoabwägung gegenüber einem bestimmten Schutzgut nur grob erfolgen, da sowohl die Vor- als auch die Nachteile der unterstützten Migration in der Zukunft liegen. Dennoch sollte eine Bewertung nicht pauschal erfolgen (z. B. grundsätzliche Anbauverbote), sondern sich auf eine konkrete Baumart/Herkunft und den konkreten Zielstandort beziehen. Bereits im Jahre 1999 veröffentlichte der Wissenschaftliche Beirat der Bundesregierung zu Globalen Umweltveränderungen (WBGU) sein Jahresgutachten über Strategien zur Bewältigung globaler Umweltrisiken. Darin wird das Konzept einer integrierten Risikoanalyse und der Abwägung von Risiken z. B. nach Risikotypen ausführlich beschrieben. Der WBGU ordnet unterschiedliche Umweltrisiken sowohl einem erwarteten Schadensausmaß als auch einer Eintrittswahrscheinlichkeit unter Einbeziehung der jeweiligen Varianzen in einer normierten Werteskala zwischen 0

und 1 zu. Nach der multiplikativen Verknüpfung von Schadensausmaß (A) und Eintrittswahrscheinlichkeit (W) lässt sich das jeweilige Risiko in drei Bereiche (Normbereich: $A \times W < 0,1$; Grenzbereich: $A \times W = 0,1$ bis $<0,3$; Hochrisikobereich: $A \times W > 0,3$) unterteilen.

Die Risiken der unterstützten Migrationen sollten immer innerhalb des Normbereichs liegen. Dies kann z. B. erreicht werden, wenn (1) das potenzielle Schadensausmaß begrenzt wird, indem Baumarten bekannter Herkünfte kleinflächig gemischt oder gegebenenfalls konzentriert in begrenzten Landschaftsausschnitten und zunächst nur außerhalb von geschützten Waldgebieten eingebracht werden, und wenn (2) die Eintrittswahrscheinlichkeit im Vorfeld minimiert wird, da die Ausbreitungsbiologie und das Schaderregerspektrum der gewünschten wenigen Baumarten gut bekannt sein sollte (s. Handlungsempfehlungen, Kap. 9).

Zwischen Forstwirtschaft und Naturschutz besteht häufig ein Dissens in der Bewertung der Invasivität wichtiger gebietsfremder Baumarten, wie Douglasie, Roteiche oder Schwarzkiefer (vgl. Nehring & Rabitsch (Hrsg.) 2025, Vor et al. 2015, Lieven et al. 2025), der zum einen auf unterschiedliche Bewertungskriterien für Invasivität und zum anderen auf die unterschiedliche Einschätzung von Teilkriterien zurückgeht. Die Reduktion von Risiken, die mit der Invasivität eingeführter, nicht-heimischer Baumarten verbunden sind, setzt belastbare Methoden der Risikoanalyse voraus, die auch gleichzeitig ein Frühwarnsystem umfassen. Das Ziel solcher Analysen ist, potenziell problematische Arten in einem sehr frühen Stadium ihrer Ausbreitung zu kontrollieren oder ihren Anbau zu verhindern bevor teure und / oder wenig effektive Bekämpfungsmaßnahmen notwendig sind (Bindewald 2021). Die in Europa verwendeten Verfahren zur Risikoanalyse unterscheiden sich erheblich hinsichtlich ihrer Komplexität, der zugrundeliegenden Kriterien und ihrer Gewichtung, sowie der berücksichtigten Daten. So stellen Bindewald et al. (2020) erhebliche Unterschiede

zwischen den Bewertungsmethoden für die Invasivität gebietsfremder Baumarten in Deutschland und europäischen Nachbarländern fest, sodass sich selbst unter vergleichbaren Bedingungen sehr unterschiedliche Resultate ergeben. Eine Differenzierung nach Standorten und Ökosystemen, die Bewertung der Kontrollierbarkeit der gebietsfremden Arten durch Managementmaßnahmen (vgl. Vor et al. 2015) sowie der Reversibilität der hervorgerufenen Veränderungen sind wichtige Kriterien, die in einigen Bewertungsmethoden nicht hinreichend berücksichtigt werden (Bindewald et al. 2021). Zudem sollte die Unsicherheit der Faktenlage eingeschätzt (Probert et al. 2020) und Invasivität nicht als binäre Kategorie behandelt, sondern in unterschiedlichen Graden abgestuft werden (Lemoine & Svenning 2022). Aufgrund einer häufig unzureichenden Datengrundlage wird in vielen Risikoanalyseprotokollen das sogenannte "Vorsorgeprinzip" angewendet, dass die schlimmsten zu erwartenden negativen Auswirkungen berücksichtigt. Um Transparenz zu wahren, sollten Risiken und Potenziale nicht in einem Kriterium gemeinsam bewertet werden.

Um die Probleme der Risikobewertung zu reduzieren, schlagen Bindewald et al. (2021) einen neuen methodischen Rahmen vor, der sowohl die Minderung der mit eingeführten Baumarten verbundenen Risiken als auch die Nutzung ihrer Ökosystemleistungen erleichtert. Dieser Rahmen basiert auf einer nach Standorten stratifizierten Bewertung der von eingeführten Baumarten ausgehenden Risiken, und berücksichtigt die Wirksamkeit der verfügbaren Managementstrategien zur Kontrolle negativer Auswirkungen. Auch die international anerkannte „Environmental Impact Classification for Alien Taxa“ (EICAT, Blackburn et al. 2014, De Solan et al. 2026) erlaubt für einzelne Ökosysteme eine differenzierte Invasivitätsbewertung (Branquart et al. 2016), die zu einer gesamthaften Abwägung von Potenzialen und Risiken gebietsfremder Baumarten überleiten kann (De Solan et al. 2026, Bindewald et al.

2021, Dickie et al. 2014). Diese Ansätze sind sowohl für bereits vorkommende nicht-heimische Baumarten als auch für solche geeignet, die möglicherweise in Zukunft eingeführt werden. Durch die Weiterentwicklung der Bewertungssysteme können nicht nur Risiken der Invasivität nicht-heimischer Baumarten reduziert werden, sie sollten auch eine bessere Kommunikation und Diskussion der Chancen und Potenziale sowie der Evidenzbasis der notwendigen Entscheidungen ermöglichen.

Selbst wenn Auffassungsunterschiede in der Invasivitätsbewertung zwischen verschiedenen Interessengruppen bestehen bleiben, können trotzdem Schnittmengen für den konkreten Umgang mit den gebietsfremden Baumarten erfolgreich ausgelotet werden. So haben sich der Deutsche Verband der Forstlichen Forschungsanstalten und das Bundesamt für Naturschutz im Jahr 2015 auf Empfehlungen zum Umgang mit der bedeutendsten eingeführten Baumart, der Douglasie, geeinigt (Ammer et al. 2016). Dieser Prozess erscheint beispielhaft dafür, wie trotz unterschiedlicher Sichtweisen konkrete Leitlinien für das Management einer gebietsfremden Baumart abgeleitet werden können.

7. Bewertung von Alternativbaumarten und Herkünften

7.1. Wege zur Bewertung

Die vorangestellten Chancen und Risiken unterstützter Migrationen bedürfen einer Bewertung bezüglich der einzuführenden Arten und Herkünfte. Ob Alternativbaumarten für die unterstützte Migration empfohlen werden können, hängt zum einen von ihrer aktuellen Einschätzung hinsichtlich der künftigen regionalen und funktionalen Verwendung ab. Zum anderen bedarf es eines Referenzsystems gegen das die einzuführenden Arten und Herkünfte bewertet werden, da es absolute Kriterien nicht gibt. In den letzten Jahren wurden hierzu mehrere umfassende Übersichtsarbeiten mit deutschem (BLAG Forstgenressourcen und Forstsaatgutrecht) und regionalem Bezug (z. B. Baden-Württemberg, Bayern, Brandenburg) vorgelegt.

Für die forstliche Verwendung wurde dabei ein besonderes Augenmerk auf die physiologische Amplitude (vorzugsweise auch die genetische Reaktionsnorm) der Arten gelegt (s.o.). Das heißt, geeignete Baumarten sollten eine höhere Stresstoleranz gegenüber Hitze und Trockenheit aufweisen als die aktuellen heimischen Wirtschaftsbaumarten, bei vergleichbarer Toleranz gegenüber (Spät-)Frost und dem aktuellen heimischen biotischen Schaderregerspektrum. Die alternative Verwendung soll sich auf Standorte resp. Risikogebiete beschränken, wo die Anbaueignung, Leistungsfähigkeit und Überlebensfähigkeit des aktuellen Baumartenspektrums nicht mehr gegeben ist bzw. sein wird (Konzept Alternativbaumarten Brandenburg, 2021).

Die Bund-Länder-Arbeitsgruppe „Forstliche Genressourcen und Forstsaatgutrecht“ hat als Ergebnis der Arbeitsaufträge der Forstchefkonferenz vom August 2019 („Identifikation zukunftsfähiger Baumarten: Initiative zur länderübergreifenden Abstimmung von Vergleichsanbauten im Klimawandel“) und der Waldbaureferenten (15.10.19) ein Konzept zur Bewertung

von Alternativbaumarten entwickelt. Auf Grundlage eines Kriterienkataloges wurden 101 Gehölzarten hinsichtlich ihrer Zukunftsfähigkeit unter den Bedingungen des Klimawandels eingeschätzt. Von den bewerteten Baumarten sind 37 in Deutschland heimisch, 25 europaheimisch und weitere 39 außereuropäisch.

Auf dieser Grundlage wurde ein Ranking aller Baumarten mit Hilfe der vorliegenden Veröffentlichungen vorgenommen (Liesebach et al. 2023). Dabei wurden 183 Literaturquellen, einschließlich „grauer Literatur“, das Erfahrungswissen der Arbeitsgruppe und Kenntnisse aus anderen Verwendungsgruppen (z. B. Gartenbau, Arboreten, Parks) herangezogen.

Der Kriterienkatalog untergliedert sich in vier Bewertungsschwerpunkte:

1. Ökophysiologische Amplitude (abiotisch: Trockenheit, Hitze, Frost; biotisch: Verbreitung, Ökologie, Standortbindung)
2. Wuchsleistung
3. Risiken (biotisch, Invasivität)
4. Saatgutverfügbarkeit (einschließlich gesetzlicher Grundlagen zur Herkunftssicherheit)

Hinsichtlich der natürlichen Hauptverbreitungsareale wurden drei Gruppen unterschieden:

5. Seltene bzw. eher ungewöhnliche heimische Baumarten mit derzeit geringer Bedeutung
6. Europa-heimische Baumarten angrenzender Gebiete
7. Außereuropäische Baumarten

Hinsichtlich künftiger potenzieller Einsatzziele wurde unterschieden zwischen:

8. Ersatzbaumarten (beim vollständigen Ausfall der aktuellen Hauptbaumart)
9. Ergänzungsbaumarten (zur waldbaulichen Anreicherung des Artenspektrums (unter 30 % Ziel-Flächenanteil)
10. Vorwaldbaumarten (insbesondere auf Kalamitätsflächen)
11. Risikobaumarten (Baumarten, die durch unterschiedliche Ursachen gefährdet und

wahrscheinlich zumindest teilweise zu ersetzen sind).

In kombinierten Herkunfts- und Anbauversuchen muss sich eine einzuführende Baumart mit einer heimischen „Referenzbaumart“ messen, d. h. die „Testbaumart“ muss hinsichtlich der zu bewertenden Indikatoren die jeweilige heimische „Risikobaumart“ (=Referenzbaumart) übertreffen.

Hinsichtlich des vorliegenden Wissensstandes wurde unterschieden zwischen:

12. Eingeführte und heimische Baumarten, über die umfassende Kenntnisse zu den genannten Kriterien bestehen; mit dem Potenzial, andere Baumarten zumindest teilweise zu ersetzen.
13. Eingeführte und heimische Baumarten, über die nur unzureichende Kenntnisse zu den genannten Kriterien vorliegen; mit dem Potenzial, andere Baumarten zumindest teilweise zu ersetzen oder zu ergänzen.

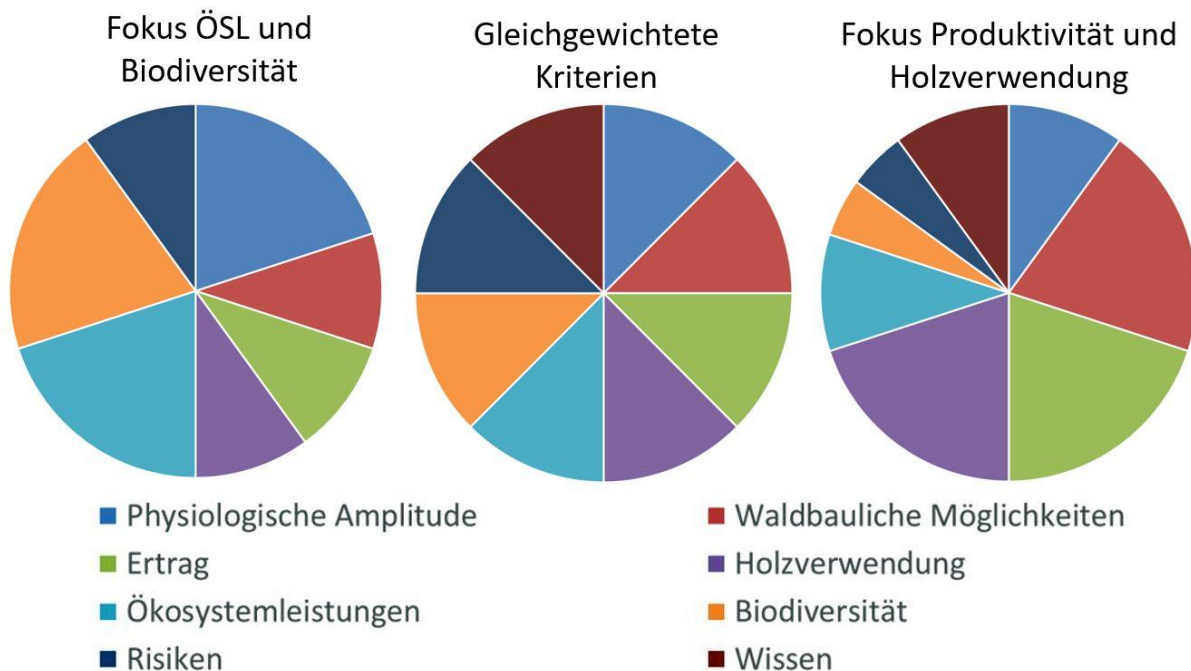


Abb. 2: Relevante Kriterien zur Beurteilung der Auswahl von alternativen Baumarten zur Anpassung an den Klimawandel. Kriterien können für Szenarien, die verschiedene Präferenzen widerspiegeln unterschiedlich gewichtet werden; z. B. Fokus auf Biodiversität und Ökosystemleistungen (ÖSL) oder Fokus auf Produktivität und Holzverwendung (siehe auch Albrecht und de Avila). Eine robuste Auswahl von Alternativbaumarten sollte sich auf ein Ranking stützen, das unterschiedliche Szenarien berücksichtigt. So steigt die Wahrscheinlichkeit, dass die ausgewählten Baumarten in Zukunft vielfältige mögliche Ansprüche an den Wald erfüllen können.

7.2. Baumartenempfehlungen zur unterstützten Migration

Seit mehr als fünf Jahren prüfen vor allem die Ressortforschungseinrichtungen der Bundesländer ein potenzielles Baumartenportfolio für klimaresiliente Zukunftswälder für ihren Zuständigkeitsbereich nach einem spezifischen Kriterienspektrum (s. u.). Aus der Vielzahl ($n > 100$ Arten) der bewerteten Baumarten kristallisieren sich ca. 10-15 Baumarten heraus, die für eine unterstützte Migration unter Berücksichtigung der standörtlichen Ansprüche besonders geeignet sein könnten (z. B. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft 2020, Forstliche Forschungs- und Versuchsanstalt Baden-Württemberg, 2021, Lieven et al. 2025). Der Einteilung der Alternativbaumarten bzw. der verschiedenen Arten der unterstützten Migration (s. Box 1) folgend, lassen sich die Baumarten bzw. ihre Populationen wie folgt zuordnen:

(a) *Unterstützung der Populationsmigration innerhalb des Verbreitungsgebietes einer heimischen Art*

- Hainbuche (*Carpinus betulus*)
- Elsbeere (*Sorbus torminalis*)
- Winterlinde (*Tilia cordata*) und Sommerlinde (*Tilia phyllosphyllos*)
- Spitzahorn (*Acer platanoides*) und Feldahorn (*Acer campestre*)
- Flaumeiche (*Quercus pubescens*; nur Baden-Württemberg, tlws. Thüringen)

(b) *Unterstützte Ausdehnung des etablierten Verbreitungsgebietes einer heimischen oder nicht-heimischen europäischen Art (Nachahmung natürlicher Migrationswege)*

- Orientbuche (*Fagus orientalis*)
- Flaumeiche (*Quercus pubescens*)
- Zerreiche (*Quercus cerris*)
- Schwarzkiefer (*Pinus nigra*)
- Esskastanie (*Castanea sativa*)

(c) *Einbringung von Arten weit außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes*

- Baumhasel (*Corylus colurna*)
- Atlaszeder (*Cedrus atlantica*) und Libanon-Zeder (*Cedrus libani*)
- Nordmantanne (*Abies nordmanniana*)
- Tulpenbaum (*Liriodendron tulipifera*)
- Bestimmte Schwarzkiefer Herkünfte (*Pinus nigra* z. B. Unterart *Laricio*, Šeho et al 2010)

Eine Sonderstellung nehmen bereits erfolgreich eingeführte und etablierte außereuropäischen Baumarten ein: Roteiche (*Quercus rubra*), Küstentanne (*Abies grandis*), Grüne Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*), Robinie (*Robinia pseudoacacia*), Japanische Lärche (*Larix kaempferi*), Hybridlärche (*Larix eurolepis*) und teilweise Schwarzkiefer (*Pinus nigra*). Einzelne Baumarten, die der Gruppe b oder c zugeordnet werden können, werden für lokale Sonderbiotope mit Einschränkungen empfohlen, z. B. Französischer Ahorn (*Acer monspessulanum*) für Bayern.

Andererseits gibt es einige Baumarten, für die derzeit noch keine Verwendungsempfehlung ausgesprochen werden kann, die aber auf Grund des aktuellen Wissensstandes aus den Herkunftsländern bezüglich ihrer Anbaueignung in Forschungsprojekten geprüft werden bzw. geprüft werden sollten. Hierzu gehören die Ungarische Eiche (*Q. frainetto*) sowie die amerikanischen Eichen (*Q. coccinea*, *Q. texana*; *Q. macrocarpa*) sowie die südeuropäischen und amerikanischen Kiefernarten (*Pinus halepensis*, *P. echinata*, *P. ponderosa* Herkunft *Benthiana*) und Tannenarten bzw. natürliche -hybride aus dem Mittelmeerraum (*Abies cephalonica*, *A. pinsapo*, *A. bornmuelleriana*, *A. equi-trojani*, *A. borisii-regis*).

Die Zuordnungen der Baumarten zu den verschiedenen Arten der unterstützten Migration sind nicht eindeutig, sondern beruhen auf Annahmen z. B. zu den Migrationswegen und -geschwindigkeiten. Zum Teil hängt die Zuordnung einer Art zu b) oder c) auch davon ab, welche Teilpopulationen betrachtet werden.

Dies trifft insbesondere auf weit verbreitete Arten mit isolierten Teilvorkommen zu, z. B. Orientbuche (s. Kurz et al. 2023). Auch sind die vorgeschlagenen Listen der Arten für die verschiedenen Regionen und ihre Standorte nicht erschöpfend. Sie stellen vielmehr eine Auswahl von Arten dar, für die zum jetzigen Zeitpunkt belastbare Empfehlungen ausgesprochen werden können.

8. Rahmenbedingungen zur Umsetzung von unterstützter Migration

8.1. Naturale Voraussetzungen

Eine künstliche, von Menschen unterstützte Verbreitung von Baumarten und Herkünften aus wärmeren und trockeneren Regionen kann nur über den Transfer von Saatgut und in Ausnahmen von Pflanzen erfolgen. Daher kommt dem in Deutschland zumeist privat organisierten Saatguthandel und Baumschulen eine Schlüsselrolle zu. Zu den naturalen Grundvoraussetzungen der Einfuhr gehören u. a., dass biologisch geeignete und rechtlich gesicherte (s.u.) beerntbare Vorkommen in entsprechenden Klimaregionen zur Verfügung stehen, das Saatgut nach überprüfbarsten Mindestkriterien geerntet wird und für den Export bzw. die Verbringung innerhalb der Europäischen Union zur Verfügung steht.

Die deutschen Baumschulen berichten von einer „*rasant steigenden Nachfrage*“ nach sogenannten „Klimabaumarten“ aus anderen europäischen Regionen. Demgegenüber bestehen enorme Schwierigkeiten bei der Beschaffung von Saatgut. Häufig steht das Vermehrungsgut für den Export aus diesen Ländern gar nicht zur Verfügung oder „*das Vermehrungsgut wird meist unter mehrfachen Besitzerwechsel über Ländergrenzen gehandelt*“, was die Kontrolle erschwert. Eine Ernte durch deutsche Firmen ist häufig nicht möglich, wenn der Bezug des Vermehrungsgutes nur über (Zwischen-)Händler möglich ist (Wezel 2020).



Foto 5: Tulpenbaumsämling (*Liriodendron tulipifera*) in Baumschule (Foto: J. Bauhus). Die Abstimmung von Angebot und Nachfrage für forstliches Vermehrungsgut alternativer Baumarten gestaltet sich häufig noch schwierig.

8.2. Kulturelle und kommunikative Voraussetzungen

Wälder und die mit ihnen verbundenen Arten gelten vielen Menschen als Ausdruck von Stabilität und Stetigkeit. Tatsächlich zeigen die Waldinventuren in Deutschland allenfalls moderate Bemühungen von Forstbetrieben mit Hilfe von Pflanzung die Baumartenzusammensetzung in Richtung nicht-heimischer Arten zu verändern (BMLEH 2024b). Auch sogenannte Probeanbauten (z. B. Praxisanbauversuche) von Alternativbaumarten erfolgten bisher auf sehr kleinen Flächen. Dies ist Ausdruck eines Sonderweges, der so in anderen europäischen Ländern nicht beschritten wird (Pötzelsberger et al. 2020). Erst in jüngster Zeit weisen verschiedene Studien auf ein wachsendes Interesse an einem aktiven Waldumbau, auch mit eingeführten Baumarten hin. So ist das Interesse der Forstbetriebe an Informationen zur Baumarteneignung anhaltend groß (Yousefpour et al. 2015) und selbst im kleineren, in der Regel als passiv geltenden Privatwald steigt das Interesse an der aktiven Klimaanpassung (Stockmann, et al. 2024). Skeptische Haltungen gegenüber einem deutlichen höheren Anteil nicht-heimischer Arten machen Weller und Elsasser (2018) mit Befragungsdaten für ganz Deutschland deutlich. Demnach wird von der Bevölkerung eine deutliche Erhöhung des Nadelbaumanteils ebenso abgelehnt wie eine Ausweitung des Anteils fremdländischer Baumarten. Die Autoren folgern, dass vor allem eine grundsätzliche Skepsis gegenüber Veränderung des Status quo im Wald zu negativen Bewertungen führt (s. Kapitel oben). Tatsächlich stößt gerade im stadtnahen Raum der sogenannte „Waldumbau“ bisweilen auf den Widerstand zivilgesellschaftlicher Akteure. Dabei kommt augenscheinlich vor allem der grundsätzlichen Sorge um den Erhalt des Waldes vor Ort und dem Sichtbarwerden von Management im Wald eine besondere Bedeutung zu (Lupp et al. 2017, Nielsen et al. 2012). Hier fallen offensichtlich die verbreitete Zustimmung zur Bedeutung entsprechender Maßnahmen, wie sie

repräsentative Befragungen etwa des Mensch-Wald-Monitors der FVA Baden-Württemberg zeigen, und die Bewertung konkreter Maßnahmen vor Ort, die mit dem Wandel eines vertrauten Waldbildes einhergehen, auseinander (Wamos 2025). Insofern ist die unterstützte Migration von Baumarten von besonderen kommunikativen Herausforderungen begleitet. Als Problem erweist sich in diesem Kontext bereits die Fachsprache. Ein Begriff wie „Waldumbau“ ist missverständlich bzw. von interessierter Seite leicht zu diskreditieren, wenn er „nicht nur im übertragenen Sinne, sondern wortwörtlich dem Umbau einer Fabrik (...) – in diesem Fall der Holzfabrik“ gleichgesetzt wird (Wohlleben 2021). Zumal von gleicher Seite Zweifel gehegt werden, ob „die Bäume mit dieser assistierten Migration einverstanden sind“ bzw. der Frage gefolgt wird, ob „der Wald das wirklich will“ (Wohlleben 2021). Tatsächlich sieht Liebal (2025) forstliche Stakeholder bei der kommunikativen Begleitung der laufenden Transformation von Wäldern sehr unterschiedlich aufgestellt. Sie kritisiert in diesem Kontext vor allem bei staatlichen Akteuren das vorhandene Onlineangebot wegen „der visuellen Gestaltung, der Textlastigkeit, der geringen Einbindung anderer, eigener Informationskanäle wie den Sozialen Medien, Videos und Publikationen sowie in der schwierigen Auffindbarkeit der hier relevanten Informationen“. Lob gibt es von der Autorin für die Webseiten der Umwelt- und Naturschutzverbände, deren „Webseiten potenziell eine längere Verweildauer und deren Inhalte eine höhere Aufmerksamkeit erzielen“. Sie „kommunizieren aktivierend, aber häufig selektiv. Sie setzen gezielt auf emotionalisierte Darstellungen und nutzen vereinfachte Narrative, um ihr Framing zu verstärken“. Welche Folgen „vereinfachte Narrative“ in den Sozialen Medien nach sich ziehen, ließ sich im Kontext der Ausrufung der amerikanischen Roteiche zur Baumart des Jahres 2025 beobachten (z. B. LBV 2024). „Fremdländische Baumarten“ und Personen, die im Verdacht stehen, ihnen das Wort zu reden, haben das Potenzial einen Sturm der Entrüstung auf sich zu ziehen (Dahl 2024).

8.3. Rechtliche Rahmenbedingungen

Die Erzeugung von forstlichem Vermehrungsgut ist an eine Reihe von gesetzlichen Regelungen gebunden. Gerade im Hinblick auf die unterstützte Migration können rechtliche Vorgaben diese entweder erleichtern, erschweren oder sogar vollständig verhindern. Im Folgenden sollen daher die einschlägigen rechtlichen Rahmenbedingungen dargestellt und im Hinblick auf ihre Auswirkungen auf die unterstützte Migration analysiert werden. Zudem sollen mögliche Risiken herausgearbeitet werden, die sich aus der derzeitigen Rechtslage ergeben.

8.3.1 EG-Richtlinie 1999/105/EG und Forstvermehrungsgutgesetz

Auf europäischer Ebene regelt die Richtlinie 1999/105/EG des Rates vom 22. Dezember 1999 über den Verkehr mit forstlichem Vermehrungsgut die vermarktungsrelevanten Aspekte der Erzeugung von forstlichem Vermehrungsgut und den innergemeinschaftlichen Verkehr damit. Der Richtlinie unterfallen 45 europäischen Baumarten (zzgl. der Hybridlärche und der Gattung Pappel). Die Umsetzung der Richtlinie in nationales Recht erfolgte in Deutschland mit dem Forstvermehrungsgutgesetz (FoVG) vom 22. Mai 2002. Da es sich beim FoVG genau wie bei der EG-Richtlinie um Verbraucherschutzrecht handelt, regelt dieses nur die Erzeugung, das Inverkehrbringen sowie die Ein- und Ausfuhr von forstlichem Vermehrungsgut, nicht aber dessen Verwendung durch Forstbetriebe oder Verbraucher.

Anwendungsbereich des FoVG

Das FoVG erfasst ausweislich seines § 2 Ziff. 1 alle 45 Baumarten (zzgl. Hybridlärche und der Gattung Pappel) die in der Anlage zu § 2 Ziff. 1 gelistet und auch in der EG-Richtlinie enthalten sind. Dies hat zur Folge, dass das Vermehrungsgut dieser gelisteten Baumarten in Deutschland für forstliche Zwecke nur im Einklang mit dem FoVG erzeugt, ein- und ausgeführt sowie in Verkehr gebracht werden darf. Dies

gilt auch für jene Baumarten, welche für die Forstwirtschaft in Deutschland bisher keine Bedeutung hatten und in der Anlage zu § 2 Ziff. 1 FoVG mit einem Sternchen gekennzeichnet sind (sogenannte „Sternchenbaumarten“).

Baumarten mit Herkunftsgebieten und zugelassenem Ausgangsmaterial in Deutschland

Für die in der Anlage enthaltene 26 Baumarten ohne Sternchen wurden in Deutschland Herkunftsgebiete ausgewiesen (vgl. dazu die Forstvermehrungsgut-Herkunftsgebietsverordnung v. 07.10.1994 (BGBl. I S. 3578), zuletzt geändert durch Art. 1 VO v. 15.01.2003 (BGBl. I S. 238)) und Ausgangsmaterial nach § 4 FoVG u. a. in Form von Erntebeständen zugelassen. Das Vermehrungsgut dieser Baumarten darf in Deutschland nur dann für forstliche Zwecke in Verkehr gebracht werden, wenn es entsprechend herkunftsgerecht ist, d. h. wenn es aus einem der durch die Forstvermehrungsgut-Herkunftsgebietsverordnung (FoVHGgV) ausgewiesenen Herkunftsgebiete stammt, ein Stammzertifikat vorliegt und von einem registrierten Betrieb erzeugt wurde. Unter diesen Baumarten befinden sich auch einige alternative heimische Baumarten (z. B. Hainbuche, Winterlinde, Spitzahorn), für die sowohl in Deutschland als auch im europäischen Ausland Herkunftsgebiete ausgewiesen wurden (siehe EU-Datenbank FOREMATIS), die mit den deutschen Anforderungen vergleichbar sind, so dass regelmäßig konformes Vermehrungsgut zur Verfügung steht.

„Sternchenbaumarten“

Schwieriger verhält es sich bei den in der Anlage zu § 2 Ziff. 1 mit Sternchen versehenen Baumarten, die ebenfalls dem FoVG unterfallen und deren Vermehrungsgut damit auch entsprechend herkunftsgerecht sein muss. Mangels bisheriger wirtschaftlicher Relevanz wurden für diese Baumarten in Deutschland bisher keine Herkunftsgebiete ausgewiesen und kein Ausgangsmaterial zugelassen, mit der Folge, dass in Deutschland aktuell nur mit

Ausnahmegenehmigung durch die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) Ausgangsmaterial dieser Baumarten zur Erzeugung von forstlichem Vermehrungsgut gewonnen werden darf. Von dieser Beschränkung erfasst sind auch Baumarten, von denen heute zumindest lokal ein positives Klimaanpassungspotenzial erwartet wird, so z. B. für verschiedene Zedern-, Tannen- und Eichenarten (z. B. Atlaszeder, Griechische Tanne, Flaum- und Zerreiche). Von den Sternchenbaumarten darf allerdings Vermehrungsgut aus anderen europäischen Mitgliedsstaaten in Deutschland zur Erzeugung verwendet und in Verkehr gebracht werden, wenn es dort aus zugelassenen Beständen stammt und die Identität belegt ist. Die damit erzeugten Hürden könnten entfallen, wenn Deutschland für die betroffenen Sternchenbaumarten entsprechende Herkunftsgebiete ausweisen und Ausgangsmaterial zulassen würde.

Einfuhr von forstlichem Vermehrungsgut gelisteter Baumarten aus nicht EU-Staaten

Die Einfuhr von forstlichem Vermehrungsgut für gelistete Baumarten aus nicht Nicht-EU-Staaten bedarf grundsätzlich der Ausnahmegenehmigung durch die BLE (vgl. § 15 Abs. 1 FoVG), welche nur unter engen Voraussetzungen erteilt wird. Nach der Entscheidung des Rates 2008/971/EG v. 16.12.2008 über die Gleichstellung von in Drittländern erzeugtem forstlichem Vermehrungsgut (ABl. L 345 v. 23.12.2008, S. 83) und dem Beschluss des Europäischen Parlaments und des Rates v. 21.11.2012 zur Änderung dieser Entscheidung zum Zweck der Aufnahme von forstlichem Vermehrungsgut der Kategorie „qualifiziert“ darf jedoch Vermehrungsgut aller 45 in der EG-Richtlinie 1999/105/EG und im FoVG gelisteten Baumarten (zzgl. Hybridlärche und der Gattung Pappel), aus Kanada, Schweiz, Norwegen, Serbien, Türkei und den USA eingeführt und in Deutschland in Verkehr gebracht werden, sofern das Saatgut in diesen Drittländern gemäß dem OECD-Schema (OECD Scheme for the Certification of

Forest Reproductive Material Moving in International Trade) erzeugt wurde und die übrigen Vorgaben eingehalten werden und die Einfuhr zuvor bei der BLE angezeigt wird.

Aktuell ist die genehmigungsfreie (und lediglich anzeigepflichtige) Einfuhr auf die vorstehenden Drittländer beschränkt. Dem OECD-Schema sind jedoch insgesamt 30 Länder beigetreten, darunter auch Bulgarien, welches aus deutscher Sicht auf Grund seiner klimatischen Bedingungen potenzielles Herkunftsland für bestimmte Kandidaten-Baumarten sein könnte (Liesebach und Schneck 2022), bislang jedoch von der genehmigungsfreien Einfuhrmöglichkeit ausgeschlossen ist.

Nicht im FoVG und der EG-Richtlinie gelistete Baumarten

Viele andere, für die unterstützte Migration in Frage kommende Baumarten sind nicht in der EG-Richtlinie aus dem Jahre 1999 aufgeführt. Hierzu gehören u.a. auch (europa-) heimische Baumarten (z. B. Elsbeere, Baumhasel, Orientbuche, Nordmanntanne). Da die EG-Richtlinie und das FoVG für nicht gelistete Arten keine Anwendung findet, darf deren Vermehrungsgut ohne weiteres für forstliche Zwecke eingeführt und in Verkehr gebracht werden. Dazu gehört z. B. auch das Vermehrungsgut verschiedener Baumarten, die in der Kaukasus-Region heimisch sind und denen ein positives Anpassungspotenzial in Deutschland prognostiziert wird. Um für das Vermehrungsgut dieser Arten qualitative und genetische Mindeststandards zu verankern, könnte Deutschland von der Möglichkeit nach Art. 2 Buchstabe a) der EG-Richtlinie Gebrauch machen und bisher nicht gelistete Baumarten mit entsprechendem Potenzial der Gesetzgebung unterwerfen.

Neue EU-Verordnung für forstliches Vermehrungsgut

Am 8. Dezember 2025 erzielten der Rat und das europäische Parlament eine vorläufige Trilogieeinigung hinsichtlich einer neuen EU-Verordnung zur Verbesserung der Qualität und Verfügbarkeit von

Forstlichem Vermehrungsgut. Bereits am 13. Juni 2025 haben die Vertreter der Mitgliedsstaaten das Verhandlungsmandat des Rates für Verhandlung mit dem EU-Parlament über „Vorschriften zur Verbesserung der Qualität und Verfügbarkeit von forstlichem Vermehrungsgut gebilligt. Mit der Verordnung sollen u. a. die Herausforderungen der nachhaltigen Waldbewirtschaftung und der Erhaltung der biologischen Vielfalt unter den Bedingungen des Klimawandels adressiert werden. Eine Vielzahl der bestehenden Grundsätze der Zulassung von Erntebeständen und der Zertifizierung von Vermehrungsgut werden nach derzeitigem Kenntnisstand beibehalten. Für die unterstützte Migration ist insbesondere die erweiterte Liste der Baumarten, die unter die Verordnung fallen, relevant.

8.3.2 Rechtliche Hemmnisse

Genehmigungspflicht nach § 40 BNatSchG

Der § 40 Abs. 1 BNatSchG: statuiert eine Genehmigungspflicht für das Ausbringen von Pflanzen in der freien Natur, deren Art in dem betreffenden Gebiet in freier Natur nicht oder seit mehr als 100 Jahren nicht mehr vorkommt. Von der Genehmigungspflicht erfasst sein soll nach überwiegender Auffassung auch die Erstausbringung einer sich genetisch unterscheidenden Unterart oder Teilpopulation (s. Landmann/Rohmer UmweltR/Gellermann Rn. LAROKOUMWR BNATSchG § 40 Randnummer 11; GK-BNatSchG/Köck Rn. 40). Ausgenommen hiervon ist der Anbau in der Land- u. Forstwirtschaft, wovon jedoch nur auf wirtschaftliche Ertragserzielung gerichtete Maßnahmen erfasst sind (Frenz/Müggenborg Rn. 13; Hellenbroich/Frenz NuR 2008, 453 mwN, Landmann/Rohmer BNatSchG § 40 Rn. 15). Für Anpflanzungen zu anderen Zwecken, wie beispielsweise aus ökologischen Gründen oder zum Klima- oder Lärmschutz besteht folglich die Genehmigungspflicht. Da die meisten Erst- und Wiederaufforstungen zumindest auch aus forstwirtschaftlichen Gründen erfolgen dürften, stellt § 40 Abs.

1 BNatSchG aktuell kein größeres Hemmnis für unterstützte Migration dar.

Schutzgebietsverordnungen

In vielen nach Naturschutzrecht festgesetzten Gebieten finden sich ausdrücklich normierte Verbote oder Genehmigungsvorbehalte, die das Einbringen oder Anpflanzen nichtheimischer, naturreichfremder oder landschaftsuntypischer Baumarten untersagen oder zumindest von einer behördlichen Zustimmung abhängig machen. Diese Regelungen dienen regelmäßig dem Schutz historisch gewachsener Landschaftsbilder, standorttypischer Artenzusammensetzungen sowie der Vermeidung von für die Schutzzwecke abträgliche Entwicklungen.

Während derartige Beschränkungen für kleinflächige Schutzgebiete mit hohem Schutzstatus (etwa Naturschutzgebiete oder gesetzlich geschützte Biotope) sachgerecht und fachlich gut begründbar erscheinen mögen, können sie in großflächigen Schutzgebieten – insbesondere in Landschaftsschutzgebieten und Biosphärenreservaten – erhebliche Zielkonflikte hervorrufen. Dort kann dem landschafts- und naturschutzrechtlichen Leitbild zunehmend das forst- und klimapolitische Erfordernis einer klimaangepassten Waldentwicklung gegenüberstehen. In solchen Fällen können pauschale Ausschlüsse nichtheimischer Baumarten die Umsetzung von unterstützter Migration auf größerer Fläche erheblich erschweren oder faktisch unmöglich machen (vgl. etwa OVG B-Bbg, Ur. v. 16.09.2009 – OVG 11 B 17.08).

Hinzu kommt, dass naturschutzrechtliche Vorgaben häufig auf einem statischen Referenzzustand beruhen, der historische oder vermeintlich „naturnahe“ Artzusammensetzungen konserviert, ohne die dynamischen Veränderungen infolge des Klimawandels hinreichend zu berücksichtigen. Dies kann dazu führen, dass selbst solche Baumarten ausgeschlossen werden, die zwar formal als nichtheimisch gelten, funktional jedoch eine hohe ökologische Anschlussfähigkeit sowie eine geringe

Invasivität aufweisen und sich in ihren Auswirkungen auf das Landschaftsbild kaum von heimischen Alternativen unterscheiden.

Vor diesem Hintergrund erscheint es sinnvoll, in großräumigen Schutzgebieten stärker zwischen invasiven Risiken einerseits und klimabedingten Anpassungserfordernissen andererseits zu differenzieren und unterstützte Migration zumindest als prüffähige und abwägungsfähige forstliche Maßnahme anzuerkennen, anstatt sie pauschal auszuschließen.

Landeswaldgesetze

Während das Bundeswaldgesetz keine dahingehenden Regelungen trifft, enthalten die Landeswaldgesetze teilweise Bestimmungen zur ordnungsgemäßen Forstwirtschaft bzw. zur guten fachlichen Praxis, nach welchen bei der Bewirtschaftung des Waldes bevorzugt heimische oder standortheimische Baumarten zu verwenden sind (vgl. z. B. § 4 Abs. 3 Nr. 3 LWaldG Bbg, Art. 14 Abs. 1 Nr. 1 BayWaldG). Auch wenn diese Vorgaben für Waldbesitzende regelmäßig keine unmittelbare und zwingende rechtliche Bindungswirkung entfalten, können sie gleichwohl mittelbare rechtliche und faktische Auswirkungen haben. Insbesondere können sich hieraus nachteilige Folgen für die Förderfähigkeit waldbaulicher Maßnahmen ergeben, etwa im Rahmen forstlicher Förderprogramme, die an die Einhaltung der guten fachlichen Praxis anknüpfen. Darüber hinaus können solche Vorgaben auch Einfluss auf die naturschutzrechtliche Privilegierung forstlicher Maßnahmen haben und im Genehmigungs- oder Befreiungsverfahren als maßgebliches Abwägungskriterium herangezogen werden. In der Praxis können die genannten Anforderungen somit dazu beitragen, den Einsatz nichtheimischer, wenngleich ökologisch geeigneter und klimaangepasster Baumarten faktisch zu erschweren oder diese den Waldbesitzenden zu verleiden.

8.3.3 Haftungsrisiken

Ein grundlegendes Problem im forstwirtschaftlichen Kontext ergibt sich aus dem Spannungsverhältnis zwischen den außergewöhnlich langen Produktionszeiträumen der Forstwirtschaft und einem dynamisch fortentwickelten Umwelt- und Naturschutzrecht, das zunehmend höhere materielle und verfahrensrechtliche Standards setzt. Diese Konstellation birgt die Gefahr, dass forstliche Maßnahmen, die zum Zeitpunkt ihrer Planung und Durchführung rechtmäßig waren und im Vertrauen auf die damals geltende Rechtslage umgesetzt wurden, infolge späterer Änderungen des rechtlichen Rahmens rückwirkend als rechtswidrig oder zumindest als nicht mehr zulässig bewertet werden (nachträgliche Illegalität). Für Waldbesitzende und forstliche Bewirtschaftende kann diese Entwicklung zu erheblichen Rechtsunsicherheiten führen, da langfristig angelegte Investitions- und Bewirtschaftungsentscheidungen *ex post* in Frage gestellt werden und sich daraus potenziell Nutzungsbeschränkungen, Anpassungspflichten oder wirtschaftliche Nachteile ergeben können.

Zur Abmilderung dieser Hemmnisse erscheint es angezeigt, rechtliche Klarstellungen und verlässliche Rahmenbedingungen zu schaffen, die langfristige forstliche Anpassungsmaßnahmen ausdrücklich berücksichtigen. In Betracht kommen insbesondere Übergangs- und Bestandsschutzregelungen, die Maßnahmen der unterstützten Migration, die nach dem jeweils geltenden Rechtsrahmen rechtmäßig umgesetzt wurden, vor nachträglichen Unzulässigkeitsbewertungen schützen. Ergänzend könnten klar definierte Ermessens- und Befreiungstatbestände im Naturschutz- und Forstrecht sowie fachlich fundierte Positivlisten klimaangepasster Baumarten dazu beitragen, die rechtliche Planungssicherheit zu erhöhen und die Bereitschaft zur Einführung neuer Baumarten im Rahmen einer vorsorgenden Waldentwicklung zu stärken.

Umweltschadensrecht, § 3 Abs. 1 Nr. 2 USchadG

Das Umweltschadensrecht findet nach § 3 Abs. 1 Nr. 2 USchadG auf forstwirtschaftliche Maßnahmen als berufliche Tätigkeiten Anwendung, sofern der Verantwortliche mindestens fahrlässig gehandelt hat. Ein Umweltschaden liegt nach § 2 Ziff. 1 Buchst. a) USchadG insbesondere dann vor, wenn geschützte Arten oder natürliche Lebensräume im Sinne des europäischen Naturschutzrechts (etwa FFH-Lebensraumtypen) erheblich geschädigt werden. In einem solchen Fall trifft den Verursacher grundsätzlich eine Sanierungspflicht. Ist eine Wiederherstellung des ursprünglichen Zustands nicht oder nur eingeschränkt möglich, besteht zudem eine Ausgleichs- bzw. Kompensationspflicht.

Da neue, nichtheimische oder bislang gebietsfremde Baumarten die Gefahr bergen, dass unerwartete ökologische Wechselwirkungen oder Fehlentwicklungen nachträglich als erhebliche Schädigungen geschützter Arten oder Lebensräume qualifiziert werden, erscheint es möglich, dass Waldbesitzende für die aktive Einbringung solcher Baumarten haftungsrechtlich in Anspruch genommen werden könnten.

Invasive-Arten-Problematik

Ein weiteres rechtliches Risiko im Zusammenhang mit der Einbringung neuer Baumarten ergibt sich aus den gesetzlichen Bestimmungen zum Schutz vor invasiven Arten. Arten können nicht nur im Zeitpunkt ihrer Einbringung, sondern auch nachträglich als invasive Arten eingestuft werden, etwa durch ihre Aufnahme in die Unionsliste nach der Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten oder aufgrund nationaler naturschutzrechtlicher Regelungen. Eine solche Einstufung kann auch dann erfolgen, wenn die Art zuvor als ökologisch unbedenklich galt oder fachlich begründet eingebracht wurde.

Nach § 40a Abs. 3 BNatSchG trifft denjenigen, der eine invasive Art ausgebracht oder deren Ausbreitung

verursacht hat, grundsätzlich eine Pflicht zur Beseitigung oder Bekämpfung der Art. Diese Pflicht besteht unabhängig davon, ob die Einbringung zum damaligen Zeitpunkt rechtmäßig war, und richtet sich nach dem Erfordernis und dem Grundsatz der Verhältnismäßigkeit. Je nach Sachlage ist es zudem denkbar, dass neben dem ursprünglichen Ausbringer auch Zustands- oder Handlungsstörer, insbesondere der gegenwärtige Waldeigentümer, in Anspruch genommen werden, selbst wenn ihn an der Ansiedlung der invasiven Art kein Verschulden trifft. Die damit verbundenen Maßnahmen können erhebliche wirtschaftliche Belastungen nach sich ziehen, insbesondere wenn eine vollständige Beseitigung nur mit hohem Aufwand oder über lange Zeiträume möglich ist.

Dem entsprechend resultieren auch aus einer möglichen Neubewertung invasiver Arten Haftungsrisiken, die dazu führen können, dass die Einbringung neuer, nicht-heimischer Baumarten zurückhaltender erfolgt, selbst wenn diese aus heutiger Sicht als geeignet erscheinen.

Nagoya-Protokoll und VO (EU) Nr. 511/2014

Das Nagoya-Protokoll regelt den Zugang zu genetischen Ressourcen sowie den fairen und gerechten Vorteilsausgleich aus deren Nutzung (*Access and Benefit-Sharing, ABS*). Ziel ist es, sicherzustellen, dass Staaten und Gemeinschaften, aus denen genetische Ressourcen stammen, angemessen an den Vorteilen beteiligt werden, die aus deren Nutzung entstehen. Das Protokoll wurde durch die Verordnung (EU) Nr. 511/2014 innerhalb der Europäischen Union umgesetzt.

Die Verordnung richtet sich an Nutzer genetischer Ressourcen in der EU und begründet insbesondere Sorgfaltspflichten bei der Nutzung solcher Ressourcen. Hierzu zählen die Verpflichtung zur Dokumentation und Nachweisführung über den rechtmäßigen Zugang zu den genetischen Ressourcen (insbesondere das Vorliegen einer vorherigen Zustimmung des Herkunftsstaates sowie

einvernehmlich vereinbarter Nutzungsbedingungen), ferner Kontroll- und Überwachungspflichten durch die zuständigen nationalen Behörden sowie die Möglichkeit der Verhängung verwaltungsrechtlicher Sanktionen bei Verstößen.

In den Anwendungsbereich der Verordnung kann unter anderem auch die Gewinnung und Nutzung forstlichen Vermehrungsguts fallen, sofern hierfür genetische Ressourcen aus Drittstaaten verwendet werden und diese einer forschungs- oder entwicklungsbezogenen Nutzung zugeführt werden. In solchen Konstellationen können sich rechtliche und finanzielle Risiken ergeben, etwa für Waldbesitzende, Baumschulen oder Saatguthändler, insbesondere wenn die Herkunft der genetischen Ressourcen nicht lückenlos dokumentiert ist oder die Anforderungen des Nagoya-Protokolls nicht vollständig erfüllt wurden.

In der bisherigen Praxis hat das Nagoya-Regelwerk in Deutschland im forstlichen Bereich zwar nur eine begrenzte praktische Bedeutung erlangt. Mit einer zunehmenden Internationalisierung von Saatgut- und Pflanzenmaterialströmen, der verstärkten Suche nach klimaangepassten Herkünften sowie der wachsenden Bedeutung von Züchtungs- und Anpassungsstrategien ist jedoch davon auszugehen, dass die Relevanz des Nagoya-Protokolls und der EU-Umsetzungsverordnung künftig zunehmen wird.

Umweltstrafrecht

Die anstehende Umsetzung der Richtlinie (EU) 2024/1203 in das Strafgesetzbuch (vgl. hierzu den Referentenentwurf des BMJV zur Änderung des Strafrechts – Umsetzung der Richtlinie (EU) 2024/1203 über den strafrechtlichen Schutz der Umwelt), insbesondere die geplante Änderung des § 329 StGB (Gefährdung schutzbedürftiger Gebiete), könnte für Maßnahmen der unterstützten Migration zusätzliche strafrechtliche Risiken begründen. Bereits die derzeit geltende Fassung des § 329 StGB erfordert bei entsprechenden Maßnahmen einen nicht unerheblichen Prüf- und Vermeidungsaufwand, um einem möglich Fahrlässigkeitsvorwurf vorzubeugen.

Dieser Aufwand dürfte sich im Zuge der geplanten Verschärfung weiter erhöhen und insbesondere vertiefte naturschutzfachliche Risikoanalysen, eine sorgfältige Dokumentation sowie eine weitergehende rechtliche Absicherung erforderlich machen.

Da sich das Gesetzgebungsverfahren derzeit noch im Gang befindet und die konkrete Ausgestaltung der Tatbestände bislang nicht abschließend feststeht, ist eine weitergehende oder belastbare Bewertung der tatsächlichen Auswirkungen auf Maßnahmen der unterstützten Migration derzeit noch nicht möglich.



Foto 6: Die Frage, in welchem Ausmaß die Wirtschaftswälder ein Experimentierfeld für alternative Baumarten und Herkünfte werden könnten oder sollten, wird kontrovers diskutiert. Hier treffen kulturelle und naturwissenschaftliche Argumente aufeinander und Bewertungen von Baumarten entkoppeln sich leicht von ihren tatsächlichen Rollen, Funktionen und Wirkungen in Ökosystemen. (Foto: J. Baus)

8.4. Politische Rahmenbedingungen

8.4.1 Governance Instrumente

Auf nationaler Ebene enthält das Bundeswaldgesetz (BWaldG) als Rahmengesetzgebung keine expliziten Vorschriften, die sich direkt auf die Verwendung heimischer oder nicht-heimischer Baumarten beziehen, sondern verweist auf die Anwendung einer ordnungsgemäßen Bewirtschaftung der Wälder. In den Landeswaldgesetzen wird die Baumartenwahl durch die Beschreibung der ordnungsgemäßen Forstwirtschaft näher definiert und Landesnaturschutzgesetze können diese Regelungen ergänzen.¹ Übereinstimmend in den Waldgesetzen aller Bundesländer ist die Verwendung von standortgemäßen bzw. standortgerechten Baumarten zur pfleglichen Bewirtschaftung der Wälder genannt. Die Beteiligung standortheimischer Baumarten wird nicht quantifiziert, ihr Anteil wird in mehreren Bundesländern (BY, BB, HB, HH, SN, SH) mit unbestimmten Rechtsbegriffen („überwiegend“, „hinreichend“, „angemessen“) beschrieben.

Dagegen setzt die EU-Wiederherstellungsverordnung (2024/1991) einen anderen Schwerpunkt. Sie gewährt heimischen Baumarten² den Vorrang bei der Erreichung des EU-Ziels, bis 2030 mindestens drei Milliarden zusätzliche Bäume zu pflanzen. Nicht-heimische Arten dürfen nur unter der Auflage eingesetzt werden, wenn sie lokal angepasst sind und eine positive Rolle bei der Erhöhung der Widerstandsfähigkeit des Waldes gegenüber dem Klimawandel spielen.

Außerdem ist der Anteil der Wälder mit überwiegend heimischen Baumarten einer von sieben Indikatoren für Waldökosysteme, bei denen die Mitgliedstaaten auf nationaler Ebene einen Aufwärtstrend erreichen müssen, wobei ein solcher Trend lediglich für mindestens sechs dieser Indikatoren erforderlich ist. Darüber hinaus nennt die Richtlinie in der nicht abschließenden Liste möglicher Wiederherstellungsmaßnahmen beispielhaft sowohl die Einführung heimischer Baumarten, als auch die Entfernung nicht heimischer Pflanzenarten.

Die oben beschriebenen, naturschutzfachlich relevanten Risiken zu invasiven gebietsfremden Arten greift die EU-Verordnung (1143/2014) auf. Die Liste der EU zu invasiven Arten, die außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets durch menschliches Einwirken eingebracht wurden und deren Einbringung oder Ausbreitung die Biodiversität oder die damit verbundenen Ökosystemleistungen gefährdet, wird laufend aktualisiert. Sie umfasst bei Bäumen unter anderem die Weidenblatt-Akazie (*Acacia saligna*) und den Götterbaum (*Ailanthus altissima*), für die umfassende Verbote gelten. Für bereits weit verbreitete Arten sind Managementmaßnahmen verpflichtend, wobei der Prävention Priorität eingeräumt wird.

¹ Das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) schreibt grundsätzlich eine Genehmigungspflicht für das Ausbringen nicht-heimischer Pflanzen in der freien Natur vor (§ 40), wobei der Anbau in der Land- und Forstwirtschaft hiervon ausgenommen ist.

² In der Verordnung wird der Begriff „heimische Baumart“ als eine Baumart definiert, die in ihrem natürlichen früheren oder derzeitigen Verbreitungsgebiet und ihrem potenziellen Verbreitungsgebiet vorkommt, das heißt, in dem Verbreitungsgebiet, das sie natürlich einnimmt oder ohne direkte oder indirekte Einführung oder Pflege durch Menschen einnehmen könnte

8.4.2 Förderrichtlinien

In den Förderprogrammen des Bundes und der Länder sind die dort zulässigen Anteile nicht-heimischer Baumarten zur Schaffung standortgerechter, klimaresilienter Mischwälder quantifiziert. Die Förderung zu einem klimaangepassten Waldmanagement des BMLEH beinhaltet bei künstlicher Verjüngung einen standortheimischen Baumartenanteil von mehr als 50 %³. Basierend auf dem Rahmenplan der Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“ 2025 - 2028 (BMEL 2025) sehen die Förderrichtlinien der Länder für eine Wiederaufforstung durch Pflanzung die Verwendung standortgemäßer, überwiegend standortheimischer Baumarten vor. In dem bayerischen Programm WALDFÖPR 2025 wird zudem die Anlage von Praxisanbauversuchen mit alternativen Baumarten oder Herkünften durch Pflanzung gefördert, um systematisch Erfahrungen über deren Wuchsverhalten zu gewinnen. Im Förderprogramm NWW Baden-Württembergs dürfen bei Wiederbewaldung nach Extremwetter nicht-heimische Baumarten maximal 49 % der Verjüngungsfläche einnehmen darunter auch Roteiche und Douglasie. In Nordrhein-Westfalen sind im Programm FöRI Extremwetterfolgen der Anteil an standortheimischen Laubbaumarten auf mehr als 50 % der Bestandesfläche festgelegt.

8.5. Forstliche Zertifizierungssysteme

Das PEFC-System verwendet primär das Kriterium der "Standortgerechtigkeit" und verzichtet auf eine Definition nicht-heimischer Baumarten. Ebenfalls wird von klaren quantitativen Grenzen bei den Baumartenanteilen abgesehen und es sind hohe Anteile bereits etablierter nicht-heimischer Baumarten in Mischbeständen möglich. Es muss jedoch sichergestellt werden, dass die Naturverjüngung fremdländischer Baumarten nicht zur Beeinträchtigung und Verdrängung einheimischer Baumarten führt, allerdings ohne konkrete Standorte benennen zu müssen, im Gegensatz zum FSC-System. Beim FSC-System ist die Nutzung fremdländischer Baumarten auf maximal 20 % der Verjüngungsfläche und des Gesamtbestandes begrenzt und Risikostandorte müssen explizit benannt werden. Diskussionspunkte für beide Zertifizierungssysteme sind die generelle Zulassung nicht-heimischer Baumarten mit ihren potenziellen Risiken, inklusive der Zuverlässigkeit und Genauigkeit bisheriger Invasivitätsbewertungen. Bei der Beurteilung des FSC-Systems wird außerdem die strikte 20 %-Grenze und das eingeschränkte Artenspektrum⁴ im Hinblick auf die zukünftigen ökonomischen Möglichkeiten eines Betriebs diskutiert.

³ Die Förderung über das Programm „Klimaangepasstes Waldmanagement Plus“ des BMUKN sieht eine Begrenzung auf maximal 20 Prozent für nicht-heimische Baumarten vor. Eine Antragstellung ist derzeit nicht möglich. Bevorzugt werden sollen in Europa heimische Arten, die unter Klimawandelbedingungen natürlich einwandern würden. Ein

Einbringen anderer nicht-heimischer Baumarten ist zu unterlassen. Als Ausnahmen werden Baumarten mit langer Anbautradition wie Douglasie und Roteiche auf unbedenklichen Standorten genannt.
⁴Auch bereits lang etablierte Arten (Archeophyten) wie Walnuss und Esskastanie werden derzeit im FSC-System als nicht-heimisch eingestuft.

9. Waldbauliche Integration der unterstützten Migration

Die unterstützte Migration von Baumarten und Herkünften ist in der Regel eine von mehreren Optionen in umfassenden Anpassungsstrategien. Um Risiken zu mindern und ein größeres Portfolio an zukünftigen Entwicklungsoptionen zu erhalten, umfassen waldbauliche Anpassungsstrategien häufig ebenso eine Diversifizierung der Baumartenzusammensetzung sowie der Bestandes- und Landschaftsstrukturen einschließlich einer optimierten Bestandespflege, um Vitalität, Stabilität und Mischung von Bäumen zu befördern (Bauhus 2022). Diese anderen Anpassungsoptionen können sehr gut mit der unterstützten Migration kombiniert werden. Gerade durch waldbauliche Maßnahmen können einerseits die Potenziale der unterstützten Migration genutzt und gleichzeitig mögliche Risiken reduziert werden. Dies erfordert flexible, diversifizierte und anpassungsfähige waldbauliche Systeme. Hierzu gehören:

Identifizierung von Waldflächen mit Bedarfen für die unterstützte Migration

Der Anpassungsbedarf der Wälder ist aufgrund sehr unterschiedlicher standörtlicher Voraussetzungen und der gegenwärtigen Bestandesstrukturen räumlich sehr heterogen. Das trifft auch auf die Notwendigkeit für die Einbringung alternativer Baumarten und Herkünfte zu. Gleichzeitig sind die Kapazitäten für eine Implementierung der unterstützten Migration (finanzielle Ressourcen, Personal, und Vermehrungsgut) begrenzt. Daher ist eine Konzentration der unterstützten Migration auf solche Standorte bzw. Waldbestände geboten, die a) hinsichtlich der gegenwärtigen Baumartenzusammensetzung bzw. zukünftigen Angepasstheit sehr vulnerabel sind und b) wo ein hohes klimawandelbedingtes Risiko hinsichtlich der zukünftigen Bereitstellung von Ökosystemleistungen besteht (z. B. Hang- und Bodenschutzwälder).

Planungsinstrumente für eine solche Priorisierung bestehen zum Teil bereits oder sind in der Entwicklung (Baumartenrisikokarten Baden-Württemberg; Baumarteneignungskarten Bayern, Baumartenempfehlungen BaEm Hessen, Niedersachsen, Schleswig-Holstein, Sachsen-Anhalt etc.). Diese Instrumente sind allerdings häufig auf wenige Baumarten begrenzt, oder stehen mangels flächendeckender Standortkartierung nicht für alle Waldflächen zur Verfügung.



Foto 7: Informationen zu alternativen Baumarten sind sehr nachgefragt. Diese Information beruht nur für einen Teil der infrage kommenden Arten auf mittel- bis langfristigen, systematischen Anbauversuchen in Deutschland. Die forstlichen Versuchsanstalten auf Länderebene stellen dieses Wissen – wie hier gezeigt – bereit (Foto: J. Bauhus).

Die Integration von neuen Baumarten in gemischten Beständen oder in diversen Waldlandschaften

In vielen Fällen ist es sinnvoll, anstelle von Reinbeständen struktur- und artenreiche Mischbestände zu etablieren oder weiterzuentwickeln. In diesen, können die Alternativbaumarten oder besser angepasste Herkünfte heimischer Baumarten integriert werden. Gemischte und strukturreiche Bestände erhöhen die ökologische Stabilität und Anpassungsfähigkeit (Bauhus et al. 2017a, Jactel et al. 2017). Die Mischung mit anderen Baumarten, insbesondere Schattbaumarten, er-

möglichst zudem eine Kontrolle der natürlichen Verjüngung weniger schattentoleranter, eingeführter Baumarten, wenn diese nicht erwünscht ist. In vielen Fällen ist aus waldbaulicher Sicht und im Sinne einer naturgemäßen Waldwirtschaft die natürliche Verjüngung der eingeführten Arten explizit erwünscht, denn dies spart Kosten im Vergleich zur Pflanzung oder Saat, bietet bei hohen Sämlingsdichten ein größeres Selektionspotenzial und ermöglicht die Etablierung der Pflanzen ohne Schädigung des Wurzelsystems. In den Fällen, wo eine innige Mischung der eingeführten Baumart in Mischbeständen nicht praktikabel oder gewünscht ist, sollten die einzelnen Bestände eingeführter Arten auf Landschaftsebene mit Beständen anderer Arten gemischt sein. In beiden Fällen, Mischbestände und Mischung von Beständen auf Landschaftsebene, sollten im Sinne der Risikostreuung ein bestimmter Flächenanteil nicht überschritten werden. Solche Obergrenzen für Baumartenanteile können (bisher) nicht eindeutig wissenschaftlich abgeleitet werden. Sie sollten so gesetzt werden, dass negative Auswirkungen auf Ökosysteme vermieden werden, z. B. auf die Überlebenswahrscheinlichkeit der Populationen von waldbewohnenden Arten, bzw. das Ausmaß negativer Auswirkungen nicht den Status quo (ohne die Alternativbaumarten) übertrifft (siehe Anmerkungen zum Referenzsystem). Auf diese Weise kann sichergestellt werden, dass, auch wenn die Flächen nicht vollständig mit Alternativbaumarten bestockt sind, Optionen für die Entwicklung von Beständen mit zukünftig standortsangepassten Baumarten entstehen, insbesondere, wenn sich diese mittel- bis langfristig natürlich verjüngen können.

Punktuelle Etablierung von Alternativbaumarten zur Anreicherung von Verjüngungsflächen

Mit der weitständigen Etablierung von Alternativbaumarten, z. B. in Form von Gruppen/Clustern kann auch das bei bestimmten Baumarten wenig verfügbare Saatgut über eine größere Fläche verteilt und potenzielle Risiken gemindert werden. Hier wären insbesondere Störungsflächen geeignet. Bei der Etablierung

von Laubbaumarten in Form von typischen Trupppflanzungen wird i. d. R. nur etwa ein Drittel der Pflanzenzahl benötigt im Vergleich zu konventioneller Reihenpflanzung (Saha et al. 2017). Gleichzeitig bieten die Flächen zwischen den Trupps Raum für die eigen-dynamische Entwicklung artenreicher Mischungen (Saha et al. 2017). Auf diese Weise können auf Verjüngungsflächen Optionen für eine zukünftig stärker angepasste Baumartenzusammensetzung geschaffen werden, insbesondere wenn die neu etablierten Baumarten beginnen zu fruktifizieren. Jüngste Arbeiten zur Waldregeneration nach großflächigen Störungen infolge der Trockenjahre 2018-2020 in Mitteleuropa zeigen, dass Wälder zwar eine hohe kurz- bis mittelfristige Resilienz in Form einer stammzahlreichen Verjüngung aufweisen, jedoch eine deutliche Anpassungslücke besteht, da vorwiegend Baumarten verjüngt werden bzw. sich natürlich verjüngen, die für die zukünftigen klimatischen Bedingungen nicht geeignet sind (Potterf et al. 2026). Der Großteil (75 %) der verjüngten Sämlinge gehört Baumarten an, die selbst bei einem moderaten Klimawandelszenario (RCP 4,5) zum Ende dieses Jahrhunderts an den untersuchten Standorten nicht mehr innerhalb ihrer physiologischen Nische wüchsen. Dabei handelt es sich vorwiegend um Baumarten des Vorbestandes oder um wenig trocken- und hitzetolerante Pionierbaumarten, deren Dominanz zu einer Verzögerung des Anpassungsprozesses im Sinne eines Lag-Effekts (Puettmann und Bauhus 2023) und somit einer Fehlanpassung führt. Dieses Ergebnis stellt die derzeitig praktizierten waldbaulichen Ansätze zur Verjüngung von Störungsflächen und Anpassungserfordernisse in Frage. Es zeigt, dass Störungsflächen nicht in ausreichender Weise zur Beschleunigung der Anpassung genutzt werden. Die Gründe dafür können in unzureichenden finanziellen und personellen Kapazitäten, fehlender Information zu Anpassungsbedarfen oder an mangelndem Vermehrungsgut geeigneter Alternativbaumarten liegen. Diese Punkte gilt es zu adressieren, wenn Störungsflächen in Zukunft besser für die Anpassung, auch über unterstützte Migration, genutzt werden sollen.

Identifizierung, Bewertung und Sicherung von bereits etablierten Anbauten/Vorkommen von alternativen Baumarten

In der Vergangenheit wurde vielfach klein(st)flächig viel mit neuen Baumarten experimentiert – auch außerhalb von wissenschaftlichen Anbauversuchen. Diese oftmals nicht sehr gut dokumentierten Anbauten und Vorkommen sollten gesichert, geprüft und tiefergehend untersucht werden, z. B. mittels genetischer Analyse zur Ermittlung des ursprünglichen Herkunftsgebietes (z. B. Kurz et al. 2023), der retrospektiven Analyse des Wachstums und der Stressreaktionen (z. B. Kohler et al. 2024), oder der Performance der Nachkommen, in einigen Fällen auch Hybriden, in Bezug auf relevante Stressoren. Dies ermöglicht Entscheidungen über die Eignung von potenziellen Saatgutentbeständen im In- oder Ausland. Gleichzeitig können diese in der Vergangenheit etablierten Vorkommen der Alternativbaumarten auch als natürliche Ausbreitungskerne dienen.

Anpassung der Jungwuchs- und Bestandespflege

Das Einbringen weiterer, teilweise bisher selten genutzter Baumarten oder Herkünfte aus wärmeren bzw. trockeneren Regionen erfordert mehr Flexibilität in Pflanz- und Verjüngungsverfahren sowie im Management der Verjüngung. Auch wenn die alternativen Baumarten und Provenienzen mittel- bis langfristig gut an die jeweiligen Standortbedingungen angepasst sein sollten, können einige dieser Baumarten in den verschiedenen Phasen der Bestandesentwicklung gegenüber anderen, bereits etablierten oder ebenfalls verjüngten Baumarten im Wuchs unterlegen sein. Dies ist bei einigen relativ trockenstresstoleranten Baumarten wie Elsbeere, Speierling oder Feldahorn der Fall (Kunz et al. 2016, Schmucker et al. 2024). Diese Baumarten können in der Konkurrenzfähigkeit auch durch bevorzugten Verbiss beeinträchtigt werden (Szymura et al. 2014). Daher müssen Mischungsformen, sowie Beginn, Frequenz und Intensität der Pflegemaßnahmen darauf ausgerichtet sein, dass die alternativen Baumarten im Konkurrenzgefüge der Mischbestände

bestehen und diese Zukunftsinvestition der unterstützten Migration nicht vergebens war. Dazu kann z. B. eine frühzeitige Markierung bestimmter Jungwüchse helfen, damit diese bei der Jungwuchspflege nicht übersehen werden. Heterogene und baumartenreiche Jungbestände bedürfen zudem häufigerer Pflegeeingriffe, um die verschiedenen Baumarten entsprechend ihrer Wuchsdynamik zu fördern (Bauhus et al. 2017b). Dies gilt insbesondere für Baumarten und Herkünfte, für die wenig Erfahrungswerte hinsichtlich ihrer Konkurrenzfähigkeit vorliegen.



*Foto 8: Im Klimawandel rücken seltene heimische Arten wie die Elsbeere (*Sorbus torminalis*) verstärkt in den Fokus. Über deren Physiologie und Genetik ist jedoch oft noch wenig bekannt (Foto: J. Bauhus)*

Wahl von Baumarten und Herkünften

Die verschiedenen Arten der unterstützten Migration (siehe Box 1) sollten für ein stufenweises Konzept verwendet werden. D. h. dort wo die gewünschten bzw. erforderlichen Anpassungsziele mit der Einbringung von besser angepassten Herkünften erreicht werden

können, sollte man sich zunächst auf diese Populationsmigration stützen. Erst wenn mit diesem Ansatz die Anpassungsziele nicht erreicht werden können, sollte auf die Ausdehnung des etablierten Verbreitungsgebietes heimischer oder nicht-heimischer europäischer Art gesetzt werden. Dadurch werden Arten präferiert, die hinsichtlich ihrer Ökosystemfunktionen und abhängigen taxonomischen Diversität den standortheimischen Arten nahekommen (phylogenetische Nähe). Eng verwandte Arten oder auch entsprechende Kombinationen von Arten könnten z. B. den funktionalen Verlust von heimischen Arten (z. B. Ulmen und Eschen) ausgleichen (z. B. Broome et al. 2019). Erst wenn diese ersten beiden Optionen der unterstützten Migration nicht ausreichen würden, um die Anpassungsziele zu erreichen, sollte auf die Einbringung von Arten weit außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes zurückgegriffen werden. Bei bereits etablierten nicht-heimischen Arten, die sich weitgehend bewährt haben, z. B. die Douglasie, sollte analog verfahren werden. D. h. bevor man für Standorte, an denen die existierenden Douglasienbestände in Zukunft nicht mehr als ausreichend angepasst angesehen werden müssen, neue alternative Nadelbaumarten einführt, sollte zunächst das Potenzial alternativer Herkünfte der Douglasie geprüft bzw. ausgeschöpft werden. Die Anwendung eines stufenweisen Konzepts der unterstützten Migration könnte auch dazu beitragen, die gesellschaftlichen Konflikte um die Einführung von Alternativbaumarten abzumildern.

Verzicht auf invasive Arten

Auf die Verwendung nachweislich invasiver Baumarten oder solchen mit einem hohen Invasivitätsrisiko sollte grundsätzlich verzichtet werden. Bereits fest etablierte invasive Arten wie z. B. die Spätblühende Traubenkirsche sollten nicht weiter gefördert werden. Ihre Kontrolle bzw. Nutzung sollte im Rahmen entsprechender waldbaulicher Verfahren erfolgen (z. B. Nyssen et al. 2024).

Integration in strategische und adaptive Managementkonzepte

Die unterstützte Migration und der damit verbundene Waldumbau müssen von einem adaptiven Management begleitet werden, das auf Beobachtungen, Monitoringergebnissen und neuen Forschungserkenntnissen basiert.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die waldbauliche Integration der unterstützten Migration zu deutlichen Mehrkosten führen wird. Dieser Ansatz kann nur durch eine deutlich stärkere künstliche Verjüngung – meist Pflanzung - erfolgen, die im Vergleich zur gegenwärtigen, weit überwiegenden Naturverjüngung (laut den Ergebnissen der BWI 2022 besteht der junge Wald zu 91 Prozent aus Naturverjüngung, BMLEH 2024b) deutlich teurer ist. Die erfolgreiche Integration alternativer Baumarten und Herkünfte bedarf zudem einer intensiveren Waldpflege und wird in vielen Fällen in Mischbeständen mit einer höheren Managementkomplexität erfolgen. Die Erarbeitung und der Ausbau der wissenschaftlichen Grundlagen sowie das Monitoring der unterstützten Migration verursachen beträchtliche zusätzliche Investitionen bzw. laufende Kosten. Diese Bedarfe sind sowohl bei der forstlichen Förderung von Verjüngungsmaßnahmen und der Waldpflege im Rahmen der Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“ (GAK) als auch der Forschungsförderung zu berücksichtigen.

10. Forschungsbedarf

Nur für einen sehr kleinen Anteil potenziell geeigneter Kandidatenbaumarten lässt sich bereits heute aus bestehenden Anbauversuchen die Zukunftsfähigkeit und Anbauwürdigkeit auf bestimmten heimischen Standorten abschätzen. Der Wissensstand zu den ökologischen Nischen bzw. Grenzbereichen der Anpassung der potenziell geeigneten Baumarten ist höchst unterschiedlich und weitgehend von ihrer bisherigen Verwendung (Forstwirtschaft, Gartenbau, Arboreten) und ihrer natürlichen bzw. anthropogen bestimmten Einwanderungsgeschichte abhängig. Ein besonders hohes Wissensdefizit besteht hinsichtlich der Varianz anpassungsrelevanter Merkmale unterhalb der Artebene, da z. B. Herkunftsversuche und Klonprüfungen bisher überwiegend auf die forstwirtschaftlich relevanten Hauptbaumarten und wenige Kriterien wie Produktivität und Holzqualität ausgerichtet waren.

Vor diesem Hintergrund ergibt sich ein Forschungsbedarf zur Bewertung der Amplituden der Anpassungs- und Leistungsfähigkeit von Baumarten, einschließlich ihrer innerartlichen Varianz, um eine aktualisierte waldbauliche Anbaueignungsbeurteilung vornehmen zu können. Da Gewächshausversuche unter simulierten Klimabedingungen und Informationen aus „Klimaanaloggebieten“ hierzu nur erste Orientierungen liefern können, sind Versuchsanbauten unter verschiedenen Standortbedingungen Deutschlands unerlässlich.

Ein umfassender Versuchsansatz, der auch waldökologische Aspekte einschließt (z. B. Konkurrenzbeziehungen zu heimischen Arten; Pflanze-Insekten-Interaktionen, Mikrobiom) muss in ein bundesweites Versuchsprogramm integriert werden, für das seit September 2020 ein erster Entwurf vorliegt, der von der Bund-Länder-Arbeitsgruppe „Forstliche Genressourcen und Forstsaatgutrecht“ erarbeitet wurde (BLAG FGR unveröffentlicht).

Eine grundsätzliche Barriere ist der Zugang zu einer hinreichenden Menge an Vermehrungsgut. Neben dem Aufbau eigener geprüfter Saatgutquellen sollten auch Potenziale zur vegetativen Vermehrung untersucht werden.

11. Abschließende Bewertung und Handlungsempfehlungen

Die Entwicklung von anpassungsfähigen, resilienten Wäldern ist ein zentrales Anliegen zur nachhaltigen Bereitstellung von Ökosystemleistungen. Die durch den Klimawandel ausgelösten Standortveränderungen einschließlich der Häufung von Extremereignissen machen es zunehmend unsicher, dass (1) die ökophysiologischen Amplituden zur Anpassung der aktuell angebauten Hauptbaumarten sowie (2) die natürlichen genetischen Adaptationsprozesse (Mutation, Rekombination) mittelfristig ausreichen werden, um deren Vitalität und Überlebensfähigkeit auf einem flächenmäßig relevanten Anteil der heutigen Waldstandorte zu gewährleisten. Dies erfordert von den forstpolitisch engagierten Stakeholdern die Bereitschaft, sich bei der Bewertung von waldbaulichen Maßnahmen nicht allein an historischen und kulturgeschichtlich etablierten Referenzen zu orientieren, sondern das *Mindset* an den erwarteten zukünftigen Ereignissen und Bedingungen auszurichten. In jedem Fall sollte deutlich werden, welche Bezüge und Begründung einer Bewertung von Baumarten, bzw. ihrer Funktion und Wirkung, entlang der Dichotomie von „heimisch“ und „fremd“ zugrunde liegen. Im Rahmen der Risikoversorge stellt die Suche nach besser klimaangepassten Alternativbaumarten und Herkünften, einschließlich ihrer unterstützten Migration, eine wichtige Option dar, um die Resilienz von Wäldern zu erhöhen. Die unterstützte Migration ist somit ein integrierter Bestandteil eines Gesamtkonzeptes zur Klimaanpassung und zur waldbaulichen Entwicklung von Mischbeständen mit mehreren Baumarten. Dennoch wird es keine Gehölzarten – weder heimische noch nicht-heimische - geben, die allen Risiken des Klimawandels trotzen können. Vielmehr ist die unterstützte Migration ein Weg, um Zeit für weitere, langandauernde Anpassungsprozesse zu gewinnen.

Sie ist insbesondere dort gefragt, wo die derzeit vorhandene Bestockung nicht mehr standortangepasst ist, bzw. das aktuelle natürliche Baumartenspektrum stark eingeschränkt ist. Mit den erwarteten Potenzialen sind gleichfalls Risiken verbunden, die es unter Berücksichtigung einiger Grundsätze und Rahmenbedingungen zu begrenzen gilt.



Foto 9: Anbauversuche mit neuen Herkünften dürfen sich nicht auf Zuwachs und Gesundheit beschränken; sie müssen ebenso Folgen für Boden, Stoffkreisläufe und Biodiversität analysieren (Foto: T. Kattenborn).

Um die Potenziale der unterstützten Migration von alternativen Baumarten in verantwortlicher Weise ausschöpfen zu können,

1. sollte die Anwendung der verschiedenen Arten der unterstützten Migration im Rahmen eines stufenweisen Konzepts erfolgen. D. h. dort wo die angestrebten Anpassungsziele mit der Einbringung von besser angepassten Herkünften erreicht werden können, sollte man sich auf die Populationsmigration stützen. Nur wenn mit diesem Ansatz die Anpassungsziele nicht erreicht werden können, sollte auf die Ausdehnung des etablierten Verbreitungsgebietes heimischer oder nicht-heimischer europäischer Arten gesetzt werden. In diesem Fall sollten Arten präferiert werden, die hinsichtlich ihrer Ökosystemfunktionen und abhängigen taxonomischen Diversität den standortheimischen Arten nahekommen (phylogenetische Nähe). Erst wenn diese ersten beiden Optionen der unterstützten Migration nicht ausreichen würden, um die Anpassungsziele zu erreichen, sollte auf die Einbringung von Arten weit außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes zurückgegriffen werden. Bei bereits etablierten nicht-heimischen Arten, die sich weitgehend bewährt haben, z. B. die Douglasie, sollte analog verfahren werden. D. h. zunächst sollte das Potenzial alternativer Herkünfte diese Baumarten geprüft bzw. ausgeschöpft werden bevor man neue alternative Nadelbaumarten einführt. Die **Anwendung eines stufenweisen Konzepts** der unterstützten Migration könnte auch dazu beitragen, die gesellschaftlichen Konflikte um die Einführung von Alternativbaumarten abzumildern (s. Kapitel 9).
2. ist die Eignung nicht nur pauschal auf der Ebene der Arten, sondern insbesondere auf der Ebene der Herkünfte (Populationen, Saatguterntebestände) festzustellen. Hierzu müssen zeitnah kombinierte Herkunfts- und Anbauversuche und Praxisanbauversuche in Wäldern in verschiedenen Regionen in Deutschland angelegt werden. Erste Forschungsarbeiten hierzu werden bereits öffentlich gefördert. (**Wissenschaftlich fundierte Herkunftswahl**; s. Kapitel 7)
3. sollten Waldbesitzende bzw. Forstleute im Rahmen des Wissenstransfers der zuständigen Fachstellen bei der aktiven Integration neuer Baumarten bzw. Herkünfte unterstützt und während der Umsetzung von Maßnahmen begleitet werden. Die Maßnahmen sollten ausreichend genau dokumentiert werden, um schneller als bisher belastbare Erfahrungen mit den ausgebrachten Herkünften und Arten zu gewinnen. Forstbetriebe und Stakeholder sollten in gleicher Weise Zugang zu Fachinformationen haben, um insbesondere im Konfliktfall offene Fragen wissenschaftsbasiert klären können. (**Informationsteilhabe**; s. Kapitel 8.2 und 9)
4. müssen Baumarten ausgewählt und gefördert werden, die als Ersatz- oder Ergänzungsbaumarten die erwarteten Ökosystemleistungen unter extremer werdenden Klimabedingungen weitgehend erfüllen. Hierzu liegen einige Literaturstudien vor, die mit regionalen Schwerpunkten aktuell eine überschaubare Anzahl von Alternativbaumarten für Deutschland empfehlen. Die Einbringung von alternativen Herkünften und Baumarten sollte dabei je nach Anpassungsnotwendigkeiten einem Stufenmodell der unterstützten Migration folgen: beginnend mit der Populationsmigration innerhalb des Verbreitungsgebietes einer heimischen oder etablierten Art über die Ausdehnung des etablierten Verbreitungsgebietes bis hin zur Einbringung von Arten weit außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes. (**Baumartenauswahl**; s. Kapitel 7.2)

5. müssen die waldbaulichen Empfehlungen zur Integration dieser Baumarten in die heimischen Waldgesellschaften berücksichtigt werden. Von zentraler Bedeutung ist die kleinflächige Einbringung dieser Baumarten auf Bestandesebene und Verteilung in der Landschaft, insbesondere in geeigneten Mischungen mit derzeit heimischen Baumarten. (**waldbauliche Integration**; s. Kapitel 9)
6. ist darauf zu achten, dass auf den Versuchsflächen eine ausreichende regional-typische genetische Vielfalt der Ursprungsgebiete vertreten ist und keine Einengungen der genetischen Vielfalt stattgefunden hat (Nachkommen-schaften nur weniger Mutterbäume, hohe Verwandtschaftsgrade). Ansonsten können Leistungs-, Qualitäts- und Anpassungsmerkmale eher auf „Sampling-Effekte“ als auf „Herkunftsunterschiede“ zurückzuführen sein (**Genetische Repräsentativitätssicherung**; s. Kapitel 9).
7. müssen kurzfristig Saatguterntebestände (sofern in Einzelfällen vorhanden) im Inland oder im europäischen (vorderasiatischen) Ausland ausgewählt, anerkannt und zugelassen werden. (**Zulassung von Saatguterntebeständen**; s. Kapitel 8.3.1)
8. muss der Transfer von Saat- und Pflanzgut von klimatisch geeigneten Herkünften systematisch und zentral für alle Bundesländer, z. B. über Bundesländer-Gremien abgestimmt und der Zugang ermöglicht werden. Hierzu sind länderübergreifende abgestimmte Initiativen notwendig, die z. B. auf wissenschaftlich fundierten Herkunftsempfehlungen und Herkunftsdatenbanken basieren. (**Koordinierter Herkunftstransfer**; s. Kapitel 8.1)
9. müssen mittel- und langfristig eigene Bestände (resp. Samenplantagen) zur Erzeugung von forstlichem Vermehrungsgut aufgebaut werden, um einerseits von Saatgutimporten unabhängiger zu werden und gleichzeitig Selektionseffekte heimischer Standortbedingungen zu nutzen. (**Aufbau von Saatguterntebeständen**; s. Kapitel 8.1)
10. sollten den spezifischen Holzeigenschaften und -qualitäten entsprechende Produkte, Herstellungsverfahren und Verwendungen sowie wirtschaftlich sinnvolle Wertschöpfungsketten entwickelt werden (**Nutzungsmöglichkeiten für spezifische Holzeigenschaften**; s. Kapitel 5.2 und 5.3)
11. sind für ein stark diversifiziertes Holzaufkommen („Holzarten-Mix“) und auch für Nebenprodukte der neuen Baumarten Nutzungsmöglichkeiten mit hoher Wertschöpfung zu schaffen (**Nutzungsmöglichkeiten für Holzarten-Mixe und Nebenprodukten**; s. Kapitel 5.2 und 5.3)

Um die Risiken der unterstützten Migration für Ökosysteme, Waldbesitzende und Gesellschaft minimieren zu können,

12. sind alternative Baumarten vordringlich als Ersatz- und Ergänzungsbaumarten gezielt dort einzubringen, wo heimische Baumarten zur Erfüllung von diversen Ökosystemleistungen versagen (**Notfallprogramm**; s. Kapitel 7.1).
13. ist die die Beratung von Waldeigentümern zu den Chancen, Risiken, Rahmenbedingungen und zum wissenschaftlichen Kenntnisstand zu stärken, um eine unkoordinierte Einführung nicht-heimischer Arten zu vermeiden (**Information und Koordination**; s. Kapitel 8.2)
14. sollte die genetische Vielfalt (und Herkunft) eingeführten Saatgut- und Pflanzpartien als Grundlage der Anpassungsfähigkeit und Sicherung der Ökosystemleistungen regelmäßig stichpunktartig, analog zu etablierten Kontrollen und Zertifizierungssystemen (z. B. ZÜF, FFV) überprüft werden. (**Sicherung der genetischen Vielfalt**; s. Kapitel 8.3.1)
15. sind Anbauten mit alternativen Baumarten mit einem extensiven Monitoring zum Entwicklungserfolg (zeitnah: z. B. Mortalität), zur Ausbreitung (mittelfristig: z. B. Blüte, Fruktifikation, Verjüngung) und zur ökosystemaren Wirkung (mittelfristig: z. B. analog zum NaBioWald-Konzept vgl. Bolte et al. (2022, 2025) zu begleiten. Hierzu sollten überwiegend etablierte Monitoringsysteme genutzt und ggf. erweitert werden. (**Wirkungsmonitoring**; s. Kapitel 9)
16. sollte die genetische Struktur von Populationen exemplarisch vor und nach dem Einbringen neuer Herkünfte oder Arten auf der Basis langfristiger Versuchsflächen systematisch erfasst werden, um z. B. nach Erreichen der Geschlechtsreife die genetische Diversität, Populationsstruktur und Hybridisierungsraten verfolgen zu können. (**Genetisches Monitoring**; s. Kapitel 7)
17. muss die phytosanitäre Unbedenklichkeit von importierten Pflanzenpartien streng kontrolliert werden, um die Einschleppung von Quarantäneschädlingen unbedingt zu vermeiden. Bei früh erkanntem Auftreten derartiger Neobiota ist ein schnelles und konsequentes Handeln zur Vernichtung der Individuen notwendig. (**Phytosanitäre Kontrolle**; s. Kapitel 6).
18. ist zu vermeiden, dass autochthone Arten (Beispiel: Schwarzpappel) oder lokal angepasste Populationen von Waldbäumen (Beispiel Harz-Fichte) durch Einkreuzungen verloren gehen; Vermeidung von ungewünschter Hybridisierung), z. B. durch Abstandsregelungen (**Schutz genetischer Integrität**; s. Kapitel 6.2).

Um diese Handlungsempfehlungen umzusetzen, bedarf es:

19. rechtlicher Klarstellungen sowie **verlässlicher Übergangs- und Bestandsschutzregelungen**, um langfristige forstliche Anpassungsmaßnahmen vor nachträglicher Unzulässigkeit und Haftungsrisiken zu schützen.
20. der Entwicklung fachlich fundierter „**Positivisten klimaangepasster Baumarten**“ sowie klarer rechtlicher Rahmenbedingungen, um Planungssicherheit zu erhöhen und die Einführung geeigneter Baumarten zu erleichtern. Dieser rechtliche Rahmen sollte auch die Mindestanforderungen hinsichtlich der Begleitforschung und des Monitorings festlegen.
21. einer stärkeren Ausrichtung von naturschutz- und forstrechtlichen Genehmigungs-, **Befreiungs- und Abwägungsregelungen auf klimabedingte Anpassungserfordernisse** und der Vermeidung von pauschalen Ausschlüssen nicht-heimischer Baumarten.
22. einer **wissensbasierten Waldanpassung**, die auf der Grundlage von Herkunfts- und Anbauversuchen, Modellierungen und Risikoabschätzungen sowie eines Monitorings beruhen, die die unterstützte Migration von alternativen Baumarten nicht grundsätzlich ausschließt. Dies sollte eine kritische Auseinandersetzung mit fehlgeschlagenen Einführungen von nicht-heimischen Baumarten miteinschließen.
23. einer **transnationalen, insbesondere europäischen Kooperation**, die z. B. die europaweite Erzeugung und den Saatguttransfer nach harmonisierten Standards zu Herkunftsnachweisen, Saatguternten und zur Qualitätskontrolle einschließt.
24. einer **koordinierten Zusammenarbeit** der Akteure auf nationaler und europäischer Ebene bei der (wechselseitigen) Verwendung von Arten/Herkünften anderer Herkunftsländer, u. a. um Risiken frühzeitig zu erkennen und um methodisch einheitliche Standards zur Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten.
25. **dauerhafter Förderinstrumente** für die Anpassung der Wälder mittels unterstützter Migration, die den höheren Kosten durch die Verwendung alternativer Baumarten und Herkünfte Rechnung tragen.
26. eines **Ausbaus gezielter Informations- und Schulungsangebote zur Thematik** für Waldbesitzende und Verbände zur fachlich fundierten Umsetzung unterstützter Migration und Vermeidung unkontrollierter Verbreitung von neuen Baumarten und Herkünften.
27. eine Begleitung der durchgeführten Maßnahmen durch **Informations- und Bildungsangebote** für die interessierte Bevölkerung.
28. **langfristiger Test- und Beobachtungsflächen** im Rahmen koordinierter Forschungsnetzwerke, die interdisziplinär untersucht werden.

Literatur

- Aitken SN, Yeaman S, Holliday JA, Wang T, Curtis-McLane S (2008) Adaptation, migration or extirpation: climate change outcomes for tree populations. *Evolutionary Applications* 1 (1), S. 95–111
- Aitken, S N, Bemmels, J B (2015) Time to get moving: Assisted gene flow of forest trees. *Evolutionary Applications* 9: S. 271 - 290
- Albert M, Nagel RV, Suttmöller J, Schmidt M (2018) Quantifying the effect of persistent dryer climates on forest productivity and implications for forest planning: a case study in northern Germany. *Forest Ecosystems*, 5(1), 33
- Albrecht AT, De Avila AL (2019). Ein Vorschlag zur literaturbasierten Ermittlung möglicher Alternativbaumarten im Klimawandel am Beispiel der Artensteckbriefe in Baden-Württemberg. *Allg. Forst Jagdztg*, 189, S. 129 - 143
- Aldinger E, Michiels HG (1997) Baumarteneignung in der forstlichen Standortskartierung Baden-Württemberg. *AFZ-DerWald*, 52: S. 234-238
- Ammer C, Bolte A, Herberg A, Höltermann A, Kruess A, Krug A, Nehring S, Schmidt O, Spellmann H, Vor T (2016) Empfehlungen für den Anbau eingeführter Waldbaumarten. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 48 (5), S. 170 - 171
- Ammer U, Utschick H (2004) Folgerungen aus waldökologischen Untersuchungen auf hochproduktiven Standorten. *Forst und Holz* 59 (3), S. 119 – 128
- Augusto L, De Schrijver A, Vesterdal L, Smolander A, Prescott C, Ranger J (2015) Influences of evergreen gymnosperm and deciduous angiosperm tree species on the functioning of temperate and boreal forests. *Biol. Rev.* 90, S. 444 - 466
- Baeten L, Bruelheide H, van der Plas F, Kambach S, Ratcliffe S, Jucker T, Allan E et al. (2019) Identifying the tree species compositions that maximize ecosystem functioning in European forests. *Journal of Applied Ecology* 56, S. 733 - 744
- Ballero M, Ariu A, Falagiani P (2003) Allergy to *Ailanthus altissima* (tree of heaven) pollen. *Allergy*; Jun;58(6):532-3.
- Barbier S, Balandier P, Gosselin F (2009) Influence of several tree traits on rainfall partitioning in temperate and boreal forests: a review. *Ann. For. Sci.* 66, 602
- Bärmann L, Kaufmann S, Weimann S, Hauck M (2023) Future forests and biodiversity: Effects of Douglas fir introduction into temperate beech forests on plant diversity. *Forest Ecology and Management*, 545, 121286
- Bauhus J, Forrester DI, Gardiner B, Jactel H, Vallejo R, Pretzsch H (2017a) Ecological stability of mixed-species forests. In: Pretzsch H, Forrester D, Bauhus J (Eds.) *Mixed-Species Forests - Ecology and Management*. Springer Verlag Germany, Heidelberg, S. 337-382
- Bauhus J, Forrester DI, Pretzsch H, Felton A, Pyttel P, Benneter A (2017b) Silvicultural options for mixed-species stands. In: Pretzsch H, Forrester DI, Bauhus J (Eds.) *Mixed-Species Forests - Ecology and Management*. Springer Verlag Germany, Heidelberg, S. 433-501
- Bauhus J (2022) Die Anpassung der Wälder an den Klimawandel – eine waldwirtschaftliche Perspektive. *Natur und Landschaft* 97 (07), S. 318 - 324
- Bergmann KC, Werchan M, Werchan B (2020) Allergy to tree-of-heaven pollen in Germany: detection by positive nasal provocation. *Allergo J Int* 29, S. 126 – 128
- Berr K, Jenal C (2022) Wald-Ästhetiken. Empirische Ergebnisse im Licht theoretischer Reflexionen über Natur und Landschaft. S. 53 - 98 In: Berr K, Jenal C (eds) *Wald in der Vielfalt möglicher Perspektiven. RaumFragen: Stadt – Region – Landschaft*. Springer VS, Wiesbaden. 542 S.
- Bindewald A (2021) Assessment of the invasiveness of non-native tree species in European forests (Diss.). Univ. Freiburg, 80 S.
- Bindewald A, Brundu G, Schueler S, Starfinger U, Bauhus J, Lapin K (2021) Site-specific risk assessment enables trade-off analysis of non-native tree species in European forests. *Ecology and Evolution* 11, S. 18089 - 18110
- Bindewald A, Michiels G, Bauhus J (2020) Risk is in the eye of the assessor: comparing risk assessments of four non-native tree species in Germany. *Forestry* 93, S. 519 - 534
- Blackbourn, D (2006) *Die Eroberung der Natur. Eine Geschichte der deutschen Landschaft*. DVA, München. 592 S.
- Blackburn TM, Essl F, Evans T, Hulme PE, Jeschke JM, Kühn I, Kumschick S et al. (2014) A Unified Classification of Alien Species Based on the Magnitude of their Environmental Impacts. *PLoS Biol* 12(5): e1001850.
- BMEL (2025) Rahmenplan der Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“ 2025-2028. Stand April 2025 hrsg. vom Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft; 196 S.
- BMLEH (2024a) *Wald in Deutschland. Ergebnisse der Waldzustandserhebung 2024*, Bundesministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Heimat (BMLEH) Referat 515, 80 S.
- BMLEH (2024b) *Der Wald in Deutschland. Ausgewählte Ergebnisse der vierten Bundeswaldinventur*. Bundesministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Heimat (BMLEH) Oktober 2024, Corrigendum Jan. 2026; 60 S.
- BMELH (2025) *Waldentwicklung und Rohholzaufkommen Modellierung für die Jahre 2023 bis 2062*. Bundesministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Heimat.
- Bolte A, Ammer C, Blaschke M, Bräsicke N, Caspari S, Degen B, Kroiher F (2025) Konzept für ein nationales Biodiversitätsmonitoring im Wald (NaBioWald). Thünen Working Paper 195.
- Bolte A, Ammer C, Kleinschmit J, Kroiher F, Krüger I, Meyer P, Sukopp U (2022) Nationales Biodiversitätsmonitoring im Wald, *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 97 (8), S. 398 - 401
- Bolte A, Höhl M, Hennig P, Schad T, Kroiher F, Seintsch B, Englert H, Rosenkranz L (2021) Zukunftsaufgabe Waldanpassung. *AFZ Der Wald* 76(4): S. 12 - 16
- Bonannella C, Hengl T, Parente L, de Bruin S (2023) Biomes of the world under climate change scenarios. *PeerJ* 11:e15593.
- Booth J (1896) *Die Nordamerikanischen Holzarten und ihre Gegner*. Springer, Berlin. 87 S.
- Branco M, Brouckhoff EG, Castagneyrol B, Orazio C, Jactel H (2015) Host range expansion of native insects to exotic trees.

- Journal of Applied Ecology 52(1), S. 69 – 77
- Brang P, Spathelf P, Larsen JB., Bauhus J, Bončina A, Chauvin C, Drössler L, García-Güemes C, Heiri C, Kerr G, Lexer MJ, Mason B, Mohren F, Mühlethaler U, Nocentini S, Svoboda M (2014) Suitability of close-to-nature silviculture for adapting temperate European forests to climate change. *Forestry* 87, S. 492-503.
- Branquart E, D'hondt B, Vanderhoeven S, Kumschick S (2016) From impact studies to management actions: practicing risk analysis of introduced trees. *EFI*, S. 114 - 125.
- Brocknerhoff EG, Jactel H, Parrotta JA, Quine C P, Sayer J (2008) Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodivers Conserv* 17(5), S. 925 - 951
- Broome, A., Ray, D., Mitchell, R., & Harmer, R. (2019). Responding to ash dieback (*Hymenoscyphus fraxineus*) in the UK: woodland composition and replacement tree species. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 92(1), S. 108 - 119
- Brus R, Pötzelsberger E, Lapin K, Brundu G, Orazio C, Straigyte L, Hasenauer H (2019) Extent, distribution and origin of non-native forest tree species in Europe. *Scandinavian journal of forest research*, 34(7), S. 533 - 544
- Buckwitz S, Djahangard M, Yousefpour R (2025) Assessing the recreational value and preferences in the city forest of Freiburg, Germany, *Urban Forestry & Urban Greening*, Volume 107,
- Carme M, Delpierre N, François C, Morin X, Jourdan M (2024) Projections comparées de la répartition et de la croissance du chêne pubescent face au changement climatique. *Revue forestière française* 75(4), S. 323 - 343.
- Cavelier G, Weigel R, Enderle L, Leuschner C (2025) Douglas fir – A victim of its high productivity in a warming climate? *Science of The Total Environment* 973, 179100.
- Chakraborty D, Ciceu A, Ballian D, Benito Garzón M, Bolte A et al. (2024) Assisted tree migration can preserve the European forest carbon sink under climate change. *Nature Climate Change* 14, S. 845 - 852
- Cleary M, Oskay F, Doğmuş H T, Lehtijärvi A, Woodward S, Vettrano AM (2019) Cryptic risks to forest biosecurity associated with the global movement of commercial seed. *Forests*, 10(5), 459.
- D'Eramo M (2018) *Die Welt im Selfi. Eine Besichtigung des touristischen Zeitalters.* Suhrkamp, Berlin.
- D'Amato G, Vitale C, Lanza M, Molino A, D'Amato M (2016) Climate change, air pollution, and allergic respiratory diseases. *Current opinion in Allergy and Clinical Immunology*, 16, S. 434 - 440
- Dahl A. (2024) Naturschutz auf den Kopf gestellt: Die Roteiche wird Baum des Jahres. AG Rheinisch-Westfälischer Lepidopterologen e. V.; www.ag-rh-w-lepidopterologen.de/2024/10/28/ aufgerufen am 10.3.2026
- Danckelmann B (1884) Anbauversuche mit ausländischen Holzarten in den preußischen Staatsforsten. *Zeitschr. Forst-u. Jagdwesen* 16 (6 + 7), S. 289 - 371
- Davis M, Shaw R (2001) Range Shifts and Adaptive Responses to Quaternary Climate Change. *Science (New York, NY)* 292: 673–9.
- De Frenne P, Zellweger F, Rodriguez-Sanchez F, Scheffers B R, Hylander K, Luoto M, Vellend M, Verheyen K, Lenoir J (2019) Global buffering of temperatures under forest canopies. *Nature Ecology & Evolution*, 3, S. 744 - 749
- De Solan T, Fried G, Caillon A, Soubeyran Y, Albert A (2026) Integrating EICAT and EICAT+ assessments and expert knowledge to classify invasive alien plants in France. *NB* 105, S. 89 - 111
- Dickie IA, Bennett BM, Burrows LE, Nunez MA, Peltzer a DA, Porté A, Richardson DM et al. (2014) Conflicting values: ecosystem services and invasive tree management. *Biological Invasions* 16, S. 705 - 719
- Dimitrova A, Csilléry K, Klisz M, Lévesque M, Heinrichs S et al. (2022) Risks, benefits, and knowledge gaps of non-native tree species in Europe. *Front Ecol Evol* 10: 908464.
- Dohrenbusch A (1985) Wachstum und Frostresistenz junger Tannen aus der Türkei und Griechenland. *Schriften Univ. Göttingen* 80, S. 242 – 264
- Duputié A, Rutschmann A, Ronce O, Chuine I (2015). Phenological plasticity will not help all species adapt to climate change. *Global Change Biology* 21(8): 3062-3073. Elands BHM, O'Leary T (2002) The myth of forests: a reflection of the variety of rural identities in Europe and the role of forests in it. *The changing role of forestry in Europe: perspectives for rural development. Nature Forest in Society Proceedings 2* (2002), S. 25 - 50
- Eser U (1999) *Der Naturschutz und das Fremde. Ökologische und normative Grundlagen der Umweltethik.* Frankfurt/M. 266 S.
- Europäische Union (2014) Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten.
- Fernandes PM, Guiomar N, Rossa CG (2019) Analysing eucalypt expansion in Portugal as a fire-regime modifier. *Science of The Total Environment*.
- Feurdean A, Bhagwat S A, Willis KJ, Birks HJB, Lischke H, Hickler T (2013) Tree migration-rates: narrowing the gap between inferred post-glacial rates and projected rates. *PLoS One*, 8(8), e71797.
- Franić I, Prospero S, Hartmann M, Allan E, Auger-Rozenberg MA, Grünwald NJ et al. (2019) Are traded forest tree seeds a potential source of nonnative pests?. *Ecological Applications*, 29(7), e01971.
- Frank A, Howe GT, Sperisen C, Brang P, Clair JBS, Schmatz D R, Heiri C (2017) Risk of genetic maladaptation due to climate change in three major European tree species. *Global Change Biology*, 23(12), S. 5358 - 5371
- Fuchs S, Schuldt B, Leuschner C (2021). Identification of drought-tolerant tree species through climate sensitivity analysis of radial growth in Central European mixed broadleaf forests. *Forest Ecology and Management*, 494, 119287.
- FVA (2017) *Alternative Baumarten im Klimawandel: Artensteckbriefe.* Baden-Württemberg.
- FVA (2020) *Alternative Baumarten im Klimawandel. Eine Stoffsammlung. Artensteckbrief 2.0.* Freiburg, 248 S.
- Gardiner B, Lorenz R, Hanewinkel M, Schmitz B, Bott F, Szymczak S, Frick A, Ulbrich U (2024) Predicting the risk of tree fall onto railway lines. *Forest Ecology and Management* 553, 121614

- Gaub F (2023) Zukunft. Eine Bedienungsanleitung. dtv, München.
- Gerstenberg T, Hofmann M (2016) Perception and preference of trees: A psychological contribution to tree species selection in urban areas, *Urban Forestry & Urban Greening*, Volume 15, S. 103 - 111
- Gillerot L, Landuyt D, Bourdin A et al. (2025) Forest biodiversity and structure modulate human health benefits and risks.
- Glatthorn J, Appleby S, Balkenhol N, Kriegel P, Likulunga LE, Lu JZ, Matevski D et al. 2023 Species Diversity of Forest Floor Biota in Non-Native Douglas-Fir Stands is Similar to that of Native Stands. *Ecosphere* 14(7): e4609
- Gossner MM (2004) Diversität und Struktur arborikoler Arthropodenzoözen fremdländischer und einheimischer Baumarten. *Neobiota*, 5, 324 S.
- Gossner MM (2016) Introduced tree species in central Europe – consequences for arthropod communities and species interactions. *EFI*, S. 264 - 282
- Gray LK, Hamann A (2013) Tracking suitable habitat for tree populations under climate change in western North America. *Climatic Change* 117, S. 289 - 303
- Groebner V (2018) Retroland. Geschichtstourismus und Sehnsucht nach dem Authentischen. Fischer, Frankfurt.
- Guinon M, Larsen JB, Spethmann W (1982) Frost resistance and early growth of *Sequoiadendron giganteum* seedlings of different origins. *Silvae Genetica* 31 (5-6), S. 173 - 178
- Günther A, Nigmann U, Achtziger R, Gruttke H (2005) Analyse der Gefährdungsursachen planungsrelevanter Tiergruppen in Deutschland. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 21.
- Hamberger J, Bauer O (2019) Wald. Mensch. Heimat. Eine Forstgeschichte Bayerns. Laubsänger, Freising.
- Handler S, Pike C, St. Clair B. (2018) Assisted migration. USDA Forest Service Climate Change Resource Center. https://www.climatehubs.usda.gov/sites/default/files/Assisted-Migration_Climate-Change-Resource-Center.pdf
- Harrison RP (1992) Wälder – Ursprung und Spiegel der Kultur. Hanser, München.
- Hauck M (2023) Zeitenwende im Wald: Klimawandelanpassung durch Ersatzbaumarten — eine langfristige Lösung? *Natur und Landschaft* 98(11), S. 516 - 523
- Hauck M, Schneider T, Bahlinger S, Fischbach J, Oswald G, Csapek G, Dulamsuren C (2025) Heat tolerance of temperate tree species from Central Europe. *Forest Ecology and Management* 580, 122541.
- Heger T (2016) Can we predict whether a species will become invasive? In: Krumm F & Vitkova L (Hrsg.) *Introduced tree species in European forests*, *EFI*, S. 78 - 84
- Heinze S, Finck P, Raths U, Riecken U, Ssymank A (2019) Analyse der Gefährdungsursachen von Biotoptypen in Deutschland. *Natur und Landschaft* 94(11), S. 453 - 462
- Hengst-Ehrhart Y, Schraml U (2020) Back to the Forest's future: Guiding principles of German forest stakeholders and their impact on the forestry sector, *Land Use Policy*, Volume 94.
- Heubel S, Rammig A, Buras A (2025) The Forest After Tomorrow: Projecting the Impact of a Collapsing Atlantic Meridional Overturning Circulation. *Global Change Biology*, 31(4), e70185.
- Hinze J, Albrecht A, Michiels HG (2023) Climate-Adapted Potential Vegetation — A European Multiclass Model. *Forests* 14, 239.
- Hough RL (2014) Biodiversity and human health: evidence for causality?. *Biodivers Conserv* 23, S. 267 - 288
- Huang J, Hitchcock P, Maycock AC, McKenna CM, Tian W (2021) Northern hemisphere cold air outbreaks are more likely to be severe during weak polar vortex conditions. *Communications Earth & Environment* 2, 147
- IPBES (2023) Summary for Policymakers of the Thematic Assessment Report on Invasive Alien Species and their Control. IPBES Secretariat, Bonn, 56 S.
- Jactel H, Bauhus J, Boberg J, Bonal D, Castagneyrol B, Gardiner B, Gonzalez-Olabarria J R, Koricheva J, Meurisse N, Brockerhoff E G (2017) Tree diversity drives forest stand resistance to natural disturbances. *Current Forestry Reports* 3, S. 223 - 243.
- Jactel H, Petit J, Desprez-Loustau ML, Delzon S, Piou D, Battisti A, Koricheva J (2012) Drought effects on damage by forest insects and pathogens: a meta-analysis. *Glob. Change Biol.*, 18, S. 267 - 276
- 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. doi 10.1007/s13595-019-0827-x
- Jung T, Orlikowski L, Henricot B, Abad-Campos P, Aday AG et al. (2016) Widespread *Phytophthora* infestations in European nurseries. *Forest Pathology*, 46(2), S. 134 - 163.
- Kangler G (2018) Der Diskurs um 'Wildnis'. Von mythischen Wäldern, malerischen Orten und dynamischer Natur. transcript, Bielefeld.
- Karjalainen E, Sarjala T, Raitio H (2010) Promoting human health through forests: overview and major challenges.
- Kehr R, Pehl L, Wulf A, Schröder T, Werres S (2004) Zur Gefährdung von Bäumen und Waldökosystemen durch eingeschleppte Krankheiten und Schädlinge. *Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes* 56, S. 245 - 251.
- Kirchhoff T, Vicenzotti V, Voigt A (2012) Vielschichtige Sehnsucht nach Natur. In: Kirchhoff T, Vicenzotti V, Voigt A (Hrsg.) *Sehnsucht nach Natur. Über den Drang nach draußen in der heutigen Freizeitkultur*. transcript, Bielefeld.
- Kohler M, Gorges J, Andermahr D, Kölz A, Leder B, Nagel RV, Mettendorf B, Le Thiec D, Skiadaresis G, Kurz M, Sperisen C, Seifert T, Csilléry K, Bauhus J (2024) A direct comparison of the radial growth response to drought of European and Oriental beech. *Forest Ecology and Management* 57: 122130
- Konatowska M, Młynarczyk A, Rutkowski P, Kujawa K (2024) Impact of Site Conditions on *Quercus robur* and *Quercus petraea* Growth and Distribution. *Remote Sensing* 16, 4094.
- Körner S (2003) *Naturschutz und Heimat im Dritten Reich*. *Natur und Landschaft* 78. S. 394 - 400.
- Kowarik I (2010) *Biologische Invasionen – Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa* (2. Aufl.). Ulmer Verlag, Stuttgart, 492 S.
- Kriegel P, Matevski D, Schuldt A (2021) Monoculture and mixture-planting of non-native Douglas fir alters species composition. *Biodivers Conserv* 30(5), S. 1479 - 1499.

- Kunz J, Räder A, Bauhus J (2016) Effects of drought and rewetting on growth and gas exchange of minor European broadleaved tree species. *Forests* 7, 239.
- Kurz M, Közl A, Gorges J, Pablo Carmona B, Brang P, Vitasse Y et al. (2023) Tracing the origin of Oriental beech stands across Western Europe. *Forest Ecology and Management* 531, 120801.
- LBV - Landesbund für Vogel- und Naturschutz in Bayern e. V. - <https://www.lbv.de/news/details/deutliche-kritik-am-baum-des-jahres-auszeichnung-fuer-roteiche-ist-falsches-signal/> Aufgerufen am 17.2.2026
- Lehmann A (2010) Der deutsche Wald. In: *Waldeigentum: Dimensionen und Perspektiven*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, S. 3 - 19.
- Leidinger J, Blaschke M, Ehrhardt M, Fischer A, Gossner MM, Jung K et al. (2021) Shifting tree species composition affects biodiversity of multiple taxa in Central European forests. *Forest Ecology and Management* 498, 119552.
- Lemoine R T, Svenning J (2022) Nativeness is not binary—a graduated terminology for native and non-native species in the Anthropocene. *Restoration Ecology* 30(8): e13636.
- Leuschner C, Weithmann G, Bat-Enerel B, Weigel R (2023). The future of European beech in northern Germany—climate change vulnerability and adaptation potential. *Forests*, 14(7): 1448.
- Leuschner C, Meinzer F C (2024) Drought resistance and drought adaptation of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii*) — A review. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 65, 125829.
- Li Q (2018) *Die wertvolle Medizin des Waldes. Wie die Natur Körper und Geist stärkt*. Rowohlt, Hamburg, 320 S.
- Liebal S (2025) *Umweltkommunikation zum Waldzustand und zur Wiederherstellung von Waldlandschaften: Analyse von Online-Medien ausgewählter Akteure mit Waldbezug in Deutschland*. Dissertation Universität Dresden, 393 S.
- Liesebach M, Schneck D (2022) Herkunftsangaben für alternative Baumarten möglich. *AFZ Der Wald* 77(22), S. 36 – 40
- Liesebach M, Wolf H, Beez J, Degen B, Erley M, Haverkamp M, Janßen A, Kätzel R, Kahlert K, Kleinschmit J, Paul M, Voth W (2023) Identifizierung von für Deutschland relevanten Baumarten im Klimawandel und länderübergreifendes Konzept zur Anlage von Vergleichsanbauten - Empfehlungen der Bund-Länder-Arbeitsgruppe "Forstliche Genressourcen und Forstsaatgutrecht" zu den Arbeitsaufträgen der Waldbaureferenten. *Thünen Working Paper*, No. 172. 10.3220/WP1617712541000, 51 S.
- Lieven S, Schmidt D, Nagel RV (2025) Anbauwürdigkeit und ökologische Zuträglichkeit alternativer Baumarten in Nordwestdeutschland. *NW-FVA*, 316 S.
- Lindenmayer D, Hunter M (2010) Some Guiding Concepts for Conservation Biology. *Conservation Biology* 24, 6, S. 1459 - 1468.
- Liu H, Stiling P (2006) Testing the enemy release hypothesis: a review and meta-analysis. *Biol Invasions* 8(7), S. 1535 - 1545.
- Lockow KW (2002) Ergebnisse der Anbauversuche mit amerikanischen und japanischen Baumarten. *LFE*, S. 41 - 101
- Lupp G, Börtitz K, Kantelberg V, Koch M, Pauleit S (2017) *Management urbaner Wälder zwischen Ansprüchen der Gesellschaft und Besitzerzielen*. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 1 May 2017; 168 (5). S. 261 - 268.
- LWF (2019) *Praxishilfe-Klima-Boden Baumartenwahl*, Freising, 109 S.
- LWF (2020) *Praxishilfe Klima-Boden-Baumartenwahl Band II*, Freising, 124 S.
- Májeková J, Medvecká J, Mikulová K, Slabejová D, Šibířková M et al. (2023) Structure of forest stands of alien tree *Quercus rubra* in Central Europe. *Biologia* 79(4), S. 1169 - 1176.
- Mauri A, Girardello M, Forzieri G, Manca F, Beck PSA et al. (2023) Assisted tree migration can reduce but not avert the decline of forest ecosystem services in Europe. *Global Environmental Change* 80, 102676.
- Mayer M, Prescott CE, Abaker WAE, Augusto L, Cécillon L, Ferreira GWD, James J, Jandl R, Katzensteiner K, Laclau JP et al. (2020) Tamm Review: Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: a knowledge synthesis. *Forest Ecology and Management* 466, 118127
- Mazza G, Tricarico E, Genovesi P, Gherardi F (2014). Biological invaders are threats to human health: an overview. *Ethology Ecology & Evolution*, 26(2-3), S. 112 - 129.
- Meier ES, Lischke H, Schmatz DR, Zimmermann NE (2012) Climate, competition and connectivity affect future migration and ranges of European trees. *Global Ecology and Biogeography*, 21(2), S. 164 - 178.
- Menzel A, Yuan Y, Matiu M, Sparks T, Scheifinger H, Gehrig R, Estrella N (2020) Climate change fingerprints in recent European plant phenology. *Global Change Biology* 26, S. 2599 - 2612
- Meyer P (2011) *Naturschutzfachliche Bewertung der Douglasie*. Forstarchiv 82, S. 157-158.
- Meyer P, Demant L, Prinz J (2016) *Landnutzung und biologische Vielfalt in Deutschland*. *Raumforschung und Raumordnung* 74 (6), S. 495 - 508.
- Miryeganeh M, Armitage D W (2025). Epigenetic responses of trees to environmental stress in the context of climate change. *Biological Reviews* 100(1): 131-148.
- Nehring S, Kowarik I, Rabitsch W, Essl F (2013) *Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Gefäßpflanzen*. BfN Skripten 352, Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- Nehring S, Rabitsch W (2025) *Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen und Gesamtartenliste der in Deutschland wild lebenden gebietsfremden Gefäßpflanzen*. BFN-Schriften 731. <https://doi.org/10.19217/skr731>
- Nielsen AB, Heyman E, Richnau G (2012) Liked, disliked and unseen forest attributes: relation to modes of viewing and cognitive constructs. *J. Environ. Manag.*, 113, S. 456 - 466.
- Nowak D, Crane D, Stevens J, Hoehn R, Walton J, Bond J (2008) A Ground-Based Method of Assessing Urban Forest Structure and Ecosystem Services. *Arboriculture & Urban Forestry*. 34(6), S. 347 - 358.
- Nowak DJ, Ogren TL (2021) Variations in urban forest allergy potential among cities and land uses, *Urban Forestry & Urban Greening*, Volume 63, 9 S.
- Nyssen B, Ouden, JD, Bindewald A, Brancalion P, Kremer K, Lapin K, ... & Muys B (2024). Established invasive tree species offer opportunities for Forest Resilience to Climate

- Change. *Current Forestry Reports*, 10(6), S. 456 - 486
- Nyssen B, Schmidt UE, Muys B, van der Lei PB, Pyttel P (2016) Überblick über die Geschichte eingeführter Baumarten in Europa 46. In: Krumm F, Vitková L (Hrsg.) *Eingeführte Baumarten in europäischen Wäldern: Chancen und Herausforderungen*, 456 S.
- Nyssen, B., Ouden, J. D., Bindewald, A., Brancalion, P., Kremer, K., Lapin, K., ... & Muys, B. (2024). Established invasive tree species offer opportunities for Forest Resilience to Climate Change. *Current Forestry Reports*, 10(6), S. 456 - 486.
- Otto HJ (1993) *Fremdländische Baumarten in der Waldbauplanung*. *Forst und Holz* 48, S. 454 - 456.
- Pearce F (2016) *Die neuen Wilden. Wie es mit fremden Tieren und Pflanzen gelingt, die Natur zu retten*. Oekom, München.
- Phillips R P, Brzostek E, Midgley M G (2013) The mycorrhizal-associated nutrient economy: A new framework for predicting carbon–nutrient couplings in temperate forests. *New Phytol.*, 199, S. 41–51
- Piechocki R (2015) *Fremdenfeindlichkeit im Naturschutz? Zur Problematik heimischer und fremder Arten*. S. 38 - 53 In: BfN Skripten 394. *Naturschutz und Rechtsradikalismus*.
- Potterf M, Schattenberg C, Krüger K et al. (2026) Tree Regeneration After Unprecedented Forest Disturbances in Central Europe Is Robust but Maladapted to Future Climate Change." *Global Change Biology* 32, no. 2: e70734.
- Pötzelsberger E, Spiecker H, Neophytou C et al. (2020) Growing Non-native Trees in European Forests Brings Benefits and Opportunities but Also Has Its Risks and Limits. *Curr Forestry Rep* 6, S. 339 - 353.
- Probert AF, Volery L, Kumschick S, Vimercati G, Bacher S (2020) Understanding uncertainty in the Impact Classification for Alien Taxa (ICAT) assessments. *NB* 62, S. 387 - 405
- Puettmann KJ, Bauhus J (2023) Effects of lag time in forest restoration and management. *Forest Ecosystems* 10, 100131
- Reckwitz A (2024) *Verlust. Ein Grundproblem der Moderne*. Suhrkamp, Berlin. 463 S.
- Reichholf JH (2009) *Die Zukunft der Arten. Neue ökologische Überraschungen*. dtv, München, 237 S.
- Reyer C, Lasch-Born P, Suckow F, Gutsch M, Murawski A, Pilz T (2014) Projections of regional changes in forest net primary productivity for different tree species in Europe driven by climate change and carbon dioxide: Reyser C et al. *Annals of Forest Science*, 71(2), S. 211 - 225
- Richardson DM, Rejmánek M (2011) Trees and shrubs as invasive alien species – a global review. *Diversity and Distributions* 17(5), S. 788 - 809
- Richter R, Ballasus H, Engemann RA et al. (2022) Tree species matter for forest microclimate regulation during the drought year 2018: disentangling environmental drivers and biotic drivers. *Sci Rep* 12, 17559
- Roques A, Auger-Rozenberg MA, Boivin S (2006) A lack of native congeners may limit colonization of introduced conifers by indigenous insects in Europe. *Can J For Res* 36(2), S. 299 - 313.
- Rozario K, Oh RR Y, Marselle M, Schröger E, Gillerot L, Ponette Q et al. (2024) The more the merrier? Perceived forest biodiversity promotes short-term mental health and well-being. *A multicentre study*. *People Nat.* 6, S. 180 - 201.
- Sachsen-Anhalt und Schleswig-Holstein (o.J.) *Praxis-Information Waldnaturschutz* Nr. 2.
- Saha S, Kuehne C, Bauhus J (2017) Lessons learned from oak cluster planting trials in central Europe. *Canadian Journal of Forest Research* 47: S. 139-148.
- Sakamoto M (2019) *Eintauchen in den Wald. Mit Waldgängen gelassen und glücklich werden*. Hanser, München.
- Schelhaas MJ, Nabuurs GJ, Hengeveld G, Reyser C, Hanewinkel M, Zimmermann NE, Cullmann D (2015) Alternative forest management strategies to account for climate change-induced productivity and species suitability changes in Europe. *Regional Environmental Change* 15, S. 1581 - 1594
- Schierenbeck H, Lister M (2002) Risikomanagement im Rahmen der wertorientierten Unternehmenssteuerung. In: Hölscher R, Elfgen R (Hrsg.): *Herausforderung Risikomanagement*. Wiesbaden, S.181 - 203.
- Schindler S, Staska B, Adam M, Rabitsch W, Essl F (2015). Alien species and public health impacts in Europe: a literature review. *NeoBiota*, 27, S. 1 - 23.
- Schmidt M, Wellhäuser J (2025) *Praxis-Information Waldnaturschutz Standortheimische Baumarten in Niedersachsen, Hessen, Sachsen-Anhalt und Schleswig-Holstein*. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.15582138>
- Schmidt O (2021) Südosteuropäische Eichenarten – Hoffnung im Klimawandel? Bedeutung der an Trockenheit, Hitze, Kälte und Schnee angepassten Eichen für mitteleuropäische Wälder. *LWF aktuell* (1), S. 46 - 48.
- Schmucker J, Skovsgaard JP, Uhl E, Pretzsch H (2024) Crown structure, growth, and drought tolerance of true service tree (*Sorbus domestica* L.) in forests and urban environments, *Urban Forestry & Urban Greening*, Volume 91, 2024, 128161,
- Schönbach H, Bellmann E, Scheumann W (1966) Die Jugendwuchsleistung, Dürre- und Frostresistenz verschiedener Provenienzen der japanischen Lärche (*Larix leptolepis* Gordon). *Silvae Genetica* 15 (5/6), S. 141 - 147.
- Schraml U, Volz R (2009) Do species matter? Valuable Broadleaves as an Object of Public Perception and Policy. In: Spiecker H et al. (Hrsg.) *Valuable Broadleaved Forests in Europe*. EFI Research Report 22, Brill, Leiden, Boston, S. 213 - 240.
- Schraml U, von Detten R (2010) *Forestry or "The Art of Flying Blind" – Sustainability in an Era of Global Change*. In: Spatthelf P (Hrsg.): *Sustainable Forest Management in a Changing World*.
- Schuldts A, Huke P, Glatthorn J, Hagge J, Wildermuth B, Matevski D (2022) Tree mixtures mediate negative effects of introduced tree species on bird taxonomic and functional diversity. *Journal of Applied Ecology* (1365-2664.14300).
- Schwappach A (1891) *Denkschrift betreffend die Ergebnisse der in den Jahren 1881-1890 in den Preußischen Staatsforsten ausgeführten Anbauversuchen mit fremdländischen Baumarten*. Springer Verlag.
- Schwappach A (1901) *Die Ergebnisse der in den preußischen Staatsforsten ausgeführten Anbauversuche mit fremdländischen Holzarten*. Springer, Berlin-Heidelberg.
- Schwappach A (1911) *Die weitere Entwicklung der Versuche mit fremdländischen Holzarten in Preußen*. *Mitt. Dt. Dendr. Ges.*

20, S. 3 - 37.

- Šeho M, Kohnle U, Albrecht A, Lenk E (2010) Wachstumsanalysen von vier Schwarzkiefer-Provenienzen (*Pinus nigra*) auf trockenen Standorten in Baden-Württemberg. *Allgemeine Forst-und Jagdzeitung*, 181, S. 104 - 116
- Seling I (1998) Die Dauerwaldbewegung in den Jahren zwischen 1880 und 1930 – eine sozialhistorische Analyse. *Schriften aus dem Institut für Forstökonomie der Universität Freiburg*, Band 8.
- Soifer LG, Lockwood JL, Lembrechts JJ, Antão LH, Klinges DH, Senior RA, Ban NC, Evengard B, Fadrique B, Falkeis S, Fredston AL, Guralnick R, Lenoir J, Neate-Clegg MHC, Palacios-Abrantes J, Pecl G, Pinsky ML, Smith JE, Stys B, Tingley MW, Scheffers, BR (2025) Extreme events drive rapid and dynamic range fluctuations. *Trends in Ecology & Evolution* 40(9), S. 862 – 873
- Ste-Marie C, Nelson A, Dabros E, Bonneau ME (2011). Assisted migration: Introduction to a multifaceted concept. *The Forestry Chronicle*, 87(6), 724-730. Steinparzer M, Haluza D, Godbold DL (2022) Integrating Tree Species Identity and Diversity in Particulate Matter Adsorption. *Forests* 13, 481.
- Sperlich D, Nadal-Sala D, Gracia C, Kreuzwieser J, Hanewinkel M, Yousefpour R (2020) Gains or losses in forest productivity under climate change? The uncertainty of CO2 fertilization and climate effects. *Climate*, 8(12), 141.
- 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* 2024, 15, 319.
- Strayer DL, Eviner VT, Jeschke JM, Pace ML (2006) Understanding the long-term effects of species invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 21(11), S. 645 - 651
- Szymura T, Szymura M, Pietrzak M (2014) Influence of land relief and soil properties on stand structure of overgrown oak forests of coppice origin with *Sorbus torminalis*. *Dendrobiology*. 71. S. 49 – 58
- Tallamy DW, Narango DL, Mitchell AB (2020) Do non-native plants contribute to insect declines? *Ecological Entomology* 46(4), S. 729 - 742
- Thurm EA, Hernandez L, Baltensweiler A, Ayan S, Rasztovits E, Bielak K et al. (2018) Alternative tree species under climate warming in managed European forests. *Forest Ecology and Management*, 430, S. 485 - 497
- Tischler W (1984) Einführung in die Ökologie. G. Fischer Verl. Stuttgart: 64.
- United Nations (1992) Convention on Biological Diversity. United Nations, New York.
- Van Valen L (1973) A new evolutionary law. *Evolutionary Theory*. 1, S. 1 - 30
- van Wilgen BW, Richardson DM (2014) Challenges and trade-offs in the management of invasive alien trees. *Biological Invasions* 16, S. 721 - 734.
- Vitali V (2017) Drought tolerance of Douglas-fir, Norway spruce and Silver fir in the Black Forest region – a dendrochronological analysis. 10.6094/UNIFR/14722.
- Vor T, Spellmann H, Bolte A (2015) Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten — Baumartenportraits mit naturschutzfachlicher Bewertung. *Göttinger Forstwissenschaften* 7, 296 S.
- Vrinceanu D, Berghi O, Cergan R, Dumitru M, Ciuluvică R, Giurcaneanu C, Neagos A (2021) Urban Allergy Review: Allergic Rhinitis and Asthma with Plane Tree Sensitization. *Experimental and Therapeutic Medicine*
- Waldwissen.net (2025) Nichtheimische Baumarten. <https://www.waldwissen.net/de/waldwirtschaft/waldbau/waldumbau/nichtheimische-baumarten>
- Wamos (2025) <https://www.fva-bw.de/top-meta-navigation/fachabteilungen/stabsstelle-gesellschaftl-wandel/aktuelle-projekte/wamos>
- WBW (2021) Die Anpassung von Wäldern und Waldwirtschaft an den Klimawandel. Gutachten des Wissenschaftlichen Beirates für Waldpolitik, Berichte über Landwirtschaft Hrsg. BMEL Sonderheft 233 - November 2021, 209 S.
- Weller P, Elsasser P (2018) Preferences for forest structural attributes in Germany – Evidence from a choice experiment, *Forest Policy and Economics*, Volume 93, S. 1 - 9
- Wessely J, Essl F, Fiedler K, Gattringer A, Hülber B, Ignateva O, Moser D, Rammer W, Dullinger S, Seidl R (2024) A climate-induced tree species bottleneck for forest management in Europe. *Nature Ecology & Evolution* 8, S. 1109 - 1117
- Wezel G (2020): Forstliches Vermehrungsgut im Klimawandel. *Holz-Zentralblatt* 48, S. 890 - 891
- Wildermuth B, Hagge J, Seifert C L, Tjaden R, Schuldt A (2024) Beneficial effects of native broadleaved forests on canopy beetle diversity are not reduced by admixture of non-native conifers. *Journal of Applied Ecology*, S. 1 - 15
- Williams M I, Dumroese R K (2013) Preparing for climate change: Forestry and assisted migration. *Journal of Forestry* 111: S. 287 - 297.
- WBGU (1999) Globale Umweltveränderungen Welt im Wandel: Strategien zur Bewältigung globaler Umweltrisiken. Wissenschaftliche Beirat der Bundesregierung zu Globalen Umweltveränderungen. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Wohlgemuth T, Gossner MM, Campagnaro T, Marchante H, van Loo M, Vacchiano G et al. (2022) Impact of non-native tree species in Europe on soil properties and biodiversity: a review. *Neobiota* 78, S. 45 - 69
- Wohlleben P (2021) Der lange Atem der Bäume. Wie Bäume lernen, mit dem Klimawandel umzugehen. Ludwig, München.
- Xu W, Prescott C E (2024). Can assisted migration mitigate climate-change impacts on forests?. *Forest Ecology and Management* 556: 121738.
- Yousefpour R, Hanewinkel M (2015) Forestry professionals' perceptions of climate change, impacts and adaptation strategies for forests in south-west Germany. *Climatic Change* 130, S. 273 - 286.
- Zechner J (2016) Der deutsche Wald. Eine Ideengeschichte. Philipp von Zabern, Darmstadt
- Zou Y, Backus G A, Safford H D, Sawyer S, Baskett M L (2024) Quantifying the capacity for assisted migration to achieve conservation and forestry goals under climate change. *Journal of Applied Ecology*, S. 2440 – 2455

