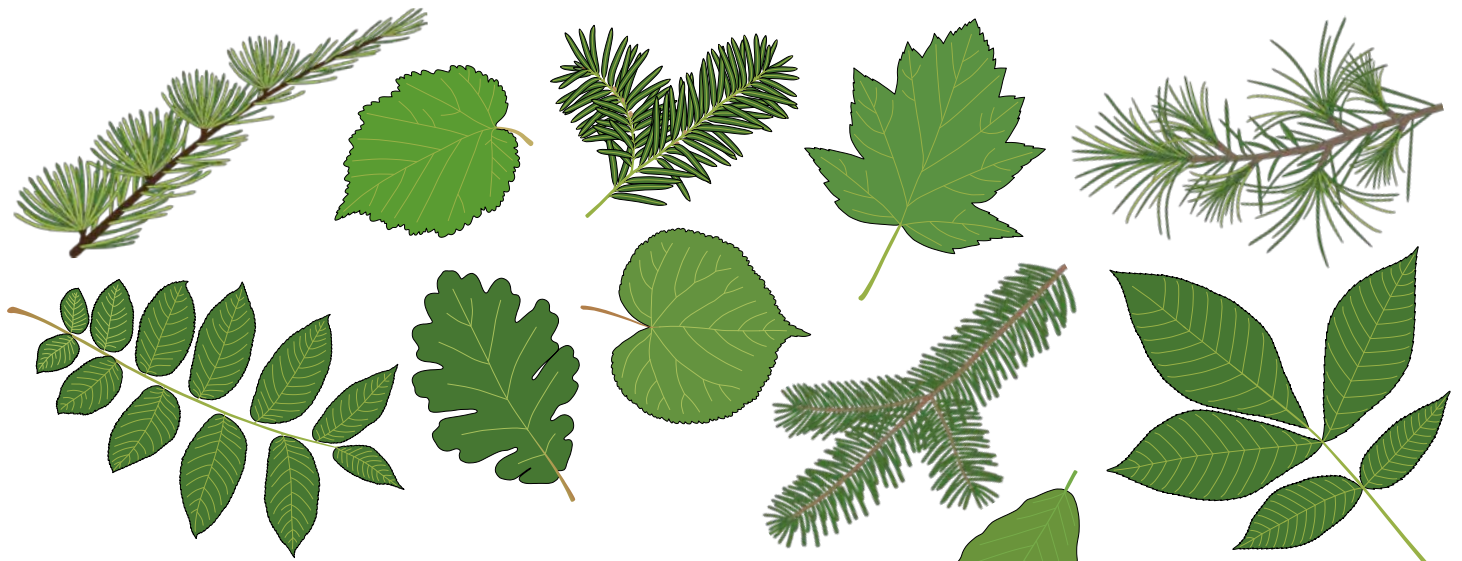




NW-FVA

Nordwestdeutsche
Forstliche Versuchsanstalt



Anbauwürdigkeit und ökologische Zuträglichkeit alternativer Baumarten in Nordwestdeutschland

Stefan Lieven, Daniel Schmidt, Ralf-Volker Nagel



IMPRESSUM

Diese Arbeit wurde im Rahmen des Projektes „Anbauwürdigkeit und ökologische Zuträglichkeit alternativer Baumarten in Hessen“ erstellt. Das Projekt wurde vom Hessischen Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt, Weinbau, Forsten, Jagd und Heimat im Rahmen des Integrierten Klimaschutzplans Hessen 2025 gefördert.



Weitere Projekte, deren Ergebnisse in dieses Werk Einzug gehalten haben:

ABA-LSA	Anbauwürdigkeit und ökologische Zuträglichkeit alternativer Baumarten im Land Sachsen-Anhalt Projekt der NW-FVA, gefördert durch das Ministerium für Wissenschaft, Energie, Klimaschutz und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt
ABA-NDS	Anbauwürdigkeit und ökologische Zuträglichkeit alternativer Baumarten im Land Niedersachsen Projekt der NW-FVA, gefördert durch das Land Niedersachsen im Rahmen des Sondervermögens „Wirtschaftsförderfonds – Ökologischer Bereich“ (Maßnahmenpaket Stadt.Land.Zukunft-SLZ), Maßnahme: Forschung zur Anpassung klimaresilienter Wälder
ABA-SH	Anbauwürdigkeit und ökologische Zuträglichkeit alternativer Baumarten im Land Schleswig-Holstein Projekt der NW-FVA, gefördert durch das Ministerium für Landwirtschaft, ländliche Räume, Europa und Verbraucherschutz des Landes Schleswig-Holstein
BeNi in M-V	Waldwachstumskundliche Untersuchung bestehender Bestände nichtheimischer Baumarten in Mecklenburg-Vorpommern Drittmittel-Kooperationsprojekt der Landesforst Mecklenburg-Vorpommern – AöR in Zusammenarbeit mit der NW-FVA, gefördert im Rahmen der Landesinitiative „Unser Wald in M-V“ des Ministeriums für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern

Herausgeber: Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA)
Grätzelstraße 2, 37079 Göttingen
Tel.: +49 (0)551-69401-0
E-Mail: zentrale@nw-fva.de
www.nw-fva.de

Autoren: Stefan Lieven, Daniel Schmidt, Ralf-Volker Nagel

Lektorat: Larissa Kulp

Layout und Satz: Etta Starick (inkl. Nadel- und Blattgrafiken)

Zitiervorschlag: LIEVEN, S.; SCHMIDT, D.; NAGEL, R.-V. (2025): Anbauwürdigkeit und ökologische Zuträglichkeit alternativer Baumarten in Nordwestdeutschland. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.). 316 S.
<https://doi.org/10.5281/zenodo.17129915>

Dieses Werk ist auch als freie Onlineversion über die Website der NW-FVA zugänglich.

Es gelten die Lizenzbestimmungen der Onlineversion.

Göttingen, Oktober 2025

Überarbeitete Fassung (redaktionelle Änderungen), Stand: Januar 2026

Anbauwürdigkeit und ökologische Zuträglichkeit alternativer Baumarten in Nordwestdeutschland

Stefan Lieven, Daniel Schmidt, Ralf-Volker Nagel

Zusammenstellung der Auswertungen von Praxisanbauversuchen und Versuchsflächen in Nordwestdeutschland mit ergänzender Literaturrecherche zur Einstufung einer potenziellen Anbauwürdigkeit alternativer Baumarten für den klimaresilienten Waldbau

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	7
1 Einleitung	9
2 Herangehensweise	12
2.1 Datengrundlagen	12
2.1.1 Praxisanbauten	12
2.1.2 Langfristige Versuchsflächen	18
2.1.3 Anbauversuche	18
2.1.4 Literaturrecherchen	26
2.2 Aufbau der Baumartensteckbriefe	26
2.2.1 Zusammenfassende Bewertung	26
2.2.2 Verbreitung	29
2.2.3 Standort	29
2.2.4 Wachstum und Ertrag	34
2.2.5 Gefährdungen	35
2.2.6 Holzverwendung und Stammqualitäten begutachteter Bestände	36
2.2.7 Sonstige Ökosystemleistungen	37
2.2.8 Genetik	38
3 Baumartensteckbriefe	40
3.1 Atlaszeder (<i>Cedrus atlantica</i>)	40
3.2 Baumhasel (<i>Corylus colurna</i>)	48
3.3 Eibe (<i>Taxus baccata</i>)	58
3.4 Elsbeere (<i>Sorbus torminalis</i>)	68
3.5 Esskastanie (<i>Castanea sativa</i>)	78
3.6 Feldahorn (<i>Acer campestre</i>)	94
3.7 Flatterulme (<i>Ulmus laevis</i>)	102
3.8 Flaumeiche (<i>Quercus pubescens</i>)	112
3.9 Hainbuche (<i>Carpinus betulus</i>)	118
3.10 Libanonzeder (<i>Cedrus libani</i>)	126
3.11 Nordmannstanne (<i>Abies nordmanniana</i>)	132
3.12 Orientbuche (<i>Fagus orientalis</i>)	140
3.13 Riesenlebensbaum (<i>Thuja plicata</i>)	148
3.14 Schindelrindige Hickory (<i>Carya ovata</i>)	156
3.15 Schwarzkiefer (<i>Pinus nigra</i>)	164
3.16 Schwarznuss (<i>Juglans nigra</i>)	172
3.17 Sommerlinde (<i>Tilia platyphyllos</i>)	184
3.18 Speierling (<i>Sorbus domestica</i>)	196

3.19 Spitzahorn (<i>Acer platanoides</i>)	206
3.20 Türkische Tanne (<i>Abies bornmuelleriana</i>)	216
3.21 Tulpenbaum (<i>Liriodendron tulipifera</i>)	224
3.22 Walnuss (<i>Juglans regia</i>)	236
3.23 Westliche Hemlocktanne (<i>Tsuga heterophylla</i>)	248
3.24 Winterlinde (<i>Tilia cordata</i>)	256
3.25 Zerreiche (<i>Quercus cerris</i>)	270
4 Herkunftsangaben für alternative Baumarten	280
4.1 Baumarten, die dem Forstvermehrungsgutgesetz unterliegen	281
4.2 Baumarten ohne Herkunfts-Regelung	281
5 Zusammenfassung und Ausblick	282
Literatur	284
Abkürzungen	300
Glossar	302
Anhang	309
Anhang 1	309
Anhang 2	310
Anhang 3	311
Anhang 4	312
Anhang 5	313
Bildverweise	315

Vorwort

Liebe Leserinnen und Leser,

extreme Wetterbedingungen in den vergangenen Jahren haben zu enormen Schäden an unseren Wäldern geführt. Große Kahlf Flächen sind entstanden, insbesondere durch das Absterben von Fichtenbeständen. Aber auch die anderen Hauptbaumarten Waldkiefer, Rotbuche sowie Stiel- und Traubeneiche und selbst robuste Pioniere wie die Sandbirke haben mit deutlichen Vitalitätseinbußen, schlechten Kronenzuständen und erhöhten Absterberaten reagiert. Damit werden die Auswirkungen des bereits ablaufenden Klimawandels sehr offensichtlich und es besteht Sorge um die Zukunft unserer Wälder und ihrer Leistungen für das Wasser, die Böden, den Klimaschutz und die Klimaregulation, die Biodiversität, ihre Funktion als unverzichtbare nachhaltige Rohstoffquelle und betriebliche Einkommensbasis sowie als Erholungsraum.

Diese Sorge begründet das derzeit unheimlich starke Interesse an sogenannten alternativen Baumarten. Dabei liegt der Hauptfokus aktuell auf Baumarten aus dem südeuropäischen und vorderasiatischen Raum, denen man aufgrund ihrer natürlichen Verbreitung und mit Blick auf unser künftiges Klima einiges zutraut, und daneben auf einer Handvoll bisher weniger beachteter „Nordamerikaner“. Mit diesen Baumarten verbinden sich große Hoffnungen, unsere Wälder durch ihre forcierte Einbringung und Förderung klimafitter gestalten zu können. Doch sind diese Hoffnungen uneingeschränkt berechtigt, welche genauen Standortansprüche haben die einzelnen Baumarten, wie werden sie wachsen und wie sollten sie waldbaulich behandelt werden? Und kann ihr Anbau auch Risiken bergen? Viele Fragen, für deren Beantwortung an 50 hauptsächlich nordamerikanischen Baumarten die Forstwissenschaft rückblickend über 100 Jahre benötigte und von denen letztlich nur Douglasie, Roteiche und Küstentanne uneingeschränkt empfohlen wurden. Angesichts des Klimawandels und seiner drängenden Herausforderungen verbleiben keine 100 Jahre für Empfehlungen zu den neuen „Hoffnungsträgern“. Fundierte Empfehlungen werden von der Praxis schnell erwartet. Die vorliegende Broschüre stellt sich dieser Erwartung soweit möglich. Auf der Grundlage einer umfassenden Literaturrecherche sowie eigener Erhebungen bestehender Praxisanbauten werden ökologische Eigenschaften, Standortansprüche sowie das Wachstum, die waldbauliche Behandlung und die Risiken der einzelnen Baumarten beschrieben und bewertet. Ausdrücklich zu betonen ist, dass für in der vorliegenden Veröffentlichung behandelte Baumarten, die nicht dem FoVG unterliegen, belastbare Informationen zu geeigneten Ernteregionen und -einheiten bisher fehlen. Damit können zu ihnen ausdrücklich keine „Herkunftsempfehlungen“ gegeben werden. Deren Erarbeitung bleibt Gegenstand dringend notwendiger weiterer Untersuchungen.

Besonders hingewiesen wird auf die Potenziale seltener, weil bisher häufig im Schatten der Buche und anderer Konkurrenten stehender heimischer Baumarten wie z. B. Hainbuche, die heimischen Linden- und Ahornarten, Flaumeiche, Elsbeere und Speierling. Etliche von ihnen weisen eine beträchtliche Trockenstresstoleranz und Störungsanpassung auf. Ihre waldbauliche Förderung ist häufig sogar über Naturverjüngung möglich und bietet Chancen ohne ökologische Risiken.

Die vorliegende Broschüre spiegelt den derzeitigen Wissenstand wider. Parallel wird an der Verbesserung, Präzisierung und Erweiterung von Empfehlungen zu den alternativen Baumarten weiter geforscht, u. a. mit neu anzulegenden Herkunfts- und Anbauversuchen. Es bleibt zu hoffen, dass die hiermit vorgelegte Broschüre „Anbauwürdigkeit und ökologische Zuträglichkeit alternativer Baumarten in Nordwestdeutschland“ auf ein breites Interesse vor allem der Forstpraxis trifft und vorläufig Unterstützung bei Entscheidungen für die Klimaanpassung unserer Wälder bieten kann.



Foto: I. Kehr

Ralf-Volker Nagel

Dr. Ralf-Volker Nagel,
Direktor der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt

1 Einleitung

Der Klimawandel ist in vollem Gange. Dies haben die Witterungsextreme seit dem Jahr 2018 bereits gezeigt. Dazu gehören Stürme, Hitzerekorde und eine Trockenperiode. Letztere hielt gebietsweise bis Ende 2022 an und ist in Intensität und Dauer seit Messbeginn 1881 unübertroffen (SUTMÖLLER U. MEESENBURG 2023). Auch die Jahre 2023 und 2024 reihten sich als Jahre der Extreme in diese Chronologie ein. Das Jahr 2023 beispielsweise war nicht nur deutschlandweit, sondern weltweit das wärmste Jahr seit Messbeginn. Alle Monate waren in Deutschland durchweg zu warm und wieder mal wurde ein neuer Temperaturrekord im September erreicht (DWD 2023). Die Folgen dieser Extreme sind den Wäldern in Deutschland bereits jetzt deutlich anzusehen. Große Kahlfelder infolge von Kalamitäten durch Sturm und Borkenkäfer sowie vitalitätsgeschwächte Bäume sind für Waldbesitzende bereits Alltag geworden. All dies rückt den Aspekt einer Erhöhung der Resilienz unserer Wälder immer stärker in den Fokus der Waldbesitzenden und der forstlichen Forschung. Nachdruck verleiht diesem Anliegen zusätzlich, dass unter den projizierten Klimaänderungen bei einigen der derzeit bedeutendsten heimischen Baumarten mit einer erhöhten Absterberate zu rechnen ist (SCHMIEDINGER et al. 2009), da das Ausmaß und die Geschwindigkeit des Klimawandels die Anpassungsfähigkeit dieser Baumarten vielerorts überschreiten wird (LÜPKE 2009) und Waldökosystemgrenzen sich verschieben werden. Die Waldzustandserhebungen

der vergangenen Jahre belegen bereits jetzt für den Zuständigkeitsbereich der NW-FVA immer schlechtere Kronenzustände und ein verstärktes Absterben, wovon neben der am stärksten geschädigten Fichte auch Buche sowie Eiche und Kiefer betroffen sind (Abbildung 1).

Im Zuge der Wiederbewaldung und der dringend gebotenen Anpassung der Wälder im Sinne der Aufrechterhaltung aller Waldfunktionen inklusive der an die Produktivität gebundenen Kohlenstoffspeicherung und wirtschaftlichen Existenzfähigkeit richten sich große Hoffnungen der forstlichen Praxis auf sogenannte „alternative Baumarten“. In erster Linie werden unter diesem Begriff fremdländische Baumarten subsumiert. Im weiteren Verlauf werden unter dem Begriff „alternative Baumarten“ aber auch seltene heimische Baumarten verstanden, welche bisher auch durch die Konkurrenz der Rotbuche keine größere Bedeutung als Haupt- und Mischbaumarten erlangt haben und eher auf trocken-warme Standorte beschränkt waren.

Trotz bedeutender Fortschritte bei den Klimaprognosen ist die Spannweite der zu erwartenden Änderungen immer noch gewaltig. Alle Modelle haben aber gemein, dass für Nordwestdeutschland ein deutlicher Temperaturanstieg bei veränderter saisonaler Niederschlagsverteilung erwartet wird. Somit ist in Zukunft mit trockeneren und wärmeren Sommern und milderem Wintern mit verlängerten Vegetationsperioden zu rechnen. Ein gewisses Manko



Abb. 1: Großflächig absterbender Buchenbestand im Bereich Groß-Gerau (Hessen) mit starker Vergrasung (Foto: S. Lieven)

besteht darin, dass die Prognosen nur Mittelwerte liefern. Extremereignisse können mit diesen Modellen nicht prognostiziert werden. Einigkeit herrscht jedoch darüber, dass in Zukunft neben Dürren außerdem häufiger Stürme erwartet werden, Massenvermehrungen von Borkenkäfern und blattfressenden Insekten zunehmen und Pilzkrankungen vermehrt die Bäume schädigen werden. Die Extremjahre 2018, 2019 sowie 2021 haben dies bereits durch großflächig auftretende Kalamitäten sowie reduzierte Vitalität der Bäume aufgezeigt.

Die klimatischen Veränderungen haben starke Auswirkungen auf die Waldökosysteme und die von ihnen bereitgestellten Leistungen. Veränderungen im Konkurrenzgeschehen der Baumarten in den verschiedenen Entwicklungsstufen, Verschiebungen – sowohl horizontale als auch vertikale – von Arealgrenzen der Baumarten sowie ein verändertes Störungsregime sind wahrscheinlich (LÜPKE 2004, ROLOFF u. GRUNDMANN 2008). Höhere Temperaturen bewirken eine stärkere Verdunstung, der Wasserverbrauch der Bäume nimmt zu. Durch den gleichzeitigen Rückgang der Niederschläge in der Vegetationsperiode füllt sich der Wasservorrat weniger auf und wird schneller aufgebraucht. Bei vielen Baumarten kann dies zu Trockenstress führen, der physiologische Prozesse einschränkt oder die Pflanzenstruktur direkt schädigt (VAN HEERDEN u. YANAI 1995, ROLOFF u. GRUNDMANN 2008, HUBER u. ŠEHO 2016).

Eine „Wunderbaumart“, die all dem gewachsen wäre, wird es wahrscheinlich nicht geben, denn keine Baumart ist gleichermaßen widerstandsfähig gegen alle Gefährdungen. Umgekehrt sind bestimmte Risikofaktoren wie z. B. der Fichtenborkenkäfer regelrecht auf einzelne Baumarten, mitunter sogar in einem ganz bestimmten Altersbereich, spezialisiert. Besteht ein Wald also nur aus gleichaltrigen Bäumen einer einzigen Baumart, kann schnell der gesamte Bestand vernichtet werden. Fällt dagegen in artenreichen Beständen – am besten noch mit unterschiedlichen Baumaltern – eine Art aus, stirbt nicht gleich der gesamte Waldbestand. Entstehende Lücken können durch die anderen Baumarten wieder geschlossen werden oder bieten Platz für natürliche Verjüngung. Und selbst nach katastrophalen Stürmen oder Bränden bleibt von gemischten Wäldern oft ein vielfältigeres Potenzial für die Neubesiedelung. So erhöhen Mischungen von Pionierbaumarten und mittel- sowie spätsukzessionalen Baumarten die Resilienz der Wälder gegen Störungsereignisse, da sie an verschiedene Störungen unterschiedlich angepasst sind (LÜPKE 2004, 2009).

Scheinbar im Widerspruch zu diesem „Vorteil durch Vielfalt“ werden bisher nur wenige Baumarten aus anderen Ländern und Klimabereichen für den Einsatz in unseren Wäldern empfohlen. Um zu verstehen warum dies so ist, lohnt sich ein Blick auf die Geschichte der nicht heimischen Baumarten in Deutschland.

Bereits zu Zeiten der Römer wurden die Baumarten Esskastanie, Walnuss und Speierling eingeführt. Diese Baumarten werden aufgrund ihrer sehr frühen Einführung nach Deutschland als Archäophyten bezeichnet. Infolge der zurückliegenden klimatischen Verhältnisse haben sie jedoch in weiten Teilen Deutschlands als Waldbäume bisher kaum eine Bedeutung erlangt. Zu der damaligen Zeit hat vor allem auch die Versorgung von Mensch und Nutztier mit Nahrung eine Rolle bei der Artauswahl gespielt, die reine Holznutzung stand nicht unmittelbar im Fokus (NYSSSEN et al. 2016). Der jüngere forstliche Anbau eingeführter Baumarten in Deutschland begann Mitte des 18. Jahrhunderts. Teilweise war dem eine Einführung von Baumarten der „Neuen Welt“ als Ziergehölze in herrschaftlichen Gärten und Parks vorausgegangen. Der enorme Anstieg der Bevölkerung in der frühen Neuzeit, nicht nachhaltige Landnutzung und der steigende Energiebedarf einer beginnenden Industrialisierung – der vor der massenhaften Nutzung fossiler Energieträger zu großen Teilen durch Holzkohle gedeckt wurde – führten zu einer Degradierung großer Waldgebiete, einer Entwaldung und Holzknappheit (NYSSSEN et al. 2016). Eingeführte Arten sollten auch dazu beitragen, die Leistungsfähigkeit und die Stabilität der Wälder wieder zu erhöhen. Bei einem unsystematischen Anbau erlittene Fehlschläge führten jedoch dazu, dass 1880 die Anlage systematischer Anbauversuche durch den Verein Deutscher Forstlicher Versuchsanstalten gefordert wurde. Bereits ein Jahr später, 1881, wurde der „Arbeitsplan für die Anbauversuche mit ausländischen Holzarten“ beschlossen und in ganz Deutschland umgesetzt. Von den ca. 50 seit dieser Zeit untersuchten Baumarten stammten die meisten aus Nordamerika und einige aus Ostasien. Dagegen waren Baumarten aus Südeuropa und Kleinasien kaum vertreten, da klimatische Veränderungen damals noch keine Rolle spielten. Diese rücken erst seit jüngerer Zeit in den Fokus, da von ihnen erwartet wird, dass sie sich aufgrund des in den natürlichen Verbreitungsgebieten vorherrschenden wintermilden sowie sommerheißen Klimas im Klimawandel auch bei uns als stabil und unempfindlicher gegenüber Trockenstress erweisen.

Mithilfe koordinierter Anbauversuche wurden Kriterien wie Standortsansprüche, Massen- und Wertleistung, Verwendbarkeit als Mischbaumarten, Widerstandsfähigkeit gegen Witterungsextreme und biotische Schäden sowie die Holzqualität wissenschaftlich untersucht. Noch heute gelten die damals als wichtig erachteten Kriterien zur Beurteilung der Anbaueignung eingeführter Baumarten. Mit steigendem Verständnis der komplexen Wirkungsgefüge unserer Waldökosysteme wurden die Anforderungen für eine Anbaueignung aber deutlich umfangreicher. Berücksichtigt werden nunmehr auch Kriterien wie die Durchwurzelung des Mineralbodens, Effekte der Baumart auf die Humusbildung und -umsetzung und die Integration der eingeführten Arten in

die heimische Flora und Fauna (OTTO 1993, VOR et al. 2015). Invasive Arten nach § 7 BNatSchG werden auch von der Forstwirtschaft als ein ernst zu nehmendes Problem für die biologische Vielfalt angesehen. Bei einer drohenden Gefährdung der natürlich vorkommenden Ökosysteme, Biotope oder Arten, beispielsweise durch eine unkontrollierte Ausbreitung einer eingeführten Baumart, wird diese als nicht anbauwürdig eingestuft. Ein Beispiel einer solchen invasiven Baumart, die auch in den Wäldern im Zuständigkeitsbereich der NW-FVA Probleme bereitet, ist die Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina* EHRH.).

Nach dem umfangreichen, aber berechtigten Katalog der Anforderungen, der einer „wahllosen“ Vielfalt entgegensteht, haben sich in den nunmehr 140-jährigen Untersuchungen nur Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* ((MIRB.) FRANCO)), Küstentanne (*Abies grandis* ((DOUGLAS ex. D. DON) LINDL.)) und Roteiche (*Quercus rubra* (L.)) als uneingeschränkt anbauwürdig (DANCKELMANN 1884, SCHWAPPACH 1911, PENSCHUCK 1935, STRATMANN 1988, SPELLMANN 1994), ökologisch zuträglich (OTTO 1993) und nicht invasiv (VOR et al. 2015) erwiesen. Für ein engeres Standortsspektrum und einen speziellen Einsatzbereich kommt noch die Japanlärche (*Larix kaempferi* ((LAMB.) CARRIÈRE)) hinzu. Die wissenschaftliche Langzeitbeobachtung gibt diesem Urteil Sicherheit. Außerdem ist es für diese Baumarten inzwischen gelungen, weitere Fragen der waldbaulichen Behandlung sowie der zu verwendenden Herkünfte, ihrer Gefährdungen und Umweltauswirkungen differenziert zu beantworten. Für die Einschätzung ihrer Anpassungsfähigkeit an den Klimawandel besteht damit bereits eine breite Datengrundlage.

Ein Blick auf die weit zurückreichenden Anbauerfahrungen mit Douglasie und Roteiche zeigt, welch langer Weg bei neuen Alternativbaumarten zurückzulegen ist, um einen entsprechenden Wissensstand über systematisch angelegte Versuchsflächen zu erlangen. Ein Weg, der für die aktuell im Fokus der Forschung stehenden eingeführten Baumarten ebenfalls noch zu bestreiten ist. Umfassende Anbauversuche dieser Baumarten waren bis vor Kurzem für Nord- und Ostdeutschland nicht verfügbar. Eine allererste Orientierung können deshalb bislang nur umfangreiche Literaturrecherchen bieten (vgl. FORSTER et al. 2019, KUNZ et al. 2020, AVILA et al. 2021). Dies birgt größere Unsicherheiten, da die Informationen zu vielen Baumarten unvollständig sind. Insbesondere im Hinblick auf Anbauerfahrungen außerhalb des natürlichen Verbreitungsgebietes, weshalb eine Übertragbarkeit auf die hiesigen Verhältnisse nicht einfach vorausgesetzt werden kann.

Die Einführung neuer Baumarten darf auf keinen Fall ungeregelt geschehen, da mit (bislang) fehlendem Wissen über viele Baumarten hohe ökologische Risiken und die Gefahr empfindlicher wirtschaftlicher Fehlschläge verbunden sind. Diese Risiken gilt es zwingend zu vermeiden, denn mit dem

Anbau eingeführter Baumarten verbindet sich eine hohe Verantwortung. Sie schließt im Rahmen einer nachhaltigen, multifunktionalen Forstwirtschaft das Teilziel „Naturschutz im Wald“ mit ein und leitet sich aus der Verpflichtung ab, die „Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes und die Nutzungsfähigkeit der Naturgüter nachhaltig zu sichern und die Pflanzen- und Tierwelt sowie die Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft zu schützen (§ 1 BNatSchG)“ (VOR et al. 2015, GOSSNER 2016, RIGLING et al. 2016). Die Auswirkungen eingeführter Baumarten auf Lebensgemeinschaften, Standorte und natürliche Prozesse können sehr vielfältig sein und sind bisher für viele der „neuen“ fremdländischen Alternativbaumarten kaum erforscht. Schadorganismen, sowohl Pilze als auch Insekten, werden häufig bereits mit dem Saatgut importiert (FRANIĆ et al. 2019). Jüngste Erfahrungen mit eingeschleppten Krankheiten und Schädlingen (z. B. das Eschentriebsterben oder der Asiatische Laubholzbockkäfer (*Anoplophora glabripennis* (MOTSCHULSKY))) geben den Hinweis, dass auch heimische, gut angepasste Baumarten davon plötzlich existenziell bedroht sein können.

Die Vorauswahl der näher zu untersuchenden alternativen Baumarten an der NW-FVA erfolgte nach einer bundesländerübergreifenden Abstimmung (vgl. LIESEBACH et al. 2021), anhand von Literaturrecherchen sowie orientiert am vorrangigen Bedarf an Alternativen hinsichtlich standörtlicher und waldbaulicher Einsatzbereiche. Im Ergebnis dessen stehen aktuell Arten aus dem Mittelmeerraum, Vorderasien und dem Kaukasusgebiet im Fokus: Esskastanie (*Castanea sativa* (MILL.)), Orient-Buche (*Fagus orientalis* (LIPSKY)), Baumhasel (*Corylus colurna* (L.)), Walnuss (*Juglans regia* (L.)), Türkische Tanne (*Abies bornmuelleriana* (MATTFELD)), Nordmannstanne (*Abies nordmanniana* ((STEV.) SPACH)), Schwarzkiefer (*Pinus nigra* (ARNOLD)), Atlas- und Libanonzedern (*Cedrus atlantica* ((ENDL.) MANETTI ex CARRIÈRE), *Cedrus libani* (RICH.)) sowie die Zerreiche (*Quercus cerris* (L.)). Aber auch nordamerikanische Arten, die bereits Bestandteil der schon erwähnten Anbauversuche waren, sind Gegenstand der Untersuchungen: Riesenlebensbaum (*Thuja plicata* (DONN ex D. DON)), Westliche Hemlocktanne (*Tsuga heterophylla* ((RAF.) SARG.)), Schindelrindige Hickory (*Carya ovata* ((MILL.) K. KOCH)), Tulpenbaum (*Liriodendron tulipifera* (L.)), Schwarznuss (*Juglans nigra* (L.)). Gleichrangig mit einbezogen werden seltene heimische Arten, welche bisher auch durch die Konkurrenz der Rotbuche keine größere Bedeutung als Haupt- und Mischbaumarten erlangt haben und eher auf trocken-warme Standorte beschränkt waren: Winter- und Sommerlinde (*Tilia cordata* (MILL.), *Tilia platyphyllos* (SCOP.)), Elsbeere (*Sorbus torminalis* ((L.) CRANTZ)), Spitz- und Feldahorn (*Acer platanoides* (L.), *A. campestre* (L.)), Speierling (*Sorbus domestica* (L.)), Eibe (*Taxus baccata* (L.)), Flatterulme (*Ulmus laevis* (PALL.)), Flaumeiche (*Quercus pubescens* (WILLD.)) und Hainbuche (*Carpinus betulus* (L.)).

2 Herangehensweise

2.1 Datengrundlagen

2.1.1 Praxisanbauten

Während die oben aufgelisteten seltenen heimischen Baumarten, wenn auch in geringen Anteilen, bereits Bestandteil unserer Wälder sind, sieht dies bei den fremdländischen Arten, insbesondere jenen, die erst seit jüngerer Zeit in den Fokus gerückt sind, gänzlich anders aus. Dennoch sind durch die Eigeninitiative früherer und heutiger Forstleute, neben den wenigen wissenschaftlichen Anbauten fremdländischer Baumarten, in der Praxis immer wieder Flächen mit bisher weniger erforschten Baumarten bepflanzt worden. Diese „Praxisanbauten“ waren zwar nie mit dem Anspruch einer wissenschaftlichen Auswertbarkeit angelegt worden, können aber dennoch dazu dienen, Wissen zum Wachstum oder zur Standortanpassung der betrachteten Art zu gewinnen. Dies gilt insbesondere, wenn mehrere Flächen einer Baumart auf verschiedenen Standorten und von jungen bis in höhere Alter gemeinsam betrachtet und ausgewertet werden können.

Bei der Untersuchung solcher Praxisanbauten wurde ein mehrstufiges Verfahren angewendet. In einer ersten Untersuchungsphase galt es, das Potenzial verfügbarer etablierter Praxisanbauten zu erfassen. Hierzu standen umfangreiche Forsteinrichtungsdaten zur Verfügung. Diese wurden teilweise durch Abfragen bei Forstbetrieben und Waldbesitzenden ergänzt, um auch Flächen, welche z. B. bisher durch die Forsteinrichtung nicht beschrieben waren, zu erfassen. Aus diesem Datensatz wurde für jede zu überprüfende Art eine Flächenauswahl gezogen, die möglichst das gesamte verfügbare Alters- sowie Standortsspektrum umfasst. Für die Auswahl der Stichprobe wurden verschiedene Filterkriterien auf den Datensatz angewendet. Die Kriterien sowie die ggf. verwendeten Grenzwerte sind in Tabelle 1 aufgelistet. Aufgrund fallweise sehr geringer, aber auch sehr großer Flächenpotenziale einiger Baumarten war es notwendig, die Grenzwerte teilweise individuell anzupassen, um genügend Flächen zu erhalten. Als wichtiges Kriterium wurde die Bestandesschicht berücksichtigt. Eine Überschirmung der zu betrachten-

den Baumart war im Rahmen dieser Untersuchung nicht erwünscht, da die Höhenentwicklung hierdurch nicht beeinträchtigt sein sollte. Darüber hinaus wurden Stockausschläge ausgeschlossen, da in diesen Fällen ebenfalls der Wuchs durch die alten Wurzeln nicht repräsentativ gewesen wäre. In Einzelfällen wurden nach der Anwendung der Filter händisch noch Flächen ergänzt, wenn das anfangs verfügbare Alters- sowie Standortsspektrum nicht gänzlich abgedeckt wurde.

Diese identifizierten Potenzialflächen wurden im Anschluss bereist. Neben einer Fotodokumentation der Bestände wurden in einer eigens hierfür entwickelten Datenbank bestandesbezogene Informationen über die zu untersuchende Baumart erfasst. Neben ganz allgemeinen Daten wie der Baumart, dem Alter sowie der Flächengröße, wurden auch Informationen zum Standort erfasst. Dies geschah zunächst nach den länderspezifischen Verfahren der forstlichen Standortserkundung. In einem späteren Schritt erfolgte eine Harmonisierung der Standortsinformationen nach WOLFF et al. (1998) (vgl. Kapitel 2.2.3), um eine länderübergreifende Auswertung zu ermöglichen. Des Weiteren wurden nach zuvor fest definierten Kriterien Daten zur Vitalität, zur Humusbildung, zu Stammqualitäten, zu biotischen und abiotischen Schäden sowie zu Mischungsanteilen anderer Baumarten erfasst. Die Verortung der Flächenaufnahmen mittels Punktkoordinaten ermöglicht ein späteres Auffinden der Flächen.

Wie in Tabelle 2 ersichtlich wird, ist die Flächenverteilung auf die Baumarten sehr inhomogen. Insbesondere seltene heimische Baumarten, aber auch nordamerikanische Baumarten sind stark vertreten und decken meist eine breite Alters- und Standortsspanne ab. Die erst seit jüngster Zeit berücksichtigten Baumarten wie z. B. die Baumhasel oder die Zedernarten, weisen jedoch nur eine begrenzte Anzahl an Flächen jüngerer Alters auf, was die Aussagekraft der Daten teils erheblich einschränkt.

Bereits an dieser Stelle sei jedoch auch auf die Nachteile, die dieses Verfahren mit sich bringt, hingewiesen. Aufgrund fehlender Informationen werden bei der Untersuchung von nicht wissenschaftlich begleiteten Waldbeständen die Misserfolge, die es mit Sicherheit ebenfalls gegeben hat, nicht erfasst. Es ist folglich nicht möglich zu ermitteln, mit wie vielen Misserfolgen die jetzt noch sichtbaren Erfolge einhergingen. Diesen Umstand muss man bei der Interpretation der Ergebnisse stets im Blick behalten, da sich ansonsten ein verzerrtes Gesamtbild zu Gunsten einer bestimmten Baumart ergeben kann, wenn nur Teile der Wahrheit entdeckt werden. Man spricht in diesem Zusammenhang auch von der „Lüge der Überlebenden“ (KÖLLING u. SCHMIDT 2013).

Tab. 1: Auf den Datensatz angewendete Filterkriterien und ihre Grenzwerte im Rahmen der Stichprobenauswahl

Kriterium	Filter/Grenzwert
Bestandesschicht	ausschließlich Hauptbestand (keine Überschirmung)
Mischungsform	individuell
Entstehung	Ausschluss von Stockausschlag
Flächenanteil	≥ 0,05 ha
Flächenverhältnis [%]	individuell

Tab. 2: Übersicht über die besichtigten Praxisanbauten mit Anzahl der Flächen (N), der Spannweite der vorgefundenen Flächengrößen sowie der Alter (aus Forsteinrichtungsdaten entnommen). Eine detailliertere Darstellung mit der Verteilung der Flächen auf die einzelnen Bundesländer findet sich im Anhang.

Baumart	N	Flächengröße [ha]			Alter [Jahre]		
		min.	mittel	max.	min.	mittel	max.
Atlaszeder	2	0,30	0,30	0,30	4	4	4
Baumhasel	37	0,01	0,28	1,00	0	9	25
Eibe	55	0,01	1,06	17,60	9	36	215
Elsbeere	121	0,01	0,90	9,60	3	37	176
Esskastanie	106	0,01	0,55	2,70	2	53	192
Feldahorn	72	0,01	0,51	5,80	10	65	176
Flatterulme	75	0,05	2,00	9,00	4	63	189
Hainbuche	123	0,01	1,72	18,00	2	80	197
Hickory	21	0,05	0,32	1,20	40	118	139
Linde ssp.	52	0,30	1,85	21,00	12	70	206
Nordmannstanne	66	0,02	1,02	8,00	7	39	129
Orientbuche	2	0,02	0,11	0,20	41	78	114
Riesenlebensbaum	140	0,01	0,53	4,00	25	63	139
Schwarzkiefer	138	0,01	1,99	21,00	11	81	176
Schwarznuss	63	0,01	0,63	2,10	1	43	144
Sommerlinde	43	0,10	0,44	2,20	24	80	179
Speierling	23	0,00	0,21	0,50	3	24	38
Spitzahorn	112	0,01	1,05	9,70	0	46	189
Tulpenbaum	20	0,01	0,21	1,00	3	62	149
Türkische Tanne	3	0,02	0,15	0,21	32	34	35
Walnuss	69	0,00	0,45	2,40	3	28	109
Westliche Hemlocktanne	96	0,01	0,60	7,70	8	55	91
Winterlinde	123	0,00	1,08	7,60	8	56	211
Zerreiche	9	0,30	0,95	1,60	79	123	175

Σ 1.571

2.1.1.1 Ertragskundliche Aufnahmen der Praxisanbauten

In einer nach den Kriterien Alter und Standort repräsentativen Auswahl an identifizierten geeigneten Beständen erfolgten zunächst einmalige ertragskundliche Vollaufnahmen von Probestflächen in Anlehnung an die DESER-Norm (JOHANN 1993). Die systematische Datenerfassung im Gelände erfolgte mit der NW-FVA-internen Standardauswertungssoftware für ertragskundliche Versuchsflächen „Wald-Vis“. Die Aufnahmen erfolgten auf möglichst quadratischen, aber auch rechteckigen Versuchsflächen, die so in den Beständen platziert wurden, dass sie einen Bestandesbereich, der repräsentativ für die alternative Baumart ist, abdeckten. Für alle Bäume über der Derbholzgrenze (BHD ≥ 7 cm) wurde dabei der Brusthöhendurchmesser

erfasst. Repräsentativ über das gesamte BHD-Spektrum erfolgten je Bestand und Baumart 30 – 40 Höhenmessungen, einschließlich Kronenansatzhöhe. Zusätzlich wurden die aufgenommenen Bäume den Bestandesschichten Ober- bzw. Unterstand zugeordnet. Für den Bestandesbereich der Versuchsfläche wurden abschließend noch eine klassische Bestandesbeschreibung (Schlussgrad, Schichtung, Schaftform, Kronenform, Astigkeit, Blüte/Mast, Schäden, Begleitvegetation) sowie eine weitere Fotodokumentation der Aufnahmefläche vorgenommen.

Im Anschluss an die Aufnahmen fand eine Plausibilitätsprüfung der Daten statt. Die wachstumskundlichen Bestandesparameter wurden mithilfe einer neu integrierten Berechnungsroutine hergeleitet. Diese basiert auf der Waldwachstumsbibliothek TreeGroSS mit dem

dazugehörigen R-Package (HANSEN u. NAGEL 2014, NUSKE 2021) sowie dem R-Package >et.bon< (STAUPENDAHL 2023), welches zur Bonitierung der Bestände verwendet wurde. Da TreeGrOSS insbesondere für die seltenen heimischen und auch für die betrachteten nicht heimischen Baumarten keine voll- oder teilparametrisierten Formelsammlungen bereithält, wurden diese Baumarten anderen Baumarten, welche in der Ökologie und im Wuchs vergleichbar sind und für welche eine Formelsammlung zur Verfügung steht, zugeordnet (Tabelle 3). Folglich ist bei den Auswertungen der Wuchsleistungen zu beachten, dass es durch die vorgenommene Zuordnung zu anderen Baumarten zu Schätzfehlern kommt, da keine artspezifischen

Formzahlen zur Anwendung kamen. Da in diesen Fällen der tatsächliche Parameter unbekannt ist, kann auch der Schätzfehler nicht beziffert werden.

Die bereits erwähnte inhomogene Flächen- und Altersverteilung zwischen den verschiedenen Baumarten spiegelt sich auch in deren Belegung mit ertragskundlichen Aufnahmen wider (Tabelle 4), wobei sich die Schwerpunkte teils deutlich verschieben. Während bei den besichtigten Praxisanbauten auch die seltenen heimischen Baumarten wie z. B. Elsbeere und Hainbuche flächenmäßig noch stark vertreten waren, konnten bei diesen Baumarten nur auf wenigen Flächen Aufnahmen durchgeführt werden. Die Gründe hierfür sind zahlreich und teilweise auch baum-

Tab. 3: Die in der Berechnungsroutine ggf. vorgenommene Zuordnung zu Baumarten, für welche in TreeGrOSS (HANSEN u. NAGEL 2014) parametrisierte Formelsammlungen vorhanden sind, sowie die für die mittels des R-Package >et.bon< (STAUPENDAHL 2023) vorgenommene Bonitierung verwendeten Ertragstafeln (NW-D. = Nordwestdeutschland, Df. = Durchforstung)

Baumart	TreeGrOSS	Zuordnungsbaumart	Ertragstafel der Bonitierung
Atlaszeder	Nein	Weißtanne	Weißtanne (NW-D.), mäßige Df., Schmidt 1955
Baumhasel	Nein	Hainbuche	Hainbuche, mäßige Hochdf., Lockow u. Lockow 2009
Eibe	KrAn ¹	Weißtanne	Weißtanne (NW-D.), mäßige Df., Schmidt 1955
Elsbeere	Ja		Bergahorn, mäßige Df., Nagel 1985
Esskastanie	Nein	Elsbeere	Esskastanie, Bondor 1986
Feldahorn	Nein	Bergahorn	Bergahorn, mäßige Df., Nagel 1985
Flatterulme	Nein	Buche	Rotbuche, mäßige Df., Schober 1967/1971
Flaumeiche	Nein	Eiche	Stiel- und Traubeneiche, mäßige Df., Jüttner 1955
Hainbuche	KrAn/KrBr ¹	Buche	Hainbuche, mäßige Hochdf., Lockow u. Lockow 2009
Libanonzeder	Nein	Weißtanne	Weißtanne (NW-D.), mäßige Df., Schmidt 1955
Nordmannstanne	Nein	Weißtanne	Weißtanne (NW-D.), mäßige Df., Schmidt 1955
Orientbuche	Nein	Buche	Rotbuche, mäßige Df., Schober 1967/1971
Riesenlebensbaum	Nein	Douglasie	Red Cedar, Intermediate Th., Christie u. Hamilton 1971
Hickory	Nein	Esche	Gemeine Esche, schwache Df., Volquardts 1958
Schwarzkiefer	Nein	Kiefer	Waldkiefer, mäßige Df., Wiedemann 1943
Schwarznuss	Nein	Bergahorn	Bergahorn, mäßige Df., Nagel 1985
Sommerlinde	Nein	Buche	Winterlinde, mäßige Df., Böckmann 1990
Speierling	Nein	Elsbeere	Bergahorn, mäßige Df., Nagel 1985
Spitzahorn	Nein	Bergahorn	Bergahorn, mäßige Df., Nagel 1985
Tulpenbaum	Nein	Bergahorn	Bergahorn, mäßige Df., Nagel 1985
Türkische Tanne	Nein	Weißtanne	Weißtanne (NW-D.), mäßige Df., Schmidt 1955
Walnuss	Nein	Buche	Gemeine Esche, schwache Df., Volquardts 1958
Westl. Hemlocktanne	Nein	Fichte	Western Hemlock, Intermediate Th., Christie u. Hamilton 1971
Winterlinde	Nein	Buche	Winterlinde, mäßige Df., Böckmann 1990
Zerreiche	Nein	Eiche	Stiel- und Traubeneiche, mäßige Df., Jüttner 1955

¹Für diese Baumart liegen eigens parametrisierte Formeln vor: KrAn – Kronenansatz; KrBr – Kronenbreite. Die restlichen Berechnungen erfolgen nach der Zuordnungsbaumart.

Tab. 4: Übersicht der in den Praxisanbauten durchgeführten einmaligen Aufnahmen

Baumart	Flächen [N]	Aufnahmen [N]	Flächengröße [ha]			Alter [Jahre]			Dg [cm]			H ₁₀₀ [m]			Volumen [m ³ /ha]		
			min.	mittel	max.	min.	mittel	max.	min.	mittel	max.	min.	mittel	max.	min.	mittel	max.
Baumhasel	1	1	0,07	0,07	0,07	17	17	17	7,6	7,6	7,6	8,2	8,2	8,2	8	8	8
Eibe	8	8	0,02	0,05	0,10	16	60	216	6,6	16,9	36,0	5,3	10,5	19,8	6	108	428
Elsbeere	18	18	0,01	0,07	0,12	15	58	176	7,2	16,8	33,2	6,2	14,4	26,6	2	72	215
Esskastanie	31	31	0,03	0,08	0,16	10	72	192	9,3	35,5	63,2	11,4	25,2	33,7	78	460	1.045
Feldahorn	8	8	0,03	0,07	0,10	30	61	115	11,4	20,4	29,6	13,7	19,0	23,9	85	243	378
Flatterulme	14	14	0,05	0,09	0,10	18	72	185	11,1	29,6	90,7	14,3	22,8	35,9	102	370	1.111
Hainbuche	25	25	0,04	0,15	0,93	19	79	162	9,2	20,9	37,7	13,0	22,7	30,8	15	238	595
Hickory	7	7	0,07	0,11	0,18	114	130	139	28,7	36,3	47,3	30,5	31,9	33,4	285	352	408
Nordmannstanne	21	21	0,02	0,09	0,10	15	42	107	9,9	22,2	46,6	6,2	20,0	35,4	23	281	476
Riesenlebensbaum	55	55	0,05	0,09	0,14	25	65	139	12,5	42,0	76,8	15,8	29,9	45,4	148	732	1.960
Schwarzkiefer	49	49	0,02	0,09	0,18	11	82	162	9,0	33,6	55,4	7,7	22,5	31,0	50	356	967
Schwarznuss	24	24	0,03	0,08	0,10	13	51	126	9,9	24,6	59,3	13,1	26,2	38,1	39	312	634
Sommerlinde	5	5	0,05	0,08	0,10	27	36	53	11,8	15,2	20,1	13,6	16,8	19,5	83	154	306
Speierling	2	2	0,10	0,10	0,10	34	37	40	10,7	13,8	16,8	12,1	14,3	16,5	34	102	170
Spitzahorn	24	24	0,03	0,08	0,40	10	43	137	8,7	20,0	51,4	9,0	18,4	37,7	3	184	851
Tulpenbaum	1	1	0,08	0,08	0,08	44	44	44	37,2	37,2	37,2	29,5	29,5	29,5	401	401	401
Walnuss	11	11	0,03	0,08	0,10	16	37	95	9,1	18,5	41,8	7,8	16,7	31,6	11	154	496
Westl. Hemlocktanne	28	28	0,04	0,09	0,11	22	57	94	19,6	38,9	58,2	18,1	31,0	40,9	205	545	1.309
Winterlinde	43	43	0,03	0,09	0,26	19	54	189	10,9	20,9	65,0	13,3	22,2	36,0	67	301	679
Zerreiche	3	3	0,10	0,10	0,10	94	108	128	40,5	49,6	55,7	30,7	34,8	38,5	341	443	500
			Σ 378														

artenspezifisch. Während bei der Elsbeere beispielsweise in vielen Fällen ihre einzelstammweisen Vorkommen dazu führten, dass die Bestände sich nicht für ertragskundliche Aufnahmen eigneten, waren die Gründe bei der Hainbuche oftmals nicht verschlüsselte Stockausschlagsbestände sowie eine ehemalige Überschirmung mit Eichen. Nordamerikanische Arten, die auch bereits 1880 in den Anbauversuchen enthalten waren und in den publizierten Auswertungen im Wuchsverhalten gut abschnitten (SCHWAPPACH 1901, 1907, 1911, PENSCHUCK 1935, 1937), sind hingegen teilweise zahlreich vertreten, was auch auf die zumeist baumartenreine Einbringungsform in die Bestände zurückzuführen ist. Sehr wenig bis gar keine Flächen mit ertragskundlichen Daten konnten für die erst seit kurzer Zeit betrachteten fremdländischen Baumarten wie Baumhasel oder auch Atlas- und Libanonzeder gefunden werden, was im Wesentlichen auf die noch junge Anbauzeit in Deutschland zurückzuführen ist und die zumeist jungen Bestände noch nicht über die Derbholzgrenze hinausgewachsen sind.

2.1.1.2 Sechsstammstichproben

Für die „neuen“ Alternativbaumarten, für die Bestände mit Bäumen über der Derbholzgrenze noch fehlen, wurde ein anderes Aufnahmeverfahren angewendet. Flächenbezogene ertragskundliche Aufnahmen sind erst oberhalb der Derbholzgrenze anwendbar, da ab dieser Dimension weitere Bestandeskennwerte neben Stammzahlen und Baumhöhen ermittelt werden können. In diesen Beständen wurden modifizierte Sechsstammstichproben nach STAUPENDAHL (2008) durchgeführt. Auf dieser Datengrundlage wurden in einer Untersuchung von MÖLDER et al. (2019) für solch junge Bestände die Höhenentwicklung, die Dichte der Zielbaumart und deren Konkurrenzsituation in Mischbeständen ermittelt. Eine Kombination der genannten Kriterien führt zu einer quantitativ basierten Einschätzung über den Anbauerfolg der Baumart. So lassen sich bei den Alternativbaumarten, für die bisher nur jüngere Bestände zur Verfügung stehen, zumindest Kulturgefahren und Jugendwachstum abschätzen und es ergeben sich Hinweise zur Integration der Baumarten, insbesondere in Pionierstadien heimischer Waldgefüge.

Tab. 5: Übersicht über die in den jüngeren Praxisanbauten durchgeführten Sechsbäumstichproben

Baumart	Flächen [N]	Flächengröße [ha]			Alter [Jahre]		
		min.	mittel	max.	min.	mittel	max.
Atlaszeder	1	0,30	0,30	0,30	4	4	4
Baumhasel	23	0,01	0,32	1,00	3	8	13
Eibe	5	0,10	0,26	0,40	10	17	22
Elsbeere	25	0,10	0,52	1,10	3	9	15
Esskastanie	7	0,03	0,39	1,40	2	5	8
Feldahorn	1	1,20	1,20	1,20	25	25	25
Flatterulme	4	0,20	0,30	0,50	4	7	9
Hainbuche	3	0,10	1,07	2,30	2	14	25
Nordmannstanne	2	0,20	1,20	2,20	9	15	21
Schwarznuss	8	0,20	0,43	0,70	3	9	13
Speierling	3	0,50	0,50	0,50	6	8	11
Spitzahorn	6	0,10	0,82	3,30	4	8	12
Tulpenbaum	2	0,30	0,30	0,30	3	6	9
Walnuss	4	0,20	0,50	1,20	3	10	12
Winterlinde	4	0,10	0,75	1,30	8	15	28
Σ 98							

Auch bei den jüngeren Flächen lässt sich eine inhomogene Verteilung zwischen den Baumarten feststellen (Tabelle 5). Bei diesen Flächen war allerdings die Identifizierung von Anfang an schwierig, da diese häufig in der Forsteinrichtung aufgrund ihres Alters noch nicht erfasst worden sind und es somit auf die Meldung der Flächen durch die betreuenden Förster:innen bzw. durch die Waldbesitzenden ankam. Darüber hinaus können bisher nicht alle dieser Baumarten als solche in den Forsteinrichtungen verschlüsselt werden, wodurch eine Filterung nach diesen nicht möglich war. In der Folge konnten für die wenigsten Baumarten mehr als fünf Flächen aufgenommen werden, was eine Auswertung nach dem im Folgenden beschriebenen Verfahren erschwert bzw. teilweise nicht ermöglicht.

Aufnahmeverfahren Sechsbäumstichprobe (SEBAST)

Je aufzunehmendem Bestand wurden unabhängig von der Flächenausdehnung der Baumart drei Stichprobenpunkte anhand einer Diagonalen – welche durch die Fläche verlief – erhoben. Die Diagonale wurde so in den Bestand gelegt, dass die Bestandesverhältnisse repräsentativ erfasst werden konnten. Auf einen fest definierten Abstand zwischen den Stichprobemittelpunkten musste im Rahmen dieser Aufnahmen leider verzichtet werden, da die Flächenausprägungen hierbei zu stark variierten. Die drei Stichprobenmittelpunkte wurden an der festgelegten Diagonalen gleichmäßig verteilt, damit Unterschiede in der Bestockung

miterfasst wurden. Dabei durften sich die Probekreise nicht überschneiden, da es sonst zu doppelten Aufnahmen einzelner Bäume gekommen wäre.

Zu Beginn jeder Aufnahme wurden folgende Daten für die gesamte Fläche erhoben, die unabhängig der Lage der Probekreismittelpunkte bestimmt wurden:

- Aufnahmedatum
- Informationen über Flächenvorbereitung/Jungwuchspflege
- Informationen über Wildschutz
- Entstehung
- Pflanzverband
- Konkurrenzvegetation
- Schäden

An jedem Probekreismittelpunkt wurden zwei Probekreise aufgenommen. Einer für die betrachtete alternative Baumart und einer für die Mischbaumarten (im Folgenden auch „sonstige Baumarten“ genannt), falls vorhanden. Der Suchradius für die sonstigen Baumarten wurde am jeweiligen Probekreis auf den Radius des sechsten Baumes der Zielbaumart begrenzt. Waren in diesem Radius eine oder mehrere sonstige Baumarten vorhanden, wurde an diesem Punkt eine vollständige SEBAST für die sonstigen Baumarten durchgeführt. In einigen Fällen kam es bei den sonstigen Baumarten vor, dass ein sechster Baum für den Probekreis innerhalb der Kulturfläche nicht aufzufinden war. In einem solchen Fall wurden alle vorhandenen sonstigen Bäume erfasst und die Stichprobe auf die vorhandene Anzahl reduziert.

Bei jedem Probekreis waren für die Bäume 1 – 6 jeweils die Höhen zu messen. Für den sechsten Baum war neben der Höhe auch der Durchmesser zu ermitteln. Der Radius dieses Baumes geht mit in die Berechnung der Probekreisgröße ein. Da bei dieser Aufnahme aber auch Pflanzen mit einer Höhe < 13 dm aufgenommen werden sollten, konnte hier nicht ausschließlich auf den Bruthöhendurchmesser zurückgegriffen werden. Es wurde hier zweistufig vorgegangen:

- Bäume < 20 dm
 - Für Bäume mit einer Gesamthöhe ≤ 20 dm wurde für den Durchmesser der Wurzelhalsdurchmesser (WHD) erfasst. Dieser wurde bergseitig mit einem Messschieber 5 cm über dem Boden gemessen.
- Bäume > 20 dm
 - Bei Bäumen mit einer Gesamthöhe > 20 dm wurde der Bruthöhendurchmesser in 1,3 m Höhe gemessen.

Des Weiteren wurde für den jeweils sechsten Baum die Entfernung zum gesteckten Probekreismittelpunkt ermittelt. Messpunkt am Baum war die innere Peripherie des sechsten Baumes. Bei Stockausschlägen (einfach oder mehrfach) und bei unter Bruthöhe gezwieselten Bäumen wurde jeweils nur der höchste Trieb berücksichtigt.

Um den Bias der Stammzahlschätzung bei der klassischen Sechsbaumstichprobe zu reduzieren wurde das Verfahren der modifizierten Sechsbaumstichprobe nach STAUPENDAHL (2008) angewendet. Um dieses Verfahren anwenden zu können, war es notwendig bei den Aufnahmen das punktbezogene Winkelmaß W_P zu bestimmen. Das punktbezogene Winkelmaß W_P beruht auf dem Ansatz Winkel zwischen benachbarten Bäumen nach ihrer Größe zu klassifizieren.

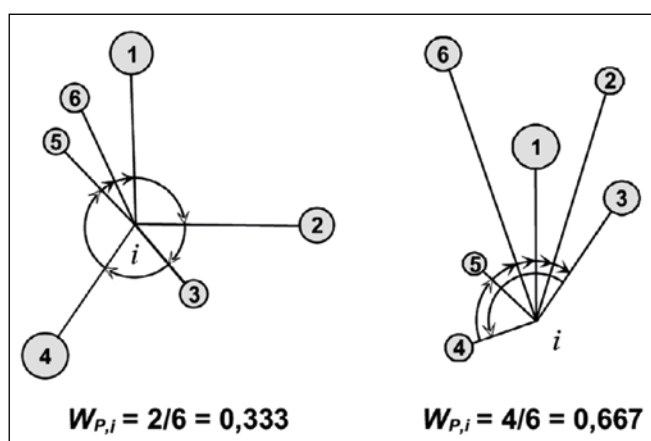


Abb. 2: Schematische Darstellung zweier möglicher Szenarien mit dem dazugehörigen punktbezogenen Winkelmaß W_P . Die Bäume sind nach ihrem Azimut (nicht nach ihrem Abstand zum Probepunkt!) aufsteigend nummeriert. Die Drehrichtung bestimmt folglich den Nachbarn eines Baumes und nicht die Messreihenfolge, welche sich durch den Abstand zum Probekreismittelpunkt ergibt. In der rechten Abbildung wird deutlich, dass bei Winkeln > 180° zwischen zwei Nachbarn in umgekehrter Richtung gemessen wird. Quelle: STAUPENDAHL (2008).

Für jeden Baum j der Stichprobeneinheit i wurde der vom Stichprobenpunkt ausgehende Winkel α_{ij} zum jeweiligen Nachbarbaum bestimmt. Als Nachbar wurde der in Drehrichtung als nächster folgende Baum festgelegt. Die Drehrichtung wurde über alle Probekreise einheitlich im Uhrzeigersinn vorgenommen. Ein Sonderfall liegt vor, wenn der Winkel > 180° ist, dann wird in umgekehrter Richtung gemessen (α_{ij} immer $\leq 180^\circ$). Jeder dieser Winkel wurde mit dem kritischen Winkel $\alpha_c = 35^\circ$ verglichen. Es erfolgte eine Klassifizierung in kleine (Indikator für Klumpung) und große Winkel (Indikator für Regelmäßigkeit). Winkel die kleiner sind als der kritische Winkel wurden mit 1 gezählt, Winkel die größer sind mit 0 (Abbildung 2).

Das punktbezogene Winkelmaß W_P ist definiert als der Anteil der Winkel α_{ij} , die kleiner sind als der kritische Winkel α_c .

$$W_{Pi} = \frac{1}{6} * \sum_{j=1}^6 z_{ij}, \text{ mit } z_{ij} = \begin{cases} 1 & \text{falls } \alpha_{ij} < \alpha_c \\ 0 & \text{sonst} \end{cases}, \alpha_c = 35^\circ$$

$W_{Pi} = 0$ deutet auf eine stark ausgeprägte Regelmäßigkeit hin, während bei $W_{Pi} = 1$ eine deutliche Klumpung zu erwarten ist (Abbildung 2). Nach den durch STAUPENDAHL (2008) geänderten Definitionen der Stichprobeneinheit lautet der Schätzer für die Stammzahl (N):

$$N_{ha} = \frac{10.000}{\pi * n} * \sum_{i=1}^n \frac{n_i^*}{r_i^2}$$

mit

$$n_i^* = \begin{cases} n_i & \text{falls } n_i < 6 \\ \frac{5}{0,9246 + 1,3586 * W_P^{3,1094}} & \text{falls } n_i = 6 \end{cases}$$

Bei den Schätzungen des Winkelmaßes gemäß der oben genannten Formel bleiben allerdings Probekreise mit weniger als sechs Bäumen unberücksichtigt.

Bestimmung der Konkurrenzintensität

Für jede Sechsbaumstichprobe pro Bestand wurde zunächst die Pflanzenanzahl pro Hektar als auch die mittlere Pflanzenhöhe berechnet. Dies erfolgte jeweils für die alternative Baumart, sowie für die jeweiligen sonstigen Baumarten. Für jede der drei Sechsbaumstichproben pro Bestand erfolgte dann die rechnerische Festlegung, ob die alternative Baumart einem Konkurrenzdruck durch die sonstigen Baumarten ausgesetzt war oder nicht. Für den Fall, dass kein relevanter Konkurrenzdruck bestand, wurde die Ziffer „0“ vergeben und für den Fall, dass ein relevanter Konkurrenzdruck vorhanden war, die Ziffer „1“. Letzteres war der Fall, wenn

- die sonstigen Baumarten eine größere Pflanzenzahldichte pro Hektar bei einer mittleren Pflanzenhöhe aufwiesen, die mindestens $\frac{3}{4}$ der mittleren Höhe der alternativen Baumart betrug,

- oder die sonstigen Baumarten bei mehr als gleicher Höhe mit der alternativen Baumart Pflanzendichten pro Hektar erreichten, die mindestens 20 % der Dichte der alternativen Baumart entsprachen.

Durch Aufsummieren der drei Konkurrenzsziffern aus den drei Sechsbaumstichproben pro Bestand, wurde für jeden Bestand ein kategorialer Gesamtkonkurrenzwert bestimmt, der sich zwischen 0 und 3 bewegt:

- 0: keine Konkurrenz vorhanden
- 1: geringe Konkurrenz vorhanden
- 2: mittlere Konkurrenz vorhanden
- 3: starke Konkurrenz vorhanden

Rechnerische Bestimmung des Kulturerfolgs: gelungen oder nicht gelungen?

Um die Jungbestände in einem Modell als „gelungen“ oder „nicht gelungen“ einzustufen, wurden aus der Sechsbaumstichprobe errechnete Parameter (mittlere Pflanzenzahl pro Hektar, mittlere Pflanzenhöhe) mit Angaben aus der Forsteinrichtung (Alter der alternativen Baumart) und aus der Geländeinventur (Ausgangspflanzenzahl) verrechnet.

Damit ein Jungbestand als gelungen gelten konnte, musste die alternative Baumart in diesem Bestand zwei Bedingungen gleichermaßen erfüllen:

Bedingung 1: Für die Alters-Höhen-Beziehung der alternativen Baumart wurde die quadratische Ausgleichskurve berechnet. Von dieser quadratischen Ausgleichskurve ausgehend wurde eine zweite Kurve mit einem Abschlag von 25 % bestimmt. Alle Datenpunkte oberhalb dieser Kurve bezeichnen erfolgreiche Kulturen.

Bedingung 2: Für die Alters-Dichte-Beziehung der alternativen Baumart wurde die lineare Ausgleichskurve berechnet. Von dieser linearen Ausgleichskurve ausgehend

wurde eine zweite Kurve mit einem Abschlag von 25 % bestimmt. Alle Datenpunkte oberhalb dieser Kurve bezeichnen erfolgreiche Kulturen.

Die Auswertungen der Sechsbaumstichproben fanden in der Softwareumgebung RSTUDIO ((RSTUDIO TEAM 2021) statt. Die Ergebnisse wurden in Form verschiedener Grafiken baumartenweise aufbereitet und sind, wenn verfügbar, in den Steckbriefen zu finden (vgl. Abbildung 3).

2.1.2 Langfristige Versuchsflächen

Neben den durchgeführten einmaligen ertragskundlichen Aufnahmen in den Praxisanbauten (Kapitel 2.1.1) standen für einige Baumarten langjährige Zeitreihen ertragskundlicher Dauerversuche aus dem Versuchsflächennetz der NW-FVA zur Verfügung, womit der Datensatz ergänzt werden konnte (Tabelle 6). Diese Daten besitzen gegenüber den einmaligen Aufnahmen den Vorteil, dass in der Regel lange Zeitreihen mit wiederkehrenden Wiederholungsaufnahmen vorliegen und somit die zeitliche Entwicklung der Bestände dokumentiert ist. Diese Daten liefern dadurch genauere Informationen über den Wachstumsgang der Baumarten. Außerdem sind in diesen Daten Ausfälle dokumentiert.

Um eine Vergleichbarkeit mit den Aufnahmen der Praxisanbauten zu gewährleisten, wurden für alle Aufnahmen die ertragskundlichen Bestandesparameter ebenfalls mit der neuen Berechnungsroutine (vgl. Kapitel 2.1.1.1) ermittelt.

2.1.3 Anbauversuche

Unter den identifizierten fremdländischen Baumarten befinden sich etliche, von denen es bisher systematische Anbauversuche in Nordwestdeutschland gar nicht oder nur in

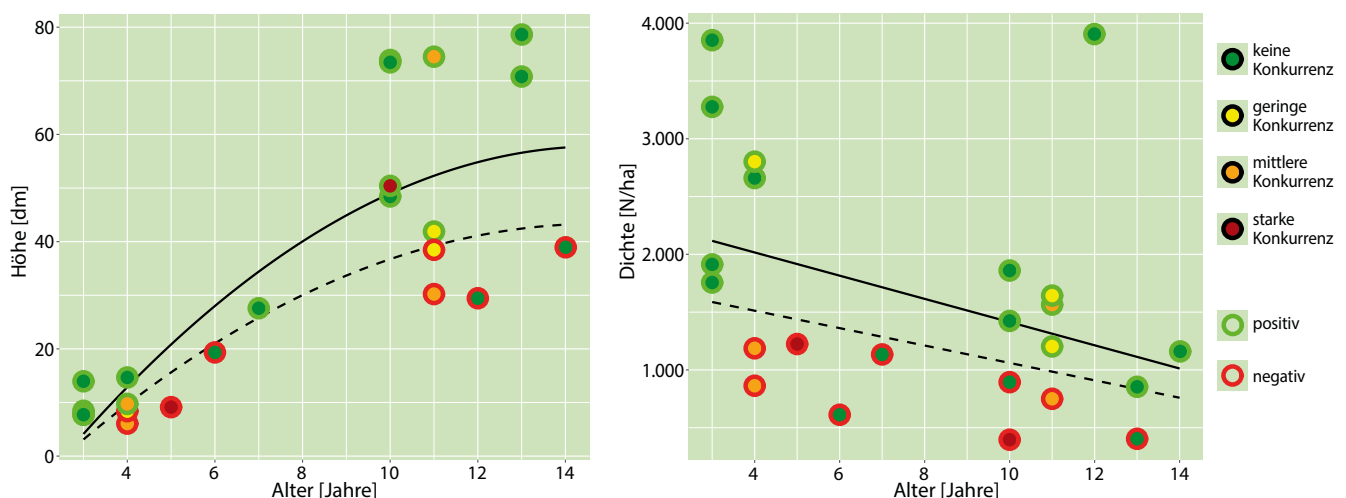


Abb. 3: Darstellungen der Ergebnisse der Auswertungen der Sechsbaumstichproben am Beispiel der Baumart Baumhasel. Links sind die mittleren Höhen der Bestände mit der quadratischen Ausgleichskurve (durchgezogene Linie) sowie der Linie mit 25 % Abschlag (gestrichelte Linie) mit den farblichen Wertungen der Höhenentwicklung sowie der Einstufung der Konkurrenzintensität abgebildet. Rechts sind analog die Auswertungen für die Dichteentwicklung der Bestände zu sehen.

Tab. 6: Übersicht der langjährigen Versuchsflächen aus der Datenbank der NW-FVA, die zur Ergänzung der einmaligen ertragskundlichen Aufnahmen verwendet wurden

Baumart	Flächen [N]	Aufnahmen [N]	Flächengröße [ha]			Alter [Jahre]			Dg [cm]			H100 [m]			Volumen [m³/ha]		
			min.	mittel	max.	min.	mittel	max.	min.	mittel	max.	min.	mittel	max.	min.	mittel	max.
Hickory	10	135	0,07	0,15	0,25	22	99	142	5,5	24,3	42,0	7,8	28,4	35,2	4	225	456
Nordmannstanne	8	28	0,02	0,06	0,10	23	37	57	9,1	18,5	36,1	9,4	19,7	30,7	51	309	599
Orientbuche	2	11	0,02	0,25	0,32	41	82	111	11,8	25,4	36,9	18,7	28,3	33,0	99	306	434
Riesenlebensbaum	12	145	0,16	0,21	0,25	24	80	140	12,3	37,1	85,8	10,5	27,7	43,7	69	455	1.827
Schwarzkiefer	36	132	0,01	0,09	0,22	14	34	135	5,9	16,1	50,6	5,0	13,2	29,9	2	167	630
Schwarznuss	3	29	0,18	0,39	0,50	24	62	97	14,3	39,2	58,1	20,3	30,3	39,5	139	339	690
Tulpenbaum	2	23	0,05	0,11	0,20	29	77	127	16,3	47,7	74,6	18,6	33,1	41,1	75	588	1.153
Türkische Tanne	10	20	0,02	0,02	0,02	32	34	35	15,2	18,6	21,1	13,9	17,8	21,5	184	344	526
Westl. Hemlocktanne	10	62	0,07	0,16	0,25	17	49	121	2,6	26,5	67,5	3,4	23,8	45,6	0	378	1.544
	Σ 93	Σ 585															

geringem Umfang gegeben hat. Langfristig angelegte Herkunfts- oder Anbauversuche unter realen Standortbedingungen sind allerdings unverzichtbar, um fundierte Kenntnisse und Sicherheit bei der Auswahl der Baumarten und Herkünfte zu gewinnen. Solche Feldversuche sind auch erforderlich, um die Anpassungsfähigkeit einer Baumart zu bewerten, da die ökologischen Bedingungen der natürlichen Bestände keinen Hinweis auf die Anpassung an neue Standorte geben. Bei dem gewählten Versuchsdesign sind die Pflanzen auf den Freiflächen extremen Witterungsbedingungen ausgeliefert. Sie müssen unter diesen Wuchsbedingungen sowohl extrem hohe als auch tiefe Temperaturen überstehen. Hinzu kommen extreme Sonneneinstrahlung, hohe Windgeschwindigkeiten, Schneedruck, Hagelschlag sowie Früh- und Spätfröste.

Um diese Lücke zu schließen, wurden in den letzten Jahren im Zuständigkeitsbereich der NW-FVA, auch mithilfe verschiedener Projektpartner, mehrere Anbauversuche angelegt, welche eine große Nord-Süd-Ausdehnung aufweisen und somit einen großen Standortsgradienten abdecken (Abbildung 4). Auf den insgesamt neun Flächen werden in den nächsten Jahren Elsbeere (*Sorbus torminalis*), Esskastanie (*Castanea sativa*), Baumhasel (*Corylus colurna*), Atlas- und Libanonzeder (*Cedrus atlantica*, *Cedrus libani*), Orientbuche (*Fagus orientalis*), Türkische Tanne (*Abies bornmuelleriana*), Tulpenbaum (*Liriodendron tulipifera*), Westl. Hemlocktanne

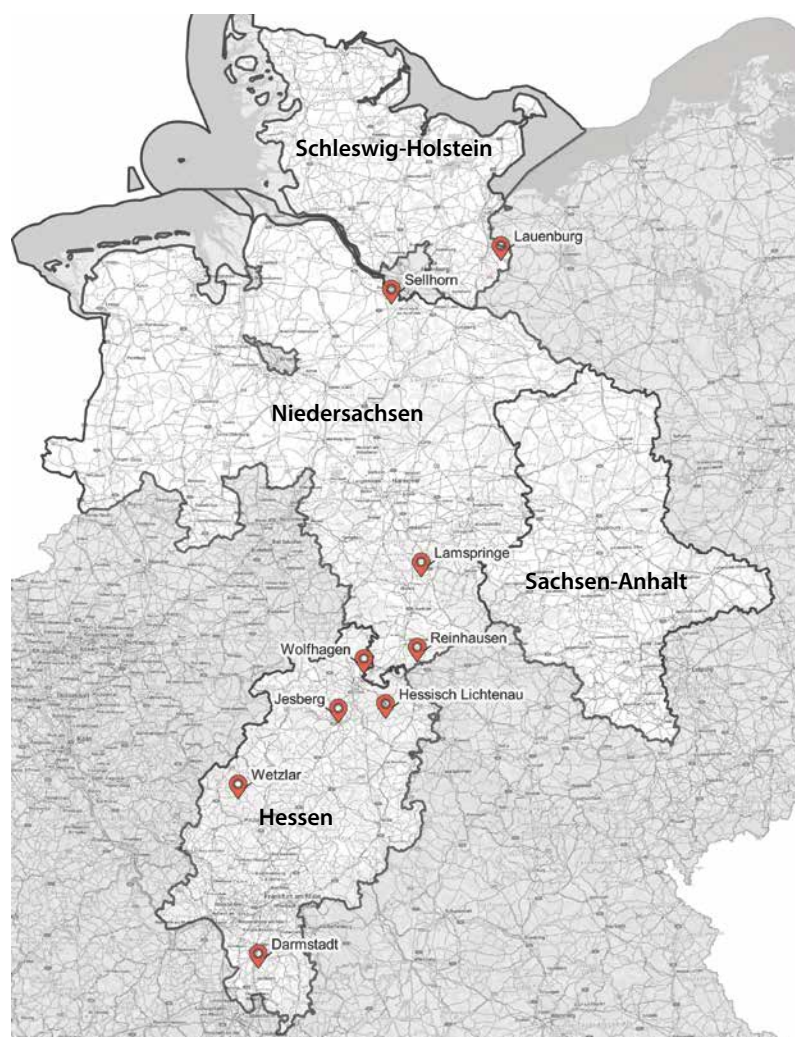


Abb. 4: Lage der Anbauversuche mit alternativen Baumarten der Abteilung Waldwachstum der NW-FVA in deren Trägerländern (Stand: 04.2024)
(Hintergrund: © GeoBasis De/BKG 2024)

(*Tsuga heterophylla*), Walnuss (*Juglans regia*), Schwarznuss (*Juglans nigra* (L.)), Flatterulme (*Ulmus laevis* (PALL.)), Winterlinde (*Tilia cordata*) sowie Schindelrindige Hickory (*Carya ovata*) untersucht.

2.1.3.1 Anlage einer Anbauversuchsreihe

Im Rahmen des durch den Klimaschutzplan Hessen 2025 geförderten Projektes „Anbauwürdigkeit und ökologische Zuträglichkeit alternativer Baumarten in Hessen“ wurde in Zusammenarbeit mit dem Landesbetrieb HessenForst im Jahr 2021 eine Anbauversuchsreihe für bisher kaum erforschte Arten mit vier Flächen in Hessen angelegt. Im weiteren Verlauf wird sich im Rahmen der vorliegenden Arbeit auf die Beschreibung und Auswertung dieser vier Flächen beschränkt, da auch die Steckbriefe ein Ergebnis des oben genannten Projektes sind.

Die Standorte wurden repräsentativ für das Bundesland Hessen ausgewählt. Die Flächen liegen in den Forstämtern Hessisch Lichtenau, Wetzlar, Jesberg und Darmstadt. Sie liegen auf Höhen zwischen 140 m ü. NN und 520 m ü. NN. Die Jahresdurchschnittstemperatur für die Periode 1961–1990 reicht von 7,4 °C (Wetzlar) bis 10,0 °C (Darmstadt), der Jahresniederschlag von 664 mm (Jesberg) bis 795 mm (Hessisch Lichtenau) (GAUER U. ALDINGER 2005). Weitere naturräumliche und klimatische Kennwerte sind in Tabelle 7 aufgelistet.

Um den langfristigen Einfluss der angepflanzten Baumarten auf die Bodenökologie bewerten zu können, wurden die Anbauversuche zum einen durch das Niedersächsische Forstplanungsamt mit dem niedersächsischen Standortskartierungsverfahren fein kartiert, zum anderen erfolgten Analysen von Bodenproben der Flächen im Anklang an das Verfahren der Bodenzustandserhebung (BZE) (vgl. PAAR et al. 2016, EVERS et al. 2019), um den IST-Zustand zu dokumentieren. Nach einer längeren Standzeit der Arten auf den Flächen können über erneute Proben mögliche Veränderungen in der Bodenchemie festgestellt werden und somit lässt sich der Einfluss der einzelnen Arten auf den Boden quantifizieren.

Die Auswahl der **Baumarten** beruht auf der bundesweiten Identifizierung relevanter Baumarten im Klimawandel (LIESEBACH et al. 2021). Ebenso berücksichtigt wurden Baumarten, die derzeit häufig in der Praxis diskutiert werden im Hinblick auf ihre Eignung für einen in Hessen sehr bedeutenden Standortsbereich mesotropher, heute frischer bis mäßig frischer bzw. wechselfeuchter Standorte, wo zukünftig aufgrund von Trockenstress mit vermehrten Vitalitätsverlusten der Hauptbaumarten zu rechnen ist. Vor diesem Hintergrund wurden die Türkische Tanne (*Abies bornmuelleriana*), Esskastanie (*Castanea sativa*), Atlaszeder (*Cedrus atlantica*), Libanonzeder (*Cedrus libani*), Baumhasel

Tab. 7: Naturräumliche und klimatische Charakterisierung der Versuchsflächen in Hessen (Quelle: GAUER U. ALDINGER (2005), Standortskartierung, Baumartenempfehlung Hessen (BaEm)).

		Hessisch Lichtenau	Wetzlar	Jesberg	Darmstadt
Wuchsgebiet		Mitteldeutsches Trias-Berg- und Hügelland (B.37)	Nördliches Hessisches Schiefergebirge (B.39)	Nordwesthessisches Bergland (B.38)	Oberrheinisches Tiefland und Rhein-Main-Ebene (B.65)
Wuchsbezirk		Rotenburger und Melsunger Bergland (B.37.15)	Westliches Lahn-Dill-Bergland (B.39.5)	Niederhessische Senke (B.38.4)	Hessische Rheinebene (B.65.8)
Höhenlage*	[m ü. NN]	300 – 600 (460 – 520)	300 – 600 (410 – 420)	150 – 600 (220)	150 – 300 (140 – 170)
Temperaturwerte	t _J [°C]	7,7	7,4	8,3	10,0
	t _{VZ} [°C]	14,1	13,7	14,8	16,8
	Tage > 10 °C	152	146	160	182
	t _{Jan} [°C]	-0,8	-0,8	-0,2	1,0
	t _{Jul} [°C]	16,2	15,9	16,9	19,1
Niederschlag	Jahr [mm]	795	916	664	700
	VZ [mm]	362	359	317	344
KWB	Jahr [mm]	200	402	122	31
	VZ [mm]	-83	-66	-124	-173
Ausgangsgestein		mittlerer Buntsandstein	Schiefer mit Lösslehm	Löss	Sand
Trophie		mesotroph	gut mesotroph	eutroph	eutroph
Geländewasserhaushalt		mäßig frisch	mäßig frisch	frisch	mäßig frisch
nFK	[mm]	139	92	115	140
KWB	[mm]	-39	-60	-91	-184
SWB (1981–2010)	[mm]	100	32	24	-44
SWB (2041–2070)	[mm]	-72	-120	-126	-209

* Werte in Klammern sind bezogen auf die Versuchsfläche

(*Corylus colurna*), Orientbuche (*Fagus orientalis*), Walnuss (*Juglans regia*) und der Tulpenbaum (*Liriodendron tulipifera*) ausgewählt. Zusätzlich wurden auf allen Flächen die Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) sowie die Winterlinde (*Tilia cordata*) als Referenz gepflanzt, um die Leistungen der Alternativbaumarten bewerten zu können. Das Pflanz-

material wurde über eine Ausschreibung auf dem freien Markt beschafft. Dabei wurde quellengesichertem und zertifiziertem Material Vorrang geboten.

Es ist schlussendlich gelungen, für alle vier Anbauversuche fast einheitliches Pflanzmaterial aus einer Lieferquelle zu beschaffen (Tabelle 8), sodass ein Vergleich zwischen

den Flächen gewährleistet ist. Lediglich bei der Orientbuche wurde für die Versuchsfläche in Hessisch Lichtenau ein vom restlichen Versuchsdesign abweichendes Sortiment geliefert, wobei das Saatgut aus der gleichen Quelle stammt wie bei den restlichen Pflanzen. Das Pflanzmaterial vom Tulpenbaum reichte bei dieser Versuchsfläche leider nur für die Anlage zweier Wiederholungen.

Das **Versuchsdesign** entspricht auf jedem Standort einem Block-Design mit dreifacher Wiederholung für jede Baumart (Abbildung 5). In jede Parzelle wurde nur eine einzelne Art gepflanzt. Die Zuordnung zu den Parzellen eines Blockes erfolgte nach dem Zufallsprinzip. Eine Parzellengröße beläuft sich auf 20 x 20 m. Das Nadelholz wurde im Pflanzverband von 2,0 x 1,5 m gepflanzt, so dass jede Parzelle 130 Pflanzen enthält. Beim Laubholz wurde ein Pflanzverband von 2,0 x 1,0 m verwendet, wodurch sich 190 Pflanzen je Parzelle ergeben. Alle Flächen waren zuvor mit Nadelholz bestockt, welches entweder infolge einer Käferkalamität oder extra für die Anlage der Versuchsflächen samt aller konkurrierenden Gehölze abgetrieben wurde. Die Standorte Darmstadt und Jesberg mussten aufgrund der starken Konkurrenzvegetation zusätzlich oberflächlich gemulcht werden, um einen bepflanzbaren Zustand zu erhalten. Gepflanzt wurden die Pflanzen mit dem im jeweiligen Forstamt standardmäßig angewendeten Pflanzverfahren. Ersatzpflanzungen ausgefallener Individuen wurden nicht vorgenommen. Die Flächen wurden je nach Vegetationsfortschritt jedes Jahr bis zu zweimal gepflegt. Gegen Wildverbiss sind alle Flächen mit einem Wildschutzaum gesichert. In Jesberg und Hessisch Lichtenau fand im Jahr 2022 ein einmaliger Einsatz von Pflanzenschutzmittel

Tab. 8: Informationen über das verwendete Pflanzmaterial und die Anlage der Versuchsflächen. Abweichungen vom Originaldesign der Versuchsanlage sind kursiv dargestellt.

Baumart	Herkunft	Pflanzsortiment			Zeitpunkt der Pflanzung (Anzahl der Blöcke pro Standort)			
		Höhe [cm]	Alter	Pflanzentyp	Hessisch Lichtenau	Wetzlar	Jesberg	Darmstadt
Türkische Tanne	Bolu-Köketz / Türkei		2 + 1	wurzelackt	Dez. 2021 (3)	Nov. 2021 (3)	Nov. 2021 (3)	Dez. 2021 (3)
Esskastanie	Deutschland	D-08 300 2 0008 20	1 + 0	wurzelackt	Feb. 2022 (3)	Nov. 2021 (3)	Nov. 2021 (3)	Feb. 2022 (3)
Atlaszeder	Ménerbes / Frankreich	FR93-17R017	1 + 2	Container	Dez. 2021 (3)	Nov. 2021 (3)	Nov. 2021 (3)	Dez. 2021 (3)
Libanonzeder	Mersin-Aslanköy / Türkei	D-99 999 5 001 19	1 + 1	Container	Dez. 2021 (3)	Nov. 2021 (3)	Nov. 2021 (3)	Dez. 2021 (3)
Baumhasel	Bolu Seben / Türkei		1 + 0	wurzelackt	Feb. 2022 (3)	Nov. 2021 (3)	Nov. 2021 (3)	Feb. 2022 (3)
Orientbuche	Erlangen-Höchststadt / Deutschland	50 – 80	2 + 0	wurzelackt		Nov. 2021 (3)	Nov. 2021 (3)	Feb. 2022 (3)
Orientbuche	Erlangen-Höchststadt / Deutschland	30 – 50	1 + 0	Container	Feb. 2022 (3)			
Walnuss	Frankreich	30 – 50	1 + 1	wurzelackt	Feb. 2022 (3)	Nov. 2021 (3)	Nov. 2021 (3)	Feb. 2022 (3)
Tulpenbaum	Baden-Baden / Deutschland	DKV Sonder- herkunft	1 + 0	wurzelackt	Feb. 2022 (3)	Nov. 2021 (3)	Nov. 2021 (3)	Feb. 2022 (2)
Douglasie	Deutschland	D-09 211 1 3049 18	2 + 0	wurzelackt	Dez. 2021 (3)	Nov. 2021 (3)	Nov. 2021 (3)	Dez. 2021 (3)
Winterlinde	Deutschland	D-09 433 1 4169 16	1 + 0	wurzelackt	Feb. 2022 (3)	Nov. 2021 (3)	Nov. 2021 (3)	Feb. 2022 (3)



Abb. 5: Versuchsdesign am Beispiel des Anbauversuchs aus dem Projekt „Anbauwürdigkeit und ökologische Zuträglichkeit alternativer Baumarten in Hessen“ im Forstamt Darmstadt

statt, um den massiven Fraßdruck durch den Großen Braunen Rüsselkäfer (*Hylobius abietis* (L.)) auf diesen Flächen zu mindern.

Bei den **Aufnahmen** geht es vor allem um das Wachstum; zu Beginn insbesondere um das Anwachsen der Pflanzen, sowie um Schäden während der Etablierungsphase. Um Randeffekte bei den Messungen auszuschließen, wurde in den einzelnen Parzellen ein Untersuchungsbereich festgelegt, der durch einen Puffer von zwei Pflanzreihen bzw. innerhalb der Reihen durch zwei Pflanzplätze zur Außenkante der Parzelle umgeben ist. Durch die unterschiedlichen Pflanzverbände zwischen Laub- und Nadelholz ergeben sich jedoch unterschiedlich hohe Pflanzzahlen in diesem Messbereich. Um ein ausgewogenes Verhältnis zwischen Messaufwand und Informationsgewinnung zu erlangen, wurde bei der Auswahl der zu beobachtenden Individuen zwischen den Laub- und Nadelholzparzellen ein voneinander abweichendes Muster angewendet:

- beim Nadelholz befanden sich nach Pflanzung im Messbereich 54 beobachtete Individuen, die ausnahmslos alle nummeriert und bei der ersten Aufnahme erfasst wurden,
- beim Laubholz befanden sich nach Pflanzung im Messbereich 90 Pflanzen. Hier wurde je Reihe beginnend mit der ersten Pflanze im Messbereich nur jede zweite Pflanze nummeriert und bei Erstaufnahme aufgenommen, so dass sich für eine Laubholzparzelle 48 beobachtete Individuen ergeben (Abbildung 6).

Durch dieses Vorgehen ergibt sich für jeden Standort eine Stichprobe je Laubholzart von 144 und je Nadelholzart von 162 Individuen, sodass zu Beginn pro Versuchsfläche insgesamt 1.512 Individuen beobachtet wurden.

An jedem beobachteten Individuum erfolgte bei den Aufnahmen zunächst eine Zustandsansprache (tot/lebend/Stockausschlag) und es wurde an allen noch lebenden Pflanzen jeweils die Höhe und der Wurzelhalsdurchmesser



Abb. 6: Schematische Darstellung des Aufnahmeschemas am Beispiel einer Laubholzparzelle. Rot markiert ist der innere Messbereich und in diesem die beobachteten Individuen.

gemessen sowie eine Schadansprache durchgeführt. Die Höhenmessung erfolgte als Ablotung der Pflanzenspitze (KRAMER U. AKÇA 2008), wobei die Pflanzenspitze durch den noch höchsten lebenden Punkt der Pflanze definiert ist. Der Wurzelhalsdurchmesser wurde bergseits 5 cm über dem Boden ermittelt. Die Erstaufnahme erfolgte im Jahr nach Abschluss der Pflanzung vor dem Vegetationsbeginn, um die Ausgangssituation der Flächen zu erfassen. Alle weiteren Aufnahmen wurden jährlich nach Abschluss der Vegetationsperiode durchgeführt. Zusätzlich erfolgte im ersten Jahr während der Vegetationsperiode eine Schadbonitur. Die weitere Datenverarbeitung und -analyse wurde mit der Software RSTUDIO (RSTUDIO TEAM 2021) durchgeführt. Der jährliche Höhenzuwachs jedes einzelnen Baumes wurde als Differenz der in aufeinanderfolgenden Jahren gemessenen Höhen berechnet.

2.1.3.2 Erste Erkenntnisse aus den Anbauversuchen

Abgesicherte Erkenntnisse aus den langfristig angelegten Anbauversuchen lassen sich in der Regel erst nach rund 20 Jahren ziehen. Dennoch lohnt es sich, auch nach kürzerer Zeit auf die Zustände der Flächen zu blicken, da womöglich bereits in der Etablierungsphase standörtliche Unterschiede auftreten und sich so bereits Hinweise zu den einzelnen Arten ergeben. Dieses Kapitel zeigt eine kurze Übersicht über die Flächenzustände nach drei Vegetationsperioden. Die Ergebnisse zu den einzelnen Baumarten sind zusätzlich in den Baumartensteckbriefen enthalten.

Witterung

Um einen Eindruck über die Wuchsbedingungen in der Etablierungsphase zu gewinnen, ist es sinnvoll, die Witterung dieser Jahre zu betrachten. Die erste Vegetationsperiode 2022 stellte die Anbauversuche vor große Herausforderungen. Eine lang anhaltende Dürre mit extrem hohen Temperaturen und vielen Sonnenstunden führte zu stark ausgetrockneten Böden. Mit einer Mitteltemperatur von 10,3 °C war das Vegetationsjahr 2021/2022 eines der wärmsten seit Messbeginn. Unter diesen extremen Bedingungen mussten sich die frisch gepflanzten Bäume unter Freiflächenbedingungen etablieren. Auch die Vegetationsperiode 2022/2023 war zu warm und zu trocken, mit einer Mitteltemperatur von 10,6 °C. Obwohl die Jahresniederschläge leicht über dem Durchschnitt lagen, verursachte eine Trockenperiode im Mai und Juni 2023 erneut schwierige Bedingungen. Erst im Juli 2023 sorgten ergiebige Regenfälle für eine Entspannung der Bodentrockenheit. Das Vegetationsjahr 2023/2024 setzte den Erwärmungstrend mit einer Mitteltemperatur von 11,0 °C fort und war 2,8 K wärmer als das Mittel von 1961–1990 und somit wiederum das wärmste Jahr seit Aufzeichnungsbeginn. Gleichzeitig brachte es mit 1.008 mm die höchste Niederschlagsmenge

seit Messbeginn. Trotz der Wärme blieb eine Trockenperiode aus, da alle Monate deutlich feuchter als üblich waren.

Überlebensrate der Baumarten

Die geschilderten Witterungsverläufe der ersten Standjahre schlagen sich deutlich in der Überlebensrate der Baumarten nieder (Abbildung 7). Insbesondere im ersten Jahr zeigen viele Baumarten hohe Ausfälle, die sich über alle Flächen hinweg durchziehen. Dies sind unmittelbare Folgen der extrem trockenen Witterung im ersten Jahr der Kultur. Eine erfolgreiche Etablierung der verschiedenen Baumarten war somit stark beeinträchtigt. Die mit Abstand höchsten Ausfallraten gab es auf dem sandigen, warm-trockenen Standort in Darmstadt mit bis weit über 50 % bei den meisten Arten. Auch auf den anderen Standorten waren hohe Ausfallraten zu verzeichnen, allerdings auf niedrigerem Niveau als in Darmstadt. Ausnahmen von diesem allgemeinen Befund bilden die beiden Zedernarten, welche über alle Standorte hinweg die niedrigsten Ausfälle aufwiesen. Auch in der zweiten Vegetationsperiode 2023 wurde auf allen Flächen und bei allen Baumarten ein weiteres, wenn auch abgeschwächtes Absterben beobachtet. Die Frühjahrstrockenheit führte insbesondere dazu, dass sich stark vorgeschwächte Exemplare nicht erholen konnten und ausfielen. Auch 2024 setzte sich, trotz deutlich besserer Wuchsbedingungen, ein moderates Absterben bei allen Baumarten fort. Auch diese Ausfälle sind häufig noch Folgen der Schwächung von Pflanzen durch die ersten beiden Extremjahre. Aber auch sehr feuchte Bedingungen können baumartenspezifisch unmittelbar zu einer erhöhten Mortalität führen, wie später noch ausgeführt wird.

Wachstum und Vitalität

Im Höhenwachstum zeigen sich nach drei Vegetationsperioden deutliche Unterschiede zwischen den Baumarten und Standorten (Abbildung 8). Bei der Interpretation der Höhenentwicklung ist zu beachten, dass nur überlebende Pflanzen ausgewertet wurden, weshalb die Ergebnisse immer im Kontext der Überlebensrate zu betrachten sind.

Die beiden Zedernarten weisen im Mittel eine durchweg positive jährliche Höhenentwicklung auf, allerdings mit deutlichen Standortsunterschieden, die vor allem durch die Wasserspeicherkapazität der Böden beeinflusst sein dürften. Im Frühjahr 2024 zeigten die Zedern in Jesberg Symptome wie vergilbte Nadeln, Nadelverluste und absterbende Triebe, die auf einen Befall mit Grauschimmel (*Botrytis cinerea*) zurückzuführen sind. Obwohl sich die Pflanzen im Laufe der Vegetationsperiode zunächst größtenteils erholten, kann eine erhöhte Mortalität – insbesondere der Libanonzeder in Jesberg bei der vierten

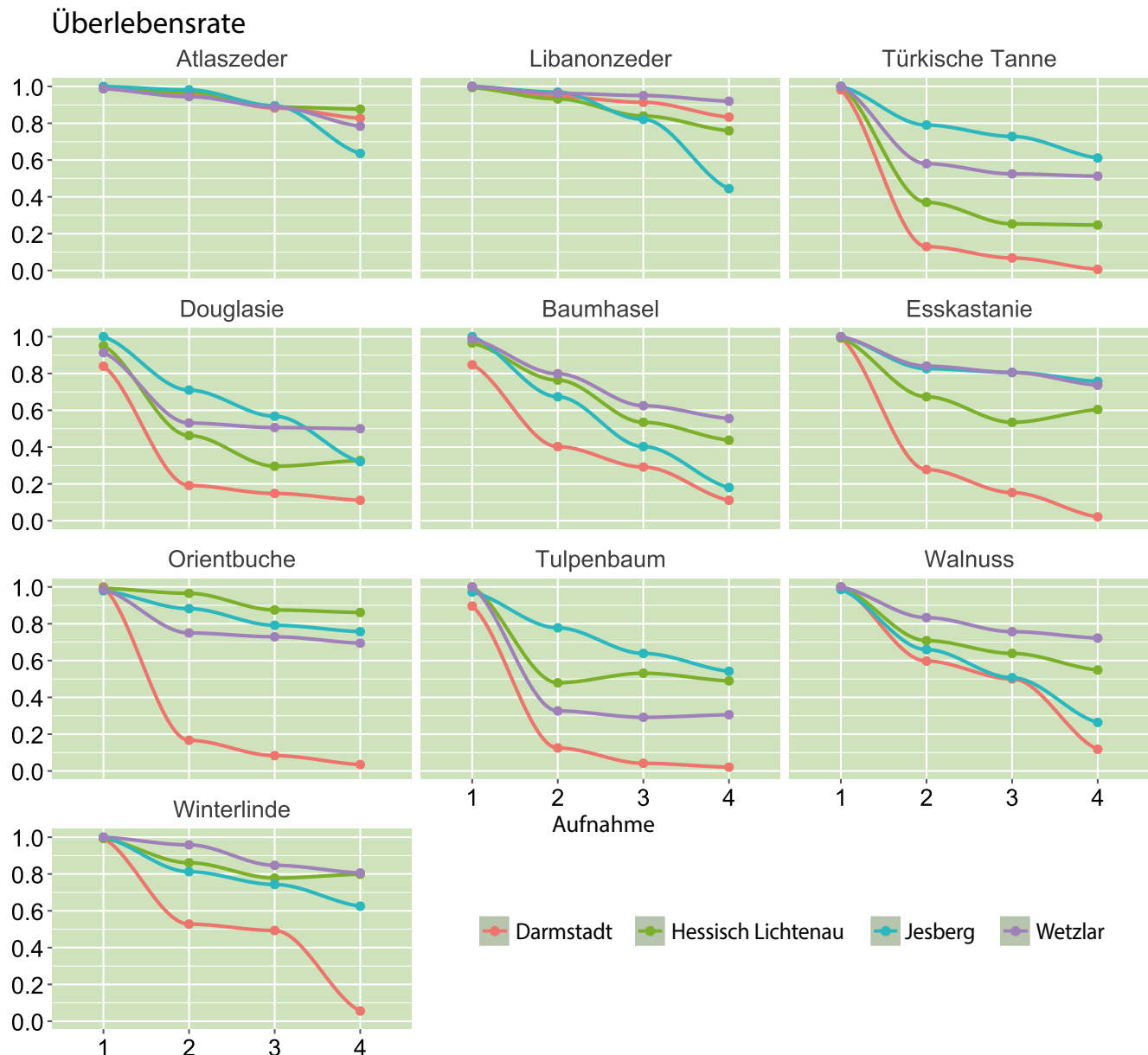


Abb. 7: Entwicklung der Überlebensrate (Anteil der noch lebenden Pflanzen am Gesamtkollektiv) über die Aufnahmen hinweg. Aufnahme 1 entspricht dem Zustand nach der Begründung der Anbauversuche. Alle weiteren Aufnahmen fanden im Jahresturnus nach Abschluss der Vegetationsperiode statt.

Aufnahme – auf diese Infektion zurückzuführen sein. Auch deren schwächeres Höhenwachstum in diesem Jahr auf derselben Fläche könnte auf den Pilzbefall zurückzuführen sein. Die Infektion wurde mutmaßlich durch die hohe Luftfeuchtigkeit in der Kultur bereits während des nass-milden Winters 2023/2024 hervorgerufen.

Baumhasel, Esskastanie, Tulpenbaum und Walnuss zeigten in den ersten Jahren ein starkes Zurücktrocknen der oberirdischen Triebe. Teilweise starb der gesamte oberirdische Teil ab, konnte sich jedoch durch Stockausschlag regenerieren, der teils vitaler war als der ursprüngliche Haupttrieb. In der Trockenperiode des zweiten Standjahres kam es jedoch häufiger zum vollständigen Absterben. Insbesondere die niederschlagsreiche Vegetationsperiode 2023/2024 brachte jedoch grundsätzlich eine Erholung und vor allem die Esskastanie verzeichnete teils enorme Höhenzuwächse.

Dagegen blieb es für die Walnuss zunächst weiterhin bei sehr geringen Höhenzunahmen. In Darmstadt wurde 2023 an absterbenden Walnüssen eine *Diplodia*-Art (*D. cf. mutila/agrifolia*) identifiziert, die zu einem schwarzen Schleimfluss am Trieb führte und befallene Pflanzen zum Absterben brachte. Dieser Pilz ist ein latentes Pathogen, das bei primärer Vitalitätsschwächung der Wirtspflanze durch Hitze oder Dürre zu Rindennekrosen und schließlich zu einem Absterben führen kann.

Entgegen den Erwartungen kam die Orientbuche in Jesberg, Hessisch Lichtenau und Wetzlar bisher überraschend gut mit den Freiflächenbedingungen zurecht. In Darmstadt sind dagegen nur noch wenige Exemplare der Art am Leben, sodass hier die Höhenentwicklung wenig Aussagekraft hat. Die Türkische Tanne zeigte zunächst allgemein hohe Ausfälle und stagnierende Höhen, startete jedoch 2024 mit

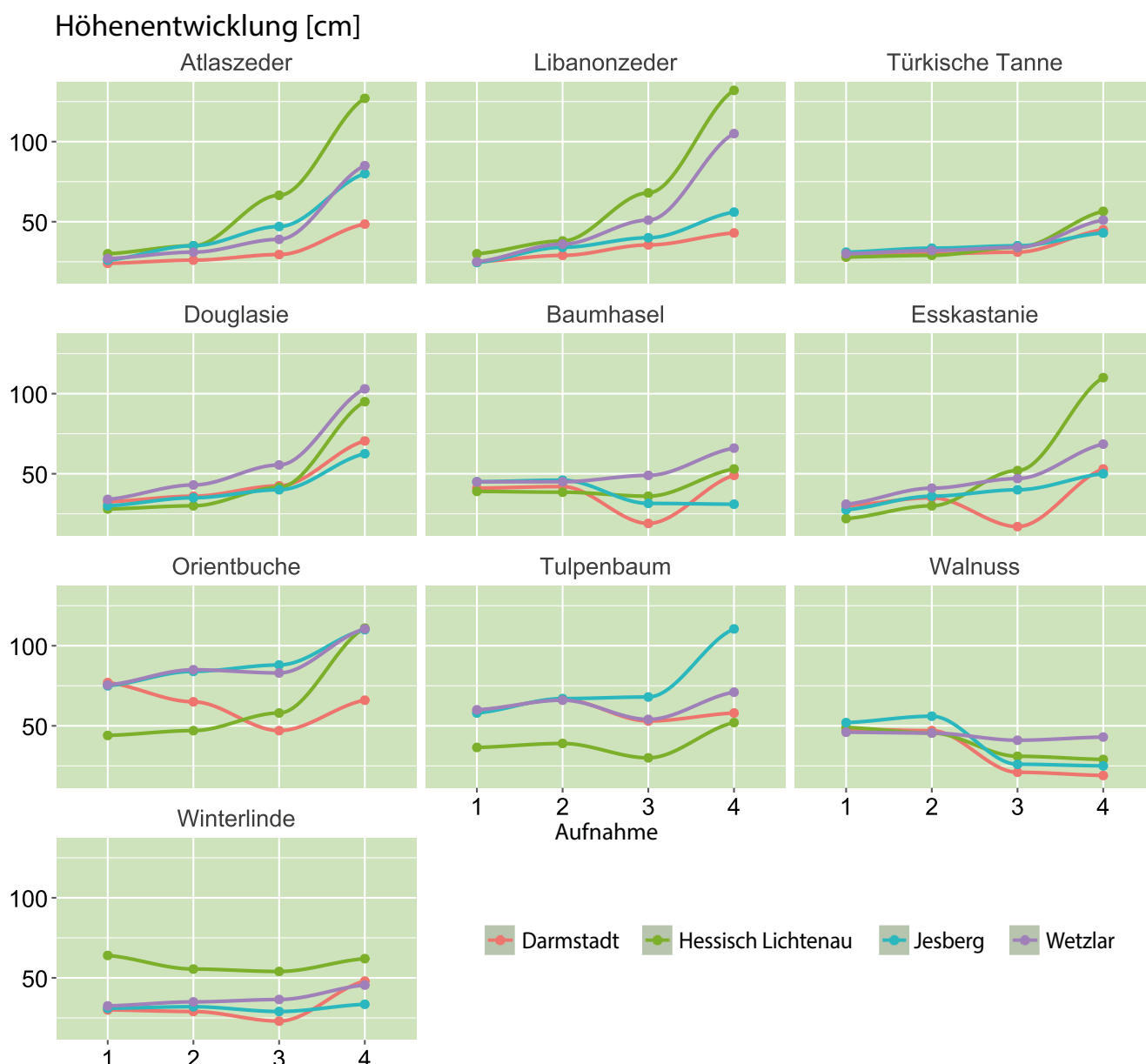


Abb. 8: Entwicklung der mittleren Pflanzenhöhe über die Aufnahmen hinweg. Aufnahme 1 entspricht dem Ausgangszustand nach Begründung der Anbauversuche. Die weiteren Aufnahmen zeigen die Mittelhöhe nach Abschluss der Vegetationszeit im Aufnahmeturnus von einem Jahr.

einem verhaltenen Höhenwachstum, das über alle Flächen hinweg vergleichbar ausfällt. Auch die Referenzbaumarten zeigen sich stark von den Herausforderungen aus Freifächensituation und extremer Witterung beeinflusst: Die Winterlinde als heimische Laubbaumart, hatte in den ersten beiden Jahren eine negative Nettohöhenentwicklung aufgrund des Zurücktrocknens der Triebe. Dank besserer Bedingungen 2024 wurde dieser Trend jedoch gebrochen und es zeigten sich erstmals Höhenzunahmen. Die Douglasie als Nadelbaumreferenz hatte unter der extremen Hitze und Trockenheit des Sommers 2022 große Etablierungsprobleme und zeigte im ersten Jahr sehr hohe Ausfallraten vor allem in Darmstadt, aber auch auf den anderen Flächen. Die bisher überlebenden Pflanzen haben jedoch von den günstigen Witterungsbedingungen in 2024 in Form starker Höhenzuwächse erheblich profitiert.

Schlussfolgerungen

Trotz der bisher kurzen Laufzeit der Versuche, die natürlich noch keine abschließenden Schlussfolgerungen über die Eignung der Baumarten zulassen, zeigen sich teils erhebliche Unterschiede im Überleben und im Wachstum unter den Baumarten und zwischen den verschiedenen Standorten. Dies verdeutlicht zunächst, wie wichtig koordinierte Versuche zur Prüfung der Anbaueignung fremdländischer Baumarten sind. Trotz der sich andeutenden Unterschiede und Tendenzen bleiben die vorgestellten Versuche bisher eindeutig eine Momentaufnahme. Bisherige Befunde sind stark durch die extreme Witterung des Anlagejahres und die damit verbundenen hohen Ausfälle geprägt. Allerdings wird eine Häufung solch extremer Witterungsverläufe ja durchaus als ein Indiz des Klimawandels interpretiert.

Für Vergleiche mit den Ergebnissen anderer Versuchsanbauten sind neben der Witterung im Anlagejahr und während der Beobachtung auch die Qualität und Herkunft der verwendeten Pflanzen sowie die fachgerechte Pflanzung und Pflege der Anbauten wichtige, mit zu betrachtende Aspekte.

Ein Wermutstropfen bleibt, dass die wichtige Frage von Herkunftsunterschieden innerhalb einer Baumart hier nicht geklärt werden kann. Zwar gibt das Verhalten der in den Anbauversuchen für eine Baumart einheitlich verwendeten, gesicherten Herkünfte wertvolle Hinweise, es fehlt aber eine Vergleichsmöglichkeit mit anderen, ggf. noch besser geeigneten Provenienzen. Weitere Versuche, die sich spezifisch mit der Herkunftsfrage innerhalb der alternativen Baumarten befassen, sind notwendig, aber mit der Vermehrungsgutbeschaffung beginnend aufwändig. In der Praxis ist es absolut nicht ratsam, auf Vermehrungsgut ohne jegliche gesicherte Herkunftsinformationen zurückzugreifen, auch wenn solches Material günstiger ist. Für den Erkenntnisfortschritt ist es auch bei praktischen Anbauten wichtig, im Sinne späterer belastbarer Erkenntnisse die verwendeten Herkünfte langfristig und flächenscharf zu dokumentieren.

Inhaltlich lassen sich aus den vorläufigen Befunden der vorgestellten Anbauversuche unter der gebotenen Vorsicht einige erste Tendenzen ableiten. So erscheinen bisher die beiden Zedernarten zumindest in der Jugend als sehr trockenheits- und strahlungstolerant und verbinden dies bisher mit einem zufriedenstellenden bis guten Höhenwachstum. Ihr Befall mit dem Grauschimmel-Erreger zeigt jedoch, dass auch sie Gefahren ausgesetzt sind. Umso wichtiger ist es erneut zu betonen, dass die Beteiligung nicht heimischer Baumarten – und dies stets in Mischbeständen – nur **ein** Baustein in der Klimaanpassung unserer Wälder sein kann. Keine Baumart allein, auch von den vorgestellten potenziellen Hoffnungsträgern, wird gegen alle möglichen Gefährdungen gewappnet sein.

2.1.4 Literaturrecherchen

Ergänzend zu den aufgeführten Versuchen, Aufnahmen und Auswertungen wurde zu den zu betrachtenden Baumarten eine umfangreiche Literaturrecherche durchgeführt. Diese dient zum einen dazu, vorhandenes Wissen zusammenzutragen und zum anderen, die empirischen Befunde aus den Untersuchungen bewerten und einordnen zu können. Bei den Literaturrecherchen ist zu beachten, dass insbesondere beim Vergleich von ertragskundlichen Daten, aber auch bei sonstigen Angaben in den Arbeiten nicht immer Herkunftsangaben bereitgestellt wurden. Daher können provenienzbedingte Wuchsunterschiede nicht ersichtlich sein. Auch wurden die Auswertungen nicht immer nach waldwachstumskundlichen

Standards wie der DESER-Norm (JOHANN 1993) durchgeführt. Dadurch ist ein direkter Vergleich solcher Daten teils schwierig und muss mit gewisser Vorsicht betrachtet werden. Insbesondere bei den bisher nur wenig beachteten fremdländischen Baumarten sind in der Literatur mitunter auch voneinander abweichende Aussagen zu finden, so dass diese nur beschränkt aussagekräftig sind. Auch dies zeigt die Dringlichkeit und Wichtigkeit wissenschaftlicher Feldversuche auf, da so verlässliche Informationen generiert werden können.

2.2 Aufbau der Baumartensteckbriefe

2.2.1 Zusammenfassende Bewertung

Eine nachhaltige, multifunktionale Forstwirtschaft hat den Anspruch, Wälder so zu pflegen und zu nutzen, dass deren Produktivität, Verjüngungsfähigkeit und Vitalität erhalten bleiben und Maßnahmen zur Sicherung der biologischen Vielfalt getroffen werden (VOR et al. 2015). Bei bisher im heimischen Ökosystem Wald nicht angebauten fremdländischen Baumarten stellen sich unter diesem Aspekt neben Fragen zur Massen- und Wertleistung vor allem auch Fragen der ökologischen Integrierbarkeit. Die Auswirkungen solcher Baumarten auf Lebensgemeinschaften, Standorte und natürliche Prozesse können sehr vielfältig sein und sind bisher für viele der „neuen“ fremdländischen Alternativbaumarten kaum erforscht. Daraus erwachsende Risiken gilt es zwingend zu vermeiden, denn mit dem Anbau eingeführter Baumarten verbindet sich eine hohe Verantwortung. Im Rahmen einer nachhaltigen, multifunktionalen Forstwirtschaft schließt sie das Teilziel „Naturschutz im Wald“ mit ein und leitet sich aus der Verpflichtung ab, die „Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes und die Nutzungsfähigkeit der Naturgüter nachhaltig zu sichern und die Pflanzen- und Tierwelt sowie die Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft zu schützen (§ 1 BNatSchG)“ (VOR et al. 2015, GOSSNER 2016, RIGLING et al. 2016). Invasive Arten nach § 7 BNatSchG werden auch von der Forstwirtschaft als ein ernst zu nehmendes Problem für die biologische Vielfalt angesehen. Bei einer drohenden Gefährdung natürlich vorkommender Ökosysteme, Biotope oder Arten beispielweise durch eine unkontrollierte Ausbreitung einer eingeführten Baumart, wird diese als nicht anbauwürdig eingestuft. Ein Beispiel einer solchen invasiven Baumart, die auch in einigen Gebieten des Zuständigkeitsbereiches der NW-FVA Probleme bereitet, ist die Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina*). Weitere Gefährdungen ergeben sich daraus, dass Schadorganismen, sowohl Pilze als auch Insekten, häufig bereits mit dem Saatgut importiert werden (FRANIĆ et al. 2019, ROLOFF u. GRUNDMANN 2008). Jüngste Erfahrungen mit eingeschleppten Krankheiten und Schädlingen (z. B. das Eschentriebsterben oder der Asiatische Laubholzbockkäfer

(*Anoplophora glabripennis*) geben den Hinweis, dass auch heimische und gut angepasste Baumarten davon plötzlich existenziell bedroht sein können.

Da es gilt, nicht überschaubare ökologische Risiken in Verbindung mit der breiteren Verwendung dieser fremdländischen Baumarten unbedingt zu vermeiden, wurde in dieser Hinsicht auf zwei publizierte Bewertungsansätze zurückgegriffen. Zum einen werden die Anforderungen an die ökologische Zuträglichkeit fremdländischer Baumarten nach OTTO (1993) angewendet, wobei das Kriterium Klimaanpassung heute verständlicherweise verstärkt Berücksichtigung findet. Zum anderen wird eine Invasivitätsbewertung nach den Kriterien von VOR et al. (2015) durchgeführt. Die beiden Ansätze, insbesondere die angewandten Kriterien, werden im Folgenden detaillierter dargestellt. Als Grundlage für diese Bewertungen wurden sowohl die bestandesbezogenen als auch die ertragskundlichen Daten herangezogen und durch umfangreiche Literaturrecherchen ergänzt und eingeordnet.

Kriterien für eine ökologische Zuträglichkeit einer eingeführten Baumart nach OTTO (1993)

1. Standortanpassung
Die Art muss an Boden und Klima angepasst sein.
2. Bodenpfleglichkeit
Die Art muss den Boden langfristig im Sinne optimaler Stoffkreisläufe verbessern. Dies betrifft sowohl die Durchwurzelung des Mineralbodens als auch die Humusbildung und -umsetzung mit intakten Zersetzer- und Mineralisierungsketten.
3. Keine Krankheitsverbreitung
Die Art darf keine Krankheiten verbreiten.
4. Keine Anfälligkeit
Die Art selbst darf durch abiotische und biotische Risiken nicht über ein Normalmaß hinaus gefährdet sein.
5. Mischbarkeit
Die Art muss mischbar sein, d. h. sich mit einheimischen Faunen- und Florenelementen ökologisch verbinden lassen.
6. Naturverjüngung
Die Art muss sich selbst durch natürliche Verjüngung erneuern lassen.
7. Waldstrukturen
Die Art soll möglichst in der Lage sein, in optimalen, vertikal gestaffelten Waldstrukturen waldbaulich geführt zu werden.

Definition invasiv (VOR et al. 2015)

Invasiv ist eine Art dann, wenn sie durch das Auftreten außerhalb ihres ursprünglichen Verbreitungsgebiets die Schutzgüter Ökosysteme, Biotope oder Arten zwar nur möglicherweise, im Falle des Eintretens aber 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 Biotope sich auf Dauer nachteilig verändern oder gar verschwinden.

Kriterien für die Invasivität (VOR et al. 2015)

1. Negative Standortsbeeinflussung
Eine negative Standortsbeeinflussung durch eine Baumart liegt dann vor, wenn aufgrund von Luftstickstoff-Fixierung (Stickstoffeutrophierung), durch schlecht abbaubare Streu (Bodenversauerung) oder pflanzenhemmende Streuinhaltsstoffe oder Ausscheidungen (Allelopathie) die Besiedelungs- und Lebensbedingungen für heimische Arten stark beeinträchtigt werden.
2. Hohes Reproduktionspotenzial
Ein hohes Reproduktionspotenzial ist gekennzeichnet durch eine frühe und starke generative Vermehrung (Blühen und Fruchten in jungen Jahren sowie eine hohe Samenmenge), die Möglichkeit zur vegetativen Vermehrung (Stockausschlag, Wurzelbrut) und das Vermögen, überlebensfähige Jungbestände am Standort zu etablieren.
3. Hohes Ausbreitungspotenzial
Ein hohes Ausbreitungspotenzial beschreibt die Fähigkeit von Baumarten, Lebensräume relativ schnell und auf großer Fläche zu besiedeln. Dies hängt von ihrem Reproduktionspotenzial, ihren Verbreitungsstrategien, ihren standörtlichen Ansprüchen, ihrer Überlebensfähigkeit und ihrem Jugendwachstum ab. Von der Windverbreitung profitieren vor allem Baumarten mit leichten, geflügelten Samen, während Baumarten mit schweren Samen auf Vektoren wie Säugetiere, Vögel oder Insekten angewiesen sind.
4. Fähigkeit zur Artenverdrängung
Eingeführte Baumarten müssen sich in die heimische Fauna und Flora integrieren lassen. Sie dürfen die Biodiversität nicht dadurch negativ beeinflussen, dass sie sich nicht mit heimischen Baumarten mischen lassen und aufgrund ihrer Konkurrenzkraft stark zur Bildung von Reinbeständen neigen, wodurch heimische Tier- und Pflanzenarten auf Dauer ihre angestammten Lebensräume verlieren. Es werden hiermit explizit auch die Wirkungen eingeführter Baumarten auf die gesamte Biozönose in die Betrachtung einbezogen.

5. Begrenzte Steuerungsmöglichkeit

Eingeführte Baumarten sind dann als invasiv einzustufen, wenn man unerwünschte Vorkommen nicht mehr rückgängig machen kann, weil die möglichen biologischen, mechanischen oder notfalls auch chemischen Steuerungsmöglichkeiten nicht wirksam, ökologisch nicht vertretbar oder nicht finanzierbar sind.

Für die seltenen heimischen Baumarten stellt sich die Frage einer ökologischen Integrierbarkeit im Gegensatz zu den fremdländischen Baumarten nicht. Hier gilt es eher zu bewerten, ob diese Baumarten unter den zu erwartenden Klimaveränderungen in unseren Wäldern zur Stabilisierung der Ökosysteme beitragen können oder ob auch sie insbesondere auf bereits heute trockenen Standorten und nach mehreren Extremjahren Merkmale einer geschwächten Vitalität zeigen. Für diese Einschätzungen können insbesondere die bestandesbezogenen Daten herangezogen werden, aber auch die ertragskundlichen Kennwerte, da schließlich auch das Wachstum einen Ausdruck der Vitalität darstellt. Die Kriterien nach OTTO (1993) wurden für die seltenen heimischen Baumarten sinngemäß angewandt, um auf Grundlage der Auswertungen der Praxisanbauten eine Einschätzung zur Klimaanpassung nach nachvollziehbaren und vergleichbaren Kriterien abzugeben.

Die Baumartensteckbriefe beginnen jeweils mit einer zusammenfassenden Bewertung, in der die vorgestellten Schemata angewendet wurden. Das Gesamtergebnis der Auswertungen und Bewertungen erfolgt als Einordnung der Baumart zu einer von insgesamt vier Kategorien (Tabelle 9) sowie einer kurzen Erläuterung, wie diese Einstufung

Tab. 9: Kategorien der Anbauempfehlung, deren symbolische Darstellung in den Baumartensteckbriefen sowie eine kurze Erläuterung der Bedeutung der Empfehlung

Symbol	Bedeutung
 	Keine Anbauempfehlung Auf Grundlage des aktuellen Wissensstandes gibt es bekannte Risiken, die einen Anbau dieser Baumart nicht zulassen.
 	Eingeschränkte Anbauempfehlung Die Art erscheint grundsätzlich anbauwürdig, allerdings gibt es Gründe, die eine Abwägung in der Entscheidung zum Anbau erforderlich machen.
 	Anbauempfehlung Auf Grundlage des aktuellen Wissensstandes kann diese Art ohne nennenswerte bekannte Risiken angebaut werden.
 	Aktuell keine Einschätzung Der aktuelle Wissensstand lässt eine abschließende Eingruppierung der Art in einer der vorherigen Kategorien aktuell nicht zu. Hier ist weiterer Forschungsbedarf erforderlich, um wichtige Fragen der Integrierbarkeit der Art zu klären.

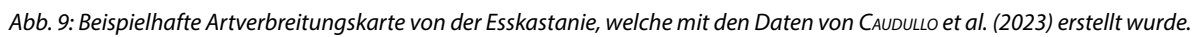
Tab. 10: Merkmale der ökologischen Zuträglichkeit nach OTTO (1993) und die für die Bewertung in dieser Untersuchung herangezogenen Kriterien

	Merkmal	Kriterien
Ökologische Zuträglichkeit (OTTO 1993)	Standortsanpassung	• Wuchsleistung • Vitalität • Standortwasserbilanz vorgefundener Populationen
	Bodenpfleglichkeit	• Humusansprache • Literatur
	Keine Krankheitsverbreitung	• Literatur
	Keine Anfälligkeit	• abiotische u. biotische Schäden • Literatur
	Mischbarkeit	• Wuchsverhalten • Lichtansprüche
	Naturverjüngung	• Erfahrungswissen/Beobachtungen aus den Praxisanbauten • Literatur
	Waldstrukturen	• Verjüngungsökologie • Lichtansprüche

Tab. 11: Merkmale einer Invasivität nach VOR et al. (2015) und die für die Bewertung in dieser Untersuchung herangezogenen Kriterien

	Merkmal	Kriterien
Invasivität (VOR et al. 2015)	Negative Standortbeeinflussung	• Humusansprache • Literatur
	Hohes Reproduktionspotenzial	• Beobachtungen aus den Praxisanbauten • Literatur
	Hohes Ausbreitungspotenzial	• Erfahrungswissen/Beobachtungen aus den Praxisanbauten • Literatur
	Fähigkeit zur Artverdrängung	• Jugendwachstum • Literatur
	Begrenzte Steuerungsmöglichkeiten	• Literatur • Erfahrungswissen

zustande gekommen ist. Grundlage für diese Einschätzung bilden die Einzelbewertungen der vorgestellten Kriterien nach OTTO (1993) und VOR et al. (2015), die in Form einer tabellarischen Übersicht dargestellt werden (vgl. Tabelle 10 und Tabelle 11). Anstelle der verwendeten Kriterien tritt eine kurze Erläuterung, wie die Bewertung in dieser Kategorie zustande gekommen ist. Die Gesamtbeurteilung der Einzelkriterien führt zu der abschließenden Einstufung. Eine Anbauwürdigkeit kann bezugnehmend auf OTTO (1993) als gegeben angesehen werden, wenn nach aktuellem Kenntnisstand die eingeführte Baumart unseren heimischen Baumarten in mindestens einer dieser Eigenschaften überlegen ist und gleichzeitig in keinem Merkmal grundsätzlich negativ zu beurteilen ist.



2.2.2 Verbreitung

2.2.3 Standort

Im Kapitel Standort werden die Standortsansprüche der Baumarten dargestellt. Um eine länderübergreifende Auswertung der Standorte der Praxisanbauten bewerkstelligen zu können, mussten die Standortsinformationen,

Baumart	Quelle
Atlaszeder	CAUDULLO et al. (2023)
Baumhasel	ALEXANDROV (1995)
Eibe	CAUDULLO et al. (2023)
Elsbeere	CAUDULLO et al. (2023)
Esskastanie	CAUDULLO et al. (2023)
Feldahorn	CAUDULLO et al. (2023)
Flatterulme	CAUDULLO et al. (2023)
Flaumeiche	CAUDULLO et al. (2023)
Hainbuche	CAUDULLO et al. (2023)
Libanonzeder	CAUDULLO et al. (2023)
Nordmannstanne	CAUDULLO et al. (2023)
Orientbuche	CAUDULLO et al. (2023)
Riesenlebensbaum	PETRY u. TAYLOR (2022)
Schindelrindige Hickory	PETRY u. TAYLOR (2022)
Schwarzkiefer	CAUDULLO et al. (2023)
Schwarznuss	PETRY u. TAYLOR (2022)
Sommerlinde	CAUDULLO et al. (2023)
Speierling	CAUDULLO et al. (2023)
Spitzahorn	CAUDULLO et al. (2023)
Türkische Tanne	EUFORGEN (2011)
Tulpenbaum	CAUDULLO et al. (2023)
Walnuss	CAUDULLO et al. (2023)
Westliche Hemlocktanne	PETRY u. TAYLOR (2022)
Winterlinde	CAUDULLO et al. (2023)
Zerreiche	CAUDULLO et al. (2023)

welche jeweils in Form der länderspezifischen Verfahren der forstlichen Standortserkundung vorlagen, harmonisiert werden. Hierzu wurde auf das Verfahren nach WOLFF et al. (1998) zurückgegriffen. Zur Standortsbeschreibung wurden in unterschiedlicher Herleitung, Auswahl, Kombination bzw. Gewichtung im Wesentlichen die Merkmale Wasserhaushalt sowie Nährstoffversorgung (und Substrat) verwendet. Da diese Merkmale auch für die Beschreibung der Standortsansprüche der Baumarten Verwendung finden, ist es nur sinnvoll die Auswertungen mit diesen Standortmerkmalen durchzuführen.

WOLFF et al. (1998) zeigen etliche Faktoren auf, weshalb ein Vergleich der **Wasserhaushaltsstufen** der Länderstandortskartierverfahren problematisch ist. Ein wichtiger Punkt,

den es zu berücksichtigen gilt, ist, dass die Herleitung des Wasserhaushaltes zum Teil sehr unterschiedlich erfolgt und auch die Zuordnung zu Wasserhaushaltsstufen nicht einheitlich vollzogen wird. Die gleiche Wasserspeicherkapazität gilt in Niedersachsen als „trocken“, in Hessen als „mäßig frisch“ und in Rheinland-Pfalz als „ziemlich frisch“ (WOLFF et al. 1998). WOLFF et al. (1998) kommen zu dem Schluss, dass bei alleiniger Betrachtung der nutzbaren Wasserspeicherkapazität, ohne Berücksichtigung der klimatischen Verhältnisse und Definition der jeweiligen Wasserhaushaltsstufen, eine Vergleichbarkeit zwischen den Ländern nicht gegeben ist. Daraufhin wurde ein „Bundesvergleichswasserhaushalt“ entwickelt, in dem verschiedenste bestandes- und wachstumsrelevante Standortsfaktoren mitberücksichtigt

Tab. 13: Angewandter bundesweiter Schlüssel zur Kennzeichnung des Wasserhaushaltes (WOLFF et al. 1998)

Schlüsselnummer	Bezeichnung	Erläuterung
1	trocken	Trockene bis sehr trockene (sommertrockene) Standorte auf Sandböden mit geringer bis fehlender Verlehmung. Im Bergland sehr flachgründige oder auch exponierte Hangstandorte, Bergrücken und Kuppen.
2	mäßig trocken	Vorübergehend deutlicher Wassermangel auch in Jahren normaler Niederschläge. Im Flachland auf Sandböden mit geringer Verlehmung. Im Bergland mäßig sommertrockene, sonnseitige oder auch flachgründige Hangstandorte, auch Rücken, Kuppen und schroffe Hänge (konvexe Geländeform).
3	mäßig frisch	Standorte geringerer Gründigkeit bzw. schwacher Verlehmung mit kurzfristigem Tageswasserrückstau und kurzfristiger, mäßiger Sommertrockenheit. Im Bergland sehr flache Hänge, breite Rücken und Plateaus, aber auch mäßig frische sonnseitige Hangstandorte und mäßig frische Standorte der Rücken, Kämme, Kuppen und Oberhänge.
4	frisch	Ganzjährig gute Wasserversorgung durch hohe Speicherkapazität des Bodens. Wassermangel nur in ausgeprägten Trockenperioden. Meist tiefgründige lehmige, im tiefen Unterboden schwach pseudovergleyte Böden (physiolog. günstig). Im Bergland frische bis vorratsfrische Hangstandorte, tief eingeschnittene Rinnen, Schluchten und V-förmige Täler mit flacher Sohle und langen Hängen. Auch auf physiologisch günstigen, im tiefen Unterboden pseudovergleyten Standorten mit langer frischer bis feucht-frischer Phase ohne Austrocknung des Oberbodens.
5	sehr frisch	Ganzjährig sehr gute Wasserversorgung, auch in Trockenjahren. Tiefgründige, lehmige Böden mit sehr guter Speicherkapazität in klimatisch begünstigter Lage. Sehr schwache Pseudovergleyung im Unterboden (schwebendes Grundwasser) möglich. Im Bergland sehr frische bis zeitweilig feuchte Hangstandorte tief eingeschnittene Rinnen, Schluchten und V-förmige Täler mit schmaler Sohle (geringe Verdunstung), schatt- und sonnseitige frische bis sehr frische durchrieselte Hang- und Hangmuldenstandorte (konkave Geländeform).
6	wechsel-trocken	Stark wechselfeuchte bis wechsellrockene Standorte der Ebenen, flachen Hängen und breiten Rücken mit flach sitzender Staunässe. Scharfer Wechsel zwischen Vernässung und Austrocknung – die trockene Phase überwiegt. Auch Pelosole in Quellbereichen.
7	staufeucht	Schwächer wechselfeuchte Standorte der ebenen Lagen, flachen Hängen und hangfrischen flachen Mulden mit geringem (mäßigem) Wechsel zwischen Vernässung und abnehmender Feuchte. Tiefsitzender Staukörper mit längerer feuchtfrischer Phase.
8	staunass	Staufeuchte bis staunasse Standorte der Ebenen und flachen Hänge mit andauernder feucht-nasser Phase (Stagnogleye). Im Bergland auch auf Standorten hoher Niederschläge, geringer Verdunstung und ausgeprägtem Luftmangel. Flachwurzelnende Baumarten sind extrem windwurfgefährdet.
9	grundfrisch	Mäßig grundwasserbeeinflusste, grundfrische Standorte der Täler, Mulden, Hangfüße und Ebenen. Mittlerer Grundwasserstand 100 – 160 cm, auch mit Tagesschwankungen in den oberen Horizonten.
10	grundfeucht	Stark grundwasserbeeinflusste Standorte. Grundfeuchte bis nasse Hangmulden und Hangfüße. Mittlerer Grundwasserstand 60 – 100 cm (um 80 cm schwankend). Reduktionszone überwiegt.
11	grundnass	Sehr stark grundwasserbeeinflusste Standorte. Nass, kurzfristig feucht, häufig anmoorig. Auch andauernd feuchte bis nasse Quellstandorte (Quellfluren) in Tälern, Mulden, Hängen bzw. an Hangfüßen. Mittlerer Grundwasserstand 30 – 60 cm (um 40 cm schwankend). Baumwachstum gehemmt.
12	Moore	Hoch-, Zwischen-, Nieder-, Wald- und Bruchmoore (einzuschätzen nach Wasserstand und Nährstoffversorgung), nass (intaktes Moor).
13	Moore	Hoch-, Zwischen-, Nieder-, Wald- und Bruchmoore (einzuschätzen nach Wasserstand und Nährstoffversorgung), feucht (entwässertes Moor).
14	Moore	Hoch-, Zwischen-, Nieder-, Wald- und Bruchmoore (einzuschätzen nach Wasserstand und Nährstoffversorgung), trocken (trockengelegtes Moor).

Tab. 14: Bundesweiter Schlüssel zur Kennzeichnung der Nährstoffversorgung nach WOLFF et al. (1998), modifiziert für die Trägerländer der NW-FVA nach SCHMIDT et al. (2015)

Nährstoffstufen	Bundesländer								
	BW	BY	HE	NDS/SH	NRW	RLP	SL	ST	MV
1 karbonat-eutroph			KARBONAT EUTROPH	6				RC	
2 eutroph	NÄHRSTOFF-REICH	REICH r^+ r	EUTROPH, SCHWACH EUTROPH	5+, 5	SEHR BASENREICH	r4 (r4c), r3(r3c)	EUTROPH	R	R
3 gut meso-troph	NORMAL (NICHT VERSAUERT)	r^- NORMAL m^+	GUT MESO-TROPH	5-, 4+	BASENREICH	r2 (r2c)	MESOTROPH +	K	K
4 mesotroph	SCHWACH BIS MÄßIG SAUER	m	MESOTROPH	4, 4-, 3+, 3	MÄßIG BASENREICH	m4, m3	MESOTROPH	M	M
5 schwach mesotroph	SAUER	m^- ARM a^+	SCHWACH MESOTROPH	3-, 2+	BASENARM	m2, m1	OLIGOTROPH	Z	Z
6 oligotroph	STARK SAUER	a a^-	OLIGOTROPH	2-, 2, 1	SEHR BASENARM	a, sa		A	A

wurden (Tabelle 13) und eine Einordnung der länderspezifischen Verschlüsselungen zum bundesweiten Schlüssel (Anhang 5) vorgenommen wurde.

Bei der Harmonisierung der Nährstoffversorgung gibt es zwischen WOLFF et al. (1998) und SCHMIDT et al. (2015) einige Unterschiede in den Abgrenzungen der Nährstoffstufen. Im Bundesschlüssel geht aufgrund nur fünf verwendeter Nährstoffstufen die Information über eine karbonathaltige Nährstoffversorgung verloren. Da diese Information für die Einschätzung einer Standortseignung wichtig ist, sollte diese Nährstoffstufe beibehalten werden und der Bundesschlüssel nach WOLFF et al. (1998) wurde in diesem Bereich mithilfe der Synopse nach SCHMIDT et al. (2015) angepasst. Dies ist nötig, da eine Betrachtung des Substrats aufgrund fehlender flächiger Informationen nicht sinnvoll erscheint. Bei allen anderen Stufen wurden die Grenzen des Bundesschlüssels verwendet, um eine länderübergreifende Harmonisierung besser zu gewährleisten (Tabelle 14).

Die Ergebnisse der länderübergreifenden Auswertung der Standorte der vorgefundenen Praxisanbauten werden zu Beginn des Kapitels als Grafik dargestellt (Abbildung 10). Dies ist eine rein informative Grafik, aus der sich nicht unmittelbar die Standortansprüche der Baumart ableiten lassen. Dies liegt zum einen daran, dass die abgebildeten Vorkommen nicht repräsentativ sein können, da z. B. geeignete Standorte durch die Stichprobe nicht erfasst wurden. Des Weiteren können dort auch Standorte enthalten sein, auf denen die Baumart zwar bisher überlebt hat, wo sie aber erhöhten biotischen oder abiotischen Gefährdungen ausgesetzt ist und bei einer standortgerechten Wahl auf diesen Standorten nicht gepflanzt werden sollte.

Aus diesen Gründen wurden zusätzlich zu den Auswertun-

gen der Praxisanbauten die Standortsinformationen aus der Literatur zusammengefasst. Da es jedoch nicht ausreicht, nur den Boden zu betrachten, weil dieser in Interaktion mit dem Klima zu bewerten ist, wurden auch die wichtigsten klimatischen Kennziffern aus den natürlichen Verbreitungsgebieten aufgelistet (s. u.). Diese Informationen sind immer in Kombination zu betrachten, da z. B. tiefgründige Böden mehr Wasser speichern können und demzufolge Trockenphasen eine längere Zeit abpuffern können als flachgründigere Böden. Wärmere und trockenere Klimabedingungen verringern die Verfügbarkeit von Bodenfeuchte, verstärken die atmosphärische Trockenheit sowie den Hitzestress und können als Konsequenz bestimmte Arten an kritische physiologische Grenzen für ihr Überleben bringen (FORSTER et al. 2019, ANDRUS et al. 2023). Zu den wichtigen Einflussfaktoren für das Vorkommen

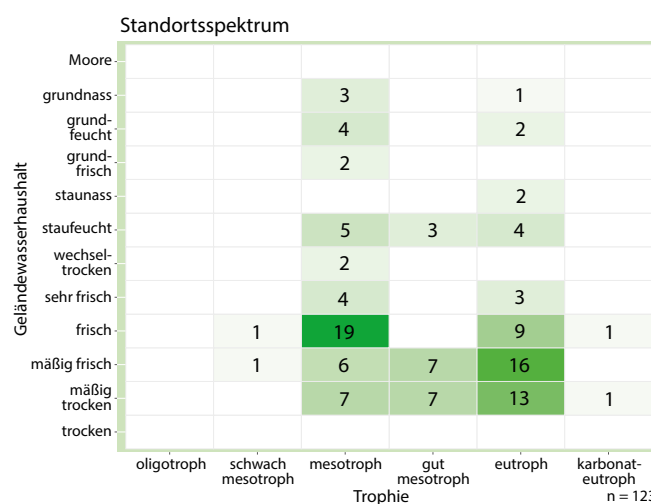


Abb. 10: Beispielhafte Darstellung der Auswertung der in den Praxisanbauten vorgefundenen Standorte für die Baumart Hainbuche

einer Art zählen unter anderem die Lufttemperatur sowie der Niederschlag in ihrem Verbreitungsgebiet. Bei der Temperatur sind dabei auch insbesondere die Extremtemperaturen zu berücksichtigen, welche das Vorkommen einer Art einschränken können. In der Regel werden solche Angaben in Mittelwerten aus Langzeitbeobachtungen angegeben. Bei Literaturrecherchen kann es bei Vergleichen solcher Angaben vorkommen, dass sich die angegebenen Werte teils um einige Grad oder Millimeter voneinander unterscheiden. Die Gründe hierfür können vielfältig sein. Unterschiedliche Datengrundlagen bei der Berechnung sowie unterschiedliche Betrachtungszeiträume sind mit Sicherheit auch eine Ursache für solche Differenzen.

Aus diesem Grund wurden für die Steckbriefe diese Kennziffern für alle Baumarten aus einer einheitlichen Quelle hergeleitet. Der Vorteil in diesem Verfahren besteht darin, dass die Werte sich unmittelbar untereinander vergleichen lassen. Zurückgegriffen wurde dafür auf den CHELSA V2.1 Datensatz (KARGER et al. 2021), welcher verschiedenste Klimavariablen in einer hohen Auflösung von 1 km² bereitstellt. Dieser wurde mit den natürlichen Verbreitungsgebieten (vgl. Kapitel 2.2.2) verschnitten, mit dem Ziel die relevanten Klimadaten zu extrahieren. Um in den natürlichen Verbreitungsgebieten nur die Waldstandorte mit in die Auswertungen einzubeziehen, wurde zusätzlich noch ein globaler Landbedeckungslayer (BUCHHORN et al. 2020) dazwischengeschaltet und die Waldflächen identifiziert.

Ergänzend zu den Jahreswerten für Temperatur und Niederschlag wurden einheitlich für alle Baumarten zusätzlich die Temperatur- und Niederschlagssummen für die Monate Mai bis September errechnet. Diese bilden die Wuchsbedingungen der wärmeren Jahreszeit besser ab und liefern darüber hinaus Informationen über die Verteilung der Temperatur oder des Niederschlags im Jahresverlauf.

Mit diesem Ansatz wurden die in Tabelle 15 aufgelisteten Klimavariablen für die jeweiligen Baumarten ermittelt.

Die Darstellung der Ergebnisse erfolgte als Grafik mit Boxplots für die jeweiligen Variablen. Diese zeigen den Bereich, in dem die betrachtete Klimavariablen liegt. Ausreißer wurden dabei ausgeblendet. Die Box entspricht dabei dem Bereich, in dem die mittleren 50 % der Daten liegen. Zusätzlich wird der Median dargestellt, welcher das Diagramm in zwei Bereiche unterteilt, in denen jeweils 50 % der Daten liegen. Analog zum Vorgehen von KUNZ et al. (2020) werden die Grenzen der Box (das 25 %- sowie das 75 %-Quantil) als der Wohlfühlbereich der Art in ihrem Vorkommen angesehen und in der textlichen Beschreibung verwendet. Die von der Box ausgehenden Linien („Whisker“) gehen jeweils bis zum 1,5-fachen Interquartilsabstand und stellen in der Verbreitung auch die extremeren Vorkommen der Art dar.

Abbildung 11 zeigt exemplarisch die gewählte Darstellungsform für die heimische Rotbuche (*Fagus sylvatica*).

Demnach wächst die Buche bei einer Jahresdurchschnittstemperatur zwischen 8 und 10,5 °C und einem Jahresniederschlag zwischen rund 700 und 1.035 mm. In den Monaten Mai bis September liegt die Durchschnittstemperatur zwischen 14 und 18,2 °C bei einem Niederschlag von 330 – 460 mm.

Das gewählte Verfahren ermöglicht es, aufgrund einer einheitlichen Herleitung der klimatischen Kennziffern, die in den Steckbriefen bearbeiteten Baumarten untereinander in diesen Kriterien zu vergleichen. Abweichungen zu anderen Angaben in der Literatur oder auch zu anderen Daten wie z. B. die des DWD kommen vor. Im Vordergrund dieser Darstellung stand jedoch nicht, die genauen Grenzen der Vorkommen exakt abzubilden, sondern die relative Einstufung sowie die Vergleichbarkeit untereinander zu ermöglichen.

Gleichzeitig ermöglicht die Betrachtung dieser Kennwerte für die Bundesländer im Zuständigkeitsbereich der NW-FVA eine grobe Einschätzung, ob die Baumart für das Gebiet geeignet sein könnte. Hierfür wurden die jeweiligen Werte nach dem beschriebenen Verfahren ebenfalls aus dem CHELSA-Datensatz extrahiert. Abbildung 12 zeigt die Werte für den Zeitraum von 1981–2010. Anhand dieser Werte kann die aktuelle Eignung abgeschätzt werden. Um auch die zukünftige Eignung abschätzen zu können, wur-

Tab. 15: Die mittels CHELSA-Datensatz hergeleiteten Klimakennwerte sowie die zur Herleitung verwendeten Layer

Klimakennwert	Layer	Einheit
Jahresdurchschnittstemperatur	bio1	°C
Tageshöchsttemperatur des wärmsten Monats	bio5	°C
Tagestiefsttemperatur des kältesten Monats	bio6	°C
Temperatur der Monate Mai – September	tas_05 – tas_09	°C
Jahresniederschlag	bio12	kg/m ² und Jahr
Niederschlag der Monate Mai – September	pr_05 – pr_09	kg/m ² und Jahr

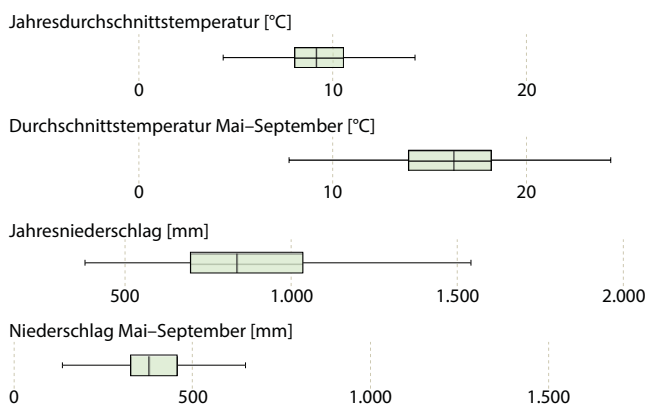


Abb. 11: Klimawerte des natürlichen Verbreitungsgebietes von *Fagus sylvatica*, extrahiert aus dem CHELSA-Datensatz (KARGER et al. 2021)

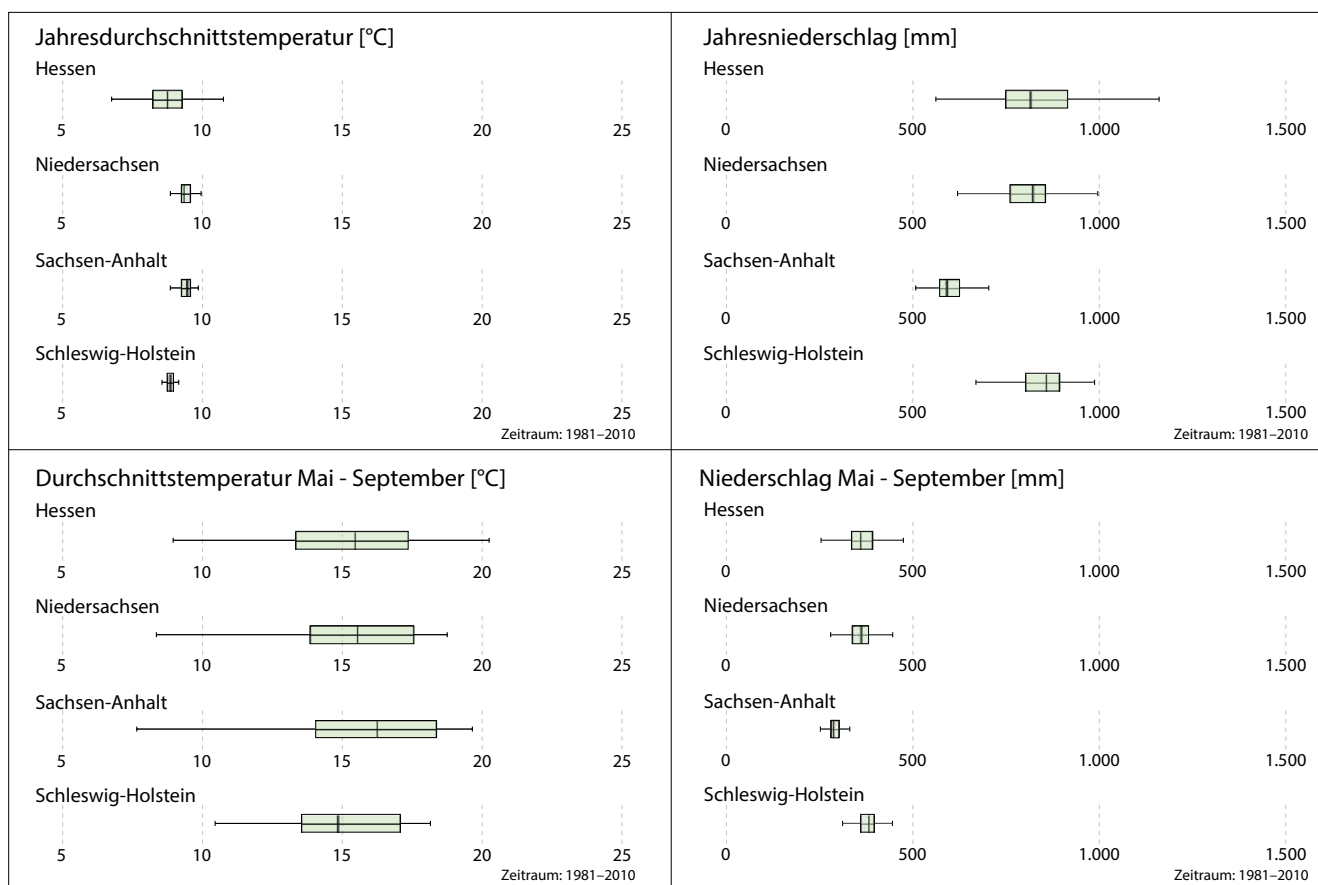


Abb. 12: Klimawerte für den Zeitraum 1981–2010 für die Bundesländer Hessen, Niedersachsen, Sachsen-Anhalt und Schleswig-Holstein, extrahiert aus dem CHELSA-Datensatz. Berücksichtigt sind nur Waldstandorte.

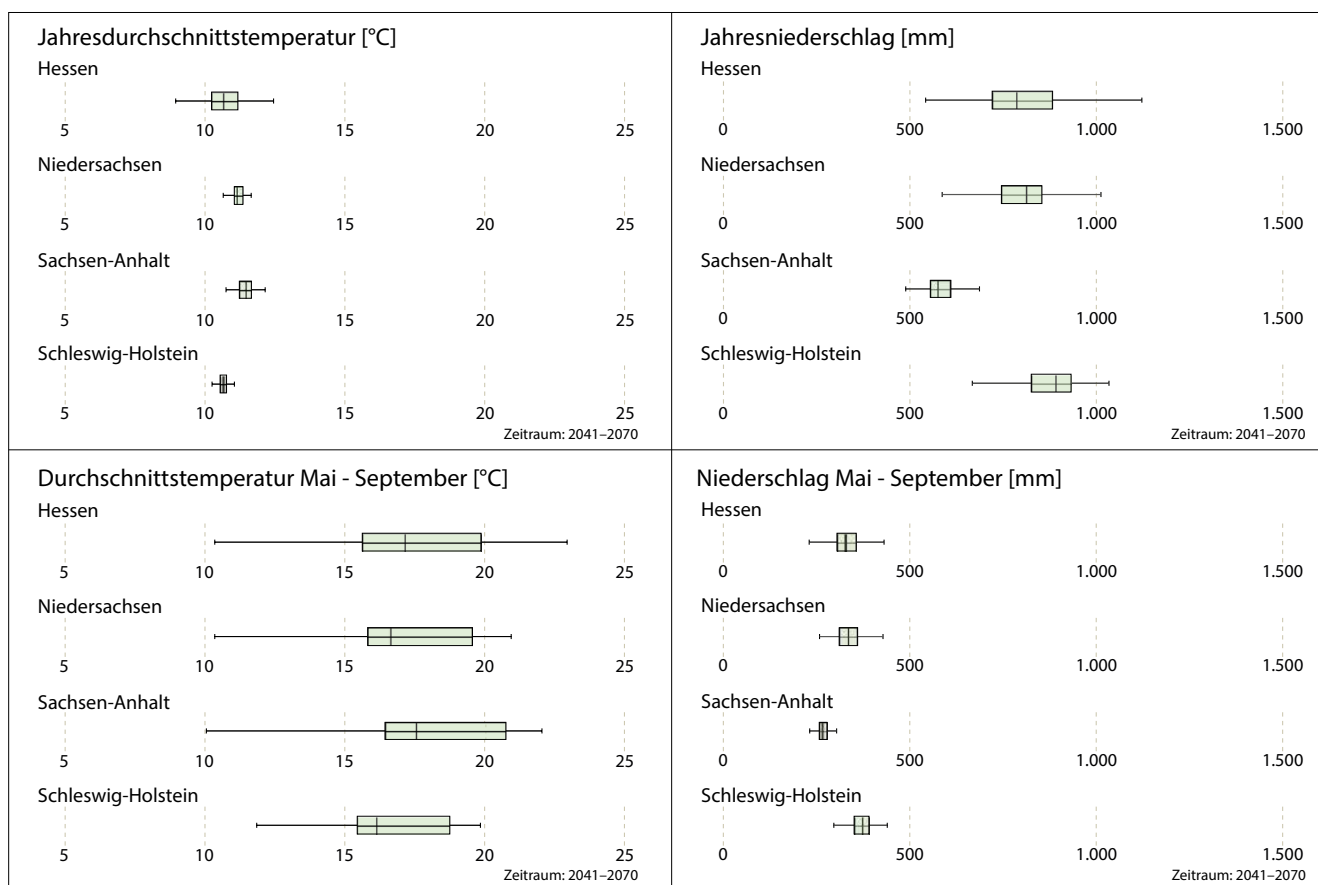


Abb. 13: Klimawerte für den Zeitraum 2041–2070 unter einem relativ pessimistischen Szenario (Temperaturerhöhung global auf 4 °C beschränkt) für die Bundesländer Hessen, Niedersachsen, Sachsen-Anhalt und Schleswig-Holstein, extrahiert aus dem CHELSA-Datensatz. Berücksichtigt sind nur Waldstandorte.

den die Kennziffern auch für den Zeitraum 2041 – 2070 hergeleitet. Verwendet wurde ebenfalls der CHELSA-Datensatz mit dem Regionalmodell „MPI-ESM1-2-HR“ sowie dem Emissionsszenario „SSP3-7.0.“, also einem relativ pessimistischen Szenario, nachdem eine globale Erwärmung auf bis 4 °C beschränkt wird (IPCC 2023). Diese Ergebnisse sind in Abbildung 13 dargestellt.

2.2.4 Wachstum und Ertrag

Eine wesentliche Grundlage in diesem Kapitel bilden die Zusammenfassungen der Literaturrecherchen über die grundsätzlichen Leistungen der Baumart sowie über die Themenbereiche „Begründung“ und „Waldbau“. Die so zusammengetragenen Erkenntnisse dienen im weiteren Verlauf dazu, die Auswertungen der Praxisanbauten und Versuchsflächen einzuordnen. Hierzu wurden wesentliche Bestandeskennwerte herangezogen. Anhand der Entwicklung der Spitzenhöhe (H_{100}) bzw. der Höhe des Grundflächenmittelstammes (H_g), der Bestandesgrundfläche, des Durchmessers des Grundflächenmittelstammes (D_g) sowie auch des Bestandesvolumens lassen sich die Baumarten mit bekannten Ertragstafelwerten vergleichen, um ihr

Wachstum bezüglich des Verlaufs und der Gesamtleistung auf den verschiedenen Standorten einordnen zu können. Für diesen Vergleich wurden, sofern vorhanden, sowohl geeignete Ertragstafeln der alternativen Baumarten betrachtet, als auch Ertragstafeln, die in wuchsdynamischen sowie ökologischen Aspekten mit der alternativen Baumart vergleichbar sind (Tabelle 16). Vor allem der Vergleich mit einer heimischen Referenzbaumart erlaubt bei den neuen fremdländischen Baumarten eine Einschätzung der Massen- und somit auch der potenziellen Wertleistung. Ein Vergleich mit Ertragstafeln aus den Herkunftsgebieten hingegen bietet den Vorteil einschätzen zu können, ob die Art unter den hier vorherrschenden Bedingungen ähnliche Leistungen erbringt wie im Ursprungsgebiet. Beide Vergleiche sind folglich für den Erkenntnisgewinn zur Wuchsleistung der Baumart interessant.

Die Anbauversuche (vgl. Kapitel 2.1.3) fließen in diesem Kapitel ebenfalls ein, sofern die Baumart auf den Flächen mitbegründet wurde. Dabei muss aber beachtet werden, dass die bei Verfassen der Steckbriefe kurze Standzeit von erst drei Jahren, die Aussagekraft der Anbauversuche einschränkt.

Tab. 16: Die in dieser Arbeit für den Vergleich der Wuchsleistungen der alternativen Baumarten vorwiegend verwendeten Ertragstafeln

Baumart	Verwendete Ertragstafel	Quelle
Atlaszeder	Weißtanne, mäßige Df., Schmidt 1955	SCHOBBER (1995)
Baumhasel	Hainbuche, mäßige Df., Lockow u. Lockow 2009	LOCKOW U. LOCKOW (2009a)
Eibe	Weißtanne, mäßige Df., Schmidt 1955	SCHOBBER (1995)
Elsbeere	Bergahorn, mäßige Df., Nagel 1985	NAGEL (1985)
Esskastanie	Esskastanie, Bondor 1986	BONDOR (1986)
Feldahorn	Bergahorn, mäßige Df., Nagel 1985	NAGEL (1985)
Flatterulme	Rotbuche, mäßige Df., Schober 1967	SCHOBBER (1995)
Flaumeiche	Eiche, mäßige Df., Jüttner 1955	SCHOBBER (1995)
Hainbuche	Hainbuche, mäßige Df., Lockow u. Lockow 2009	LOCKOW U. LOCKOW (2009a)
Libanonzedern	Weißtanne, mäßige Df., Schmidt 1955	SCHOBBER (1995)
Nordmannstanne	Weißtanne, mäßige Df., Schmidt 1955	SCHOBBER (1995)
Orientbuche	Rotbuche, mäßige Df., Schober 1967	SCHOBBER (1995)
Riesenlebensbaum	Fichte, mäßige Df., Wiedemann 1936/42	SCHOBBER (1995)
Schindelrindige Hickory	Esche, mäßige Df., Volquardts 1958	SCHOBBER (1995)
Schwarzkiefer	Kiefer, mäßige Df., Wiedemann 1943	SCHOBBER (1995)
Schwarznuss	Bergahorn, mäßige Df., Nagel 1985	NAGEL (1985)
Sommerlinde	Winterlinde, mäßige Df., Böckmann 1990	BÖCKMANN (1990)
Speierling	Bergahorn, mäßige Df., Nagel 1985	NAGEL (1985)
Spitzahorn	Bergahorn, mäßige Df., Nagel 1985	NAGEL (1985)
Tulpenbaum	Bergahorn, mäßige Df., Nagel 1985	NAGEL (1985)
Türkische Tanne	Weißtanne, mäßige Df., Schmidt 1955	SCHOBBER (1995)
Walnuss	Esche, mäßige Df., Volquardts 1958	SCHOBBER (1995)
Westliche Hemlocktanne	Fichte, mäßige Df., Wiedemann 1936/42	SCHOBBER (1995)
Winterlinde	Winterlinde, mäßige Df., Böckmann 1990	BÖCKMANN (1990)
Zerreiche	Eiche, mäßige Df., Jüttner 1955	SCHOBBER (1995)

Auch die Auswertungen von ggf. durchgeführten Sechsbäumstichproben (vgl. Kapitel 2.1.1.2) fließen in die Betrachtung des Wachstums mit ein.

2.2.5 Gefährdungen

Die Gefährdung einer Baumart ist eine wichtige Entscheidungsgrundlage bei der Baumartenwahl. Hierfür ist es notwendig, überhaupt erst Kenntnisse über potenzielle Risiken zu erlangen. In den Steckbriefen werden im Kapitel „Gefährdungen“ im Wesentlichen die wichtigsten in der Literatur genannten biotischen und abiotischen Schadereger aufgelistet und ggf. näher erläutert. Dabei müssen die genannten Schadereger bisher nicht in Deutschland aufgetreten sein. Es werden auch solche aufgelistet, die im natürlichen Verbreitungsgebiet von Relevanz sind. Diese können relativ schnell auch bei uns Bedeutung erlangen, da Schadorganismen, sowohl Pilze als auch Insekten, häufig bereits mit dem Saatgut importiert werden (ROLOFF u. GRUNDMANN 2008, FRANIĆ et al. 2019).

Generell stellen Schadinsekten in der Einschätzung einer Anbaueignung ein Problem dar, da sich hier ein unkalkulierbares Risiko ergibt, dessen Entwicklung sich nicht einschätzen lässt, da es komplexe Wechselwirkungen zwischen potenziellen Wirtsbaumarten und dem Klimawandel gibt. Steigende Temperaturen könnten bei einigen Arten Veränderungen in den Entwicklungszyklen bewirken.

Da viele Entwicklungen jedoch im Wesentlichen durch die Photoperiode gesteuert werden, kann die Situation auch konstant bleiben oder sich sogar zu Ungunsten einzelner Arten entwickeln. Auch gibt es häufig natürliche Gegenspieler, die ebenfalls mit eingeführt werden könnten oder von selber einwandern und die Entwicklung und Ausbreitung von ihren Wirten beeinflussen können (ROLOFF u. GRUNDMANN 2008, KÖHL et al. 2017).

Darüber hinaus liefert auch die aktuelle Vitalität der Baumart einen Hinweis auf eine Gefährdung durch z. B. Witterungsextreme wie Trockenjahre mit ausgeprägter Dürre. Die Bereisungen der Praxisanbauten fanden überwiegend im Jahr 2022 statt. Die aufgesuchten Bestände hatten somit bereits das ausgeprägte Dürrejahr 2018 hinter sich gebracht (Abbildung 14), welches bis dato das wärmste und sonnigste Jahr darstellt sowie mit zu den niederschlagsärmsten Jahren seit Beginn der Aufzeichnungen zählt (DWD 2018, UFZ 2024). Der Zustand der Vitalität der Bestände eignete sich somit aufgrund dieser Gegebenheit insbesondere für eine Einschätzung der Dürre- und Hitzetoleranz der Baumart, da potenzielle Regenerationsprozesse bereits abgeschlossen, Schäden durch verbliebenes totes Kronenmaterial aber noch ausreichend zu erkennen waren.

Die Ansprache und Kategorisierung der Vitalität fand bei der Erstbereisung der Praxisanbauten nach den in Tabelle 17 beschriebenen Stufen und Merkmalen statt. Es wurde immer das gesamte Kollektiv der zu betrachtenden Baumart berücksichtigt und anschließend einer dieser Kategorien zugeordnet. Dabei wurde immer das von der Vitalität her schlechteste Ausmaß angenommen.

Um in den Praxisanbauten auftretende Schäden dokumentieren zu können, wurden bei den Bereisungen der Flächen

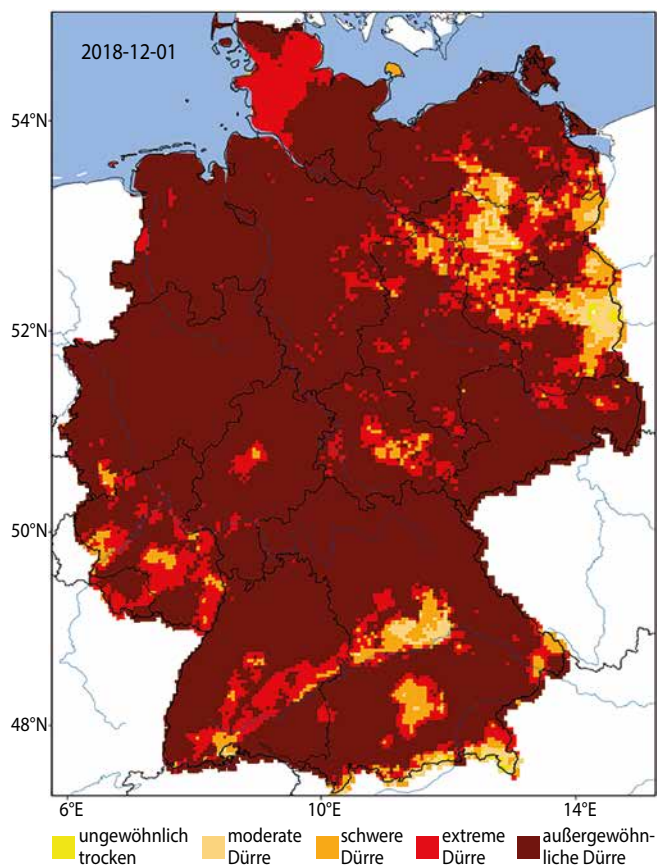


Abb. 14: Das Jahr 2018 endete mit einer ausgeprägten Dürre im Gesamtboden in weiten Teilen Deutschlands (UFZ 2024).

Tab. 17: Beschreibung der Vitalitätsstufen

Vitalitätsstufe	Merkmale
vital	Vitale Bäume ohne erkennbare Vitalitätseinbußen.
leichte Wipfeldürre	Krone ist lichter als für die Entwicklungsphase und das Alter zu erwarten ist. Feinreisiganteile sind abgestorben.
mittlere Wipfeldürre	Wie leichte Wipfeldürre, jedoch sind neben abgestorbenen Feinreisiganteilen auch vereinzelt Grobäste abgestorben.
starke Wipfeldürre	Kaum noch Feinreisiganteil in der Krone vorhanden. Der überwiegende Teil der Krone ist bis in den Grobastbereich abgestorben.
abgängig	Die Absterbeerscheinungen in der Krone sind in ihrer Dimension so vorherrschend, dass das Ausmaß den Baum voraussichtlich zum Absterben bringen wird.

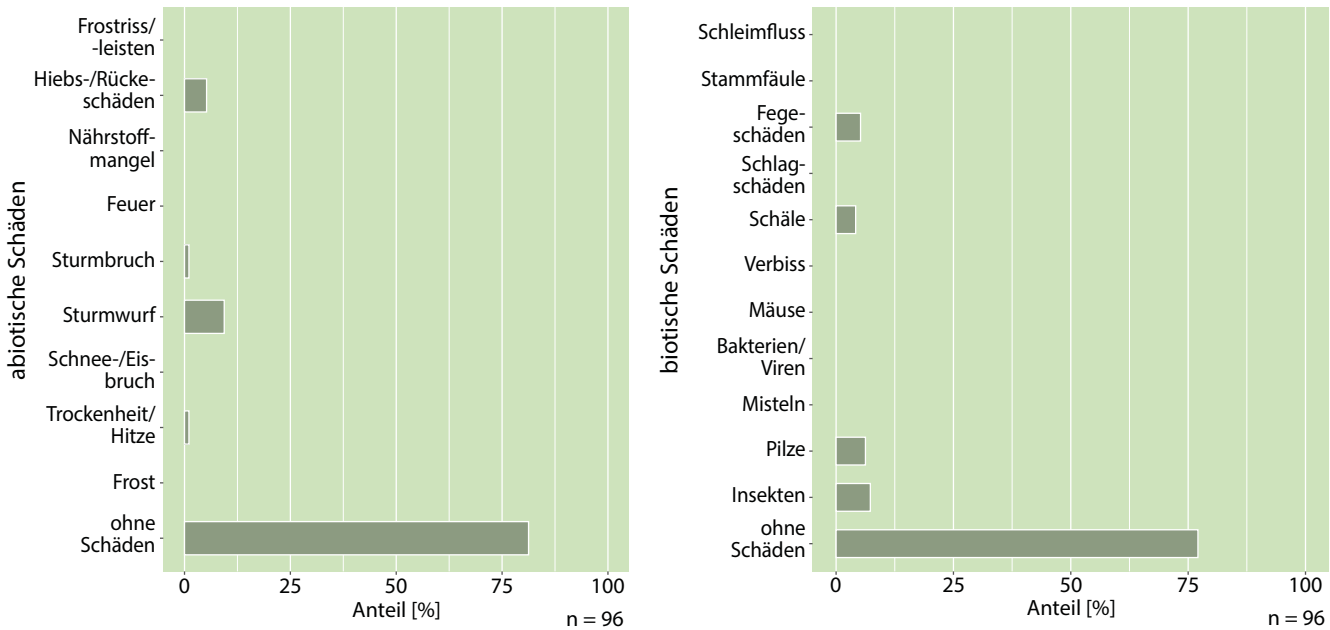


Abb. 15: Beispielhafte Darstellung dokumentierter abiotischer und biotischer Schäden am Beispiel der Baumart Westliche Hemlocktanne (*Tsuga heterophylla*). Neben den prozentualen Anteilen der Schäden ist unterhalb der Balkendiagramme der jeweils zu Grunde liegende Stichprobenumfang abgebildet, der bei der Interpretation der Grafiken mit einbezogen werden sollte.

verschiedene grobe Kategorien vorgefundener abiotischer und biotischer Schäden aufgenommen (Tabelle 18). Die Darstellung der vorgefundene und dokumentierten Schäden erfolgt in den Steckbriefen als Balkendiagramme, die den prozentualen Anteil des jeweiligen Schadens an der Stichprobe aufzeigen (Abbildung 15). Der Stichprobenumfang, der dieser Grafik zugrunde liegt, ist jeweils mit angegeben und sollte bei der Betrachtung der Grafik Berücksichtigung finden. Insbesondere bei kleineren Stichproben wirken sich einzeln vorgefundene Schäden in der prozentualen Betrachtung stärker aus, als dies bei größeren Stichprobenumfängen der Fall ist. Bei der Gesamtbetrachtung aller der oben aufgelisteten Gefährdungspotenziale erhält man für die jeweilige Baumart einen Eindruck über die gegenwärtige Waldschutzsituation. Die Kenntnisse hierüber sind wichtig, um das Risiko einer Baumart einschätzen zu können und ggf.

Tab. 18: Bei der Bereisung der Praxisanbauten aufgenommene Schadkategorien der alternativen Baumarten

Biotische Schäden	Abiotische Schäden
Insekten	Frost
Pilze	Trockenheit/Hitze
Misteln	Schnee-/Eisbruch
Bakterien/Viren	Sturmwurf
Mäuse	Sturmbruch
Verbiss	Feuer
Schäle	Nährstoffmangel
Schlagschäden	
Rückeschäden	

durch waldbauliche Maßnahmen im Sinne des integrierten Pflanzenschutzes handeln zu können. Dabei sollte man sich aber auch bewusst sein, dass sich, wie bereits erwähnt, die aktuelle Waldschutzsituation zukünftig ändern kann. Insbesondere im Klimawandel ist es wahrscheinlich, dass Witterungsextreme wie Trockenperioden, Starkregenereignisse oder Stürme gehäuft auftreten, welche zu einer Zunahme von Massenvermehrungen der einheimischen Schadinsekten führen können, wie es aktuell beim Eichenprachtkäfer (*Agrilus biguttatus* (FABRICIUS)) beobachtet werden kann (HURLING et al. 2023, LOBINGER et al. 2024).

2.2.6 Holzverwendung und Stammqualitäten begutachteter Bestände

Ein grundlegender Aspekt bei der Betrachtung von alternativen Baumarten stellt die Verwendung des Holzes dieser Art dar. Der Verkauf von Holz als Roh- oder Brennstoff stellt die bedeutendste Einkommensquelle für Waldbesitzende dar. Aufgrund seiner ökologischen Vorteile dürfte auch in Zukunft die Nachfrage nach Holz bestehen bleiben, wenn nicht sogar weiter ansteigen. Da sich die Eigenschaften von Holz teils stark unterscheiden und auch vom Wuchs abhängig sind, ergeben sich für die jeweiligen Holzarten unterschiedliche Verwendungsmöglichkeiten. Der Abschnitt zur Holzverwendung enthält einen Überblick über die aus der Literaturrecherche zusammengetragenen Eigenschaften, die Verarbeitbarkeit sowie Verwendungsmöglichkeiten der einzelnen Arten. Die Einsatzbereiche sind dabei sehr vielseitig und reichen vom Einsatz als Bauholz über Holz zur Möbelherstellung, für Verpackungsmaterial, zur Papierherstellung oder aber auch nur als Energielieferant.

Um den allgemeinen Wuchs und somit die erwartbaren Sortimente und die Verwendung der alternativen Baumarten besser abschätzen zu können, wurde im Rahmen der Erstbereisung der Praxisanbauten eine Güteeinschätzung der stehenden Bäume durchgeführt. Über eine Betrachtung der (zukünftigen) Z-Bäume, deren Anzahl und Qualität erfolgte eine grobe Einstufung des Gesamtcharakters des Bestandes. Dabei wurde auch berücksichtigt, ob die Anzahl der (zukünftigen) Z-Bäume zur Erreichung eines Produktionszieles ausreicht.

Für die Qualitätseinschätzung wurden in Anlehnung an die Betriebsstichprobe im hessischen Staatswald die unteren Stammabschnitte (bis max. 7 m Höhe) als Ganzes betrachtet und einer der in Tabelle 19 beschriebenen Güteklassen zugeordnet (HESSENFORST 2017). Bei jüngeren Beständen mit Stammlängen < 7 m wurde das Entwicklungspotenzial anhand des aktuellen Erscheinungsbildes abgeschätzt und ebenfalls diesen Güteklassen zugeordnet.

Tab. 19: Güteklassen zur Qualitätsansprache stehender Bäume (HESSENFORST 2017)

Güteklasse	Bedeutung
besser als B	Holz mit ausgezeichneten Arteigenschaften; fehlerfrei, gradchaftig, gesund
B	Holz von normaler Güte mit einem oder mehreren der folgenden Fehler: ● Schwache Krümmung mit bis zu 5 cm/lfm ● Schwacher Drehwuchs, soweit die Drehung auf 6 m Länge nicht stärker als $\frac{1}{4}$ des Stammumfangs ist ● geringe Abholzigkeit (Abnahme des Durchmessers bis 1 cm/lfm) ● einige gesunde Äste bis 7 cm Durchmesser, jedoch nicht grobastig ● geringe Spannrückigkeit ● einige andere vereinzelte, durch allgemein gute Qualität ausgeglichene Fehler
schlechter als B	Holz, das wegen seiner Fehler nicht in die Güteklasse A oder B aufgenommen werden kann

Wie sich die Nachfrage nach den unterschiedlichen Holzarten entwickeln wird, lässt sich nicht voraussagen. Allerdings darf dies für die Waldbesitzenden kein Grund sein vom Anbau vielversprechender Arten abzusehen. Ohne den Mut vieler engagierter Vorfahren könnten viele Bewirtschaftende heute z. B. nicht auf zielstarke und sich natürlich verjüngende Baumarten wie z. B. Douglasie oder Roteiche zurückgreifen. Im Sinne der Diversifikation sollte zur Risikostreuung ein Waldaufbau aus vielen verschiedenen Arten angestrebt werden und dabei sollten neben der breiten Palette an heimischen Arten auch die ein oder andere angepasste und ökologisch zuträgliche fremdländische Baumart Beachtung finden, auch wenn für diese aktuell vielleicht noch kein Markt besteht.

2.2.7 Sonstige Ökosystemleistungen

Wälder bilden integrale Bestandteile der Biosphäre und leisten unverzichtbare Beiträge zur Stabilität globaler Ökosysteme. Ihre Ökosystemleistungen lassen sich in drei Hauptkategorien unterteilen: regulierende Funktionen, wie Klimaregulation und Kohlenstoffspeicherung; bereitstellende Leistungen, wie die Produktion von Holz, Wasser und nicht-holzbasierenden Ressourcen; sowie kulturelle Werte, die von Erholungsmöglichkeiten bis zu spirituellen und ästhetischen Funktionen reichen. Diese komplexen Leistungen tragen sowohl zur Biodiversität als auch zum menschlichen Wohlergehen bei und sind eng miteinander verknüpft.

Die Rolle der Wälder im Klimasystem verdient besondere Aufmerksamkeit. Sie fungieren als globale Kohlenstoffspeicher, indem sie atmosphärischen Kohlenstoff binden und in Biomasse und Boden speichern. Gleichzeitig regulieren Wälder den hydrologischen Zyklus, stabilisieren Mikroklimata und unterstützen die Widerstandsfähigkeit von Ökosystemen gegen extreme Wetterereignisse. Dennoch stehen diese Funktionen unter erheblichem Druck durch anthropogene Einflüsse, insbesondere den Klimawandel. Steigende Temperaturen, veränderte Niederschlagsmuster und die Zunahme von Dürreperioden und Stürmen beeinträchtigen die Widerstandsfähigkeit vieler Waldökosysteme und führen zu einem Verlust an Biodiversität und Ökosystemleistungen.

Die Erhaltung dieser Leistungen erfordert ein integriertes Management, das sowohl Schutzmaßnahmen als auch nachhaltige Nutzung umfasst. Wissenschaftliche Studien betonen die Notwendigkeit, Ökosystemfunktionen in politischen und wirtschaftlichen Entscheidungen zu berücksichtigen, um die Resilienz von Wäldern gegenüber klimatischen und anthropogenen Stressoren zu erhöhen (BAUHAUS et al. 2021). Neben den bekannten Hauptkategorien regulierender, bereitstellender und kultureller Leistungen existieren weitere, oft weniger beachtete Ökosystemleistungen von Bäumen, die im Folgenden genauer beleuchtet werden.

Ergänzend zu ihren bekannten Funktionen als Kohlenstoffspeicher und Rohstofflieferanten erbringen Bäume zahlreiche spezifische Ökosystemleistungen, die sowohl ökologisch als auch sozioökonomisch von hoher Relevanz sind. Dabei ist zu beachten, dass nicht alle Baumarten diese Leistungen in gleichem Maße erbringen. Unterschiede in morphologischen, physiologischen und ökologischen Eigenschaften führen dazu, dass Baumarten variierende Beiträge zu spezifischen Ökosystemleistungen erbringen können. Die Auswahl geeigneter Baumarten ist daher entscheidend für die Optimierung der Ökosystemfunktionen in unterschiedlichen Kontexten.

Verbesserung der Luftqualität: Bäume filtern Schadstoffe wie Feinstaub, Stickoxide und bodennahes Ozon aus der Atmosphäre. Untersuchungen zeigen, dass städtische Grünflächen mit Baumbestand die Luftqualität signifikant verbessern und damit die Gesundheitsbelastung der Bevölkerung reduzieren. Diese Effekte sind insbesondere in urbanen Gebieten mit hoher Luftverschmutzung von Bedeutung. Baumarten mit hoher Blattoberfläche oder speziellen physiologischen Eigenschaften (z. B. Wachsschichten zur Bindung von Partikeln) erbringen hierbei größere Leistungen.

Lärmreduktion: Durch ihre dichte Vegetationsstruktur wirken Baumreihen und Waldgebiete als effektive Lärmschutzbarrieren. Sie absorbieren Schallwellen und tragen so zur Minderung von Lärmbelastung bei, was insbesondere in städtischen Ballungsräumen einen Mehrwert darstellt. Die Struktur und Höhe der Baumart beeinflussen dabei maßgeblich die Effektivität.

Bodenschutz und Erosionskontrolle: Wurzelsysteme von Bäumen stabilisieren den Boden und minimieren das Risiko von Erosion. Besonders in Hanglagen und Regionen mit intensiven Regenfällen verhindern Bäume Bodendegradation und tragen zur Erhaltung fruchtbarer Flächen bei. Tief wurzelnde Arten sind hierbei besonders effektiv.

Wasserreinhaltung: Baumlandschaften verbessern die Wasserqualität, indem sie Oberflächenabfluss reduzieren und Schadstoffe im Boden filtern. Die durch Bäume geschaffenen Mikrohabitate fungieren als natürliche Wasserspeicher und tragen zur Regeneration von Grundwasserreserven bei. Arten mit hoher Wasseraufnahmefähigkeit können hier einen besonderen Nutzen bringen.

Klimatische Mikroregulation: Bäume beeinflussen das Mikroklima positiv, indem sie durch Verdunstungskühlung und Schattenwurf lokal die Temperaturen senken. Diese Funktionen sind insbesondere in urbanen Gebieten relevant, wo sie den Wärmeinseleffekt mildern. Baumarten mit großen Kronen und hoher Transpirationsrate leisten dabei besonders starke Beiträge.

Unterstützung von Bestäuberpopulationen: Durch das Angebot von Nahrung und Lebensraum für Bestäuber wie Bienen, Schmetterlinge und andere Insekten leisten Bäume einen entscheidenden Beitrag zur Bestäubung von Kultur- und Wildpflanzen. Dies fördert nicht nur die Biodiversität, sondern hat auch direkte wirtschaftliche Auswirkungen auf die Landwirtschaft. Blütenreichtum und zeitliche Verfügbarkeit von Pollen und Nektar variieren stark zwischen Baumarten.

Psychosoziale und kulturelle Bedeutung: Studien belegen, dass der Aufenthalt in bewaldeten Gebieten Stress reduziert, die kognitive Leistungsfähigkeit steigert und

das allgemeine Wohlbefinden fördert (CERVINKA et al. 2014). Zudem haben viele Baumarten eine symbolische und kulturelle Bedeutung, die in verschiedenen Gesellschaften tief verwurzelt ist. Arten mit spezifischen kulturellen oder ästhetischen Merkmalen können hier eine größere Rolle spielen.

Langfristige Kohlenstoffspeicherung: Neben der Speicherung von Kohlenstoff in Biomasse tragen langlebige Holzprodukte wie Bauholz und Möbel zur langfristigen Bindung von Kohlenstoff bei. Dies ergänzt die Funktion der Bäume als natürliche Kohlenstoffsinken. Baumarten mit hoher Holzmasse und langer Lebensdauer sind hierbei besonders wertvoll.

Die Relevanz dieser Ökosystemleistungen wird im Kontext des Klimawandels zunehmend evident. Eine differenzierte Betrachtung der Eigenschaften und Fähigkeiten einzelner Baumarten ist essenziell, um die volle Bandbreite der möglichen Ökosystemleistungen zu erschließen. Deshalb versucht dieses Kapitel die baumartenspezifischen sonstigen Ökosystemleistungen anhand von Literaturquellen näher zu betrachten. Mit einbezogen werden unter diesem Aspekt auch Nutzungsmöglichkeiten, die über die klassische Nutzung des Holzes hinausgehen.

2.2.8 Genetik

Ein wesentlicher Aspekt während der Recherche zu verschiedenen Herkunftstypen alternativer Baumarten, bestand in der Auswertung teilweise bereits abgeschlossener Versuchsreihen der heutigen Abteilung Waldgenressourcen, die zum großen Teil noch zu Zeiten der Hessischen und Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt angelegt wurden. Da einige der dazugehörigen Informationen nicht digital verfügbar und damalige Bearbeiter:innen mittlerweile pensioniert sind, bestand ein großer Teil aus Detektivarbeit im Aktenarchiv der NW-FVA am Standort Hannover-Münden. Generell werden die Flächen (u. a.) der Nachkommenschaftsprüfungen und Herkunftsversuche nur über einen gewissen Zeitraum wissenschaftlich beobachtet, aufgemessen und ausgewertet. Dieser beträgt in der Regel 30 Jahre, danach gilt die Versuchsfläche als abgeschlossen und die weitere Behandlung obliegt wieder dem dazugehörigen Forstamt. Neben den Ergebnissen der abgeschlossenen Versuchsflächen sind auch gerade die Informationen von Versuchsflächen interessant, die aus verschiedenen Gründen frühzeitig aufgegeben werden mussten. So fand auch die „Lüge der Überlebenden“ (KÖLLING u. SCHMIDT 2013) in den Auswertungen der Baumartensteckbriefe eine Beachtung.

Bei den Recherchen konnten so über 70 Versuchsflächen, verteilt über 14 alternative Baumarten, identifiziert werden, mit denen in der Vergangenheit teils intensiv ge-

arbeitet wurde. Zu den Baumarten mit den meisten Versuchsflächen zählen die Flatterulme (*Ulmus laevis*), der Speierling (*Sorbus domestica*), die Tannen-Arten (*Abies nordmanniana*, *Abies bornmuelleriana*) und die Walnuss (*Juglans regia*). Für die anderen Baumarten (Elsbeere (*Sorbus torminalis*), Esskastanie (*Castanea sativa*), Feldahorn (*Acer campestre*), Hainbuche (*Carpinus betulus*), Schwarznuss (*Juglans nigra*), Winterlinde (*Tilia cordata*), Eibe (*Taxus baccata*), Schwarzkiefer (*Pinus nigra*)) stehen lediglich einige wenige Versuchsflächen je Baumart zur Verfügung. Im Anschluss fanden für die vielversprechendsten Flächen Bereisungen statt. Dabei wurde versucht, die vorgefundenen Versuchsflächen dem jeweiligen Versuchsaufbau nachzukonstruieren. Gelingt dies, folgten für ausgewählte Flächen Bonituren der Baumhöhe, des BHDs, verschiedener Qualitätsparameter sowie des Ausfalls. Einige aufgegebene Versuchsflächen konnten aufgrund von Schadereignissen nur noch unzureichend nachvollzogen werden und entfielen im weiteren Verlauf. Jedoch konnten so je nach Schadereignis auch wichtige Informationen für die Baumartensteckbriefe gesammelt werden. So fiel beispielsweise eine komplette Versuchsfläche des Speierlings dem Obstbaumkrebs (*Neonectria galligena*) zum Opfer, lediglich ein paar Exemplare überleben bis heute unbeschadet und deuten auf eine scheinbare Resistenz der verwendeten Herkünfte gegenüber der Krankheit hin. In Bezug auf das Ulmensterben ließ sich bei den rekonstruierten Flatterulmen-Nachkommenschaftsprüfungen auch nach über 30 Jahren kein Nachweis der Komplexkrankheit feststellen. Mit den so gewonnenen Daten konnte für einige Baumarten eine Verknüpfung des theoretischen Wissens aus Literaturrecherche mit den Informationen der Versuchsflächen hergestellt und Wissenslücken geschlossen werden. Für die verbleibenden elf alternativen Baumarten liegen aktuell noch keine Anbauerfahrungen der Abteilung Waldgenressourcen vor. Jedoch werden in derzeit laufenden Projekten und zukünftig entstehenden Versuchsflächen weitere alternative Baumarten näher untersucht und wissenschaftlich begleitet. Jedoch benötigt es für fast alle

alternativen Baumarten noch einiges an Forschungszeit sowie umfassende Herkunfts- und Nachkommenschaftsprüfungen, um zukünftig gesicherte Herkunftsempfehlungen geben zu können.

Sofern für die Baumarten verfügbar, werden am Ende des Kapitels Genetik-Informationen über geeignete Herkünfte für die Baumarten bereitgestellt. Hierbei kommen in erster Linie die Herkunftsempfehlungen der Abteilung Waldgenressourcen der NW-FVA zum Einsatz, welche für die Steckbriefe aufbereitet wurden. Darüber hinaus werden auch Literaturangaben oder Ergebnisse anderer Forschungsinstitute zusammengefasst, da diese wichtige Informationen für die Verwendung geeigneter Herkünfte liefern. Bei der Auswahl des Vermehrungsgutes sollte berücksichtigt werden, dass es angesichts des fortschreitenden Klimawandels besonders wichtig ist, den neu begründeten Beständen ein ausreichendes genetisches Potenzial mit auf den Weg zu geben. Dies gewährleistet, dass die Bestände auch in Zukunft anpassungsfähig, vital und leistungsfähig bleiben. In neueren Herkunftsempfehlungen wird deshalb bereits auf eine Rangfolge zwischen den geeigneten Herkünften verzichtet. Wie HOFMANN et al. (2024) erläutern, muss die Konzentration auf das vermeintlich Beste zwangsläufig zu Lasten der genetischen Vielfalt gehen. Die Autoren appellieren, möglichst alle in einem Herkunftsgebiet zugelassenen Erntemöglichkeiten einer Baumart zu nutzen, um so auf eine möglichst breite genetische Basis der nächsten Waldgeneration hinzuarbeiten.



QR-Code zu den Herkunftsempfehlungen der NW-FVA
(<https://www.nw-fva.de/unterstuetzen/software/hke>)

3 Baumartensteckbriefe

3.1 Atlaszeder (*Cedrus atlantica*)

Cedrus atlantica (ENDL.) MANETTI ex CARRIÈRE, 1867 (syn.: *C. libani* ssp. *atlantica* (ENDL.) FRANCO)

engl.: atlantic cedar, atlas cedar

Familie: Pinaceae

Unterfamilie: Abietoideae



3.1.1 Zusammenfassende Bewertung



Eingeschränkte Anbauempfehlung

Die Atlaszeder (*Cedrus atlantica*) erscheint aufgrund ihrer hohen Anpassungsfähigkeit im Hinblick auf Standort und Klima, ihrer ertragskundlichen Daten sowie ihrer Holzeigenschaften als eine sehr interessante Baumart für die Anpassung der heimischen Wälder an das zukünftig herrschende Klima. Laufende Anbauversuche können bisher vorhandene Wissenslücken über geeignete Herkünfte

hoffentlich bald schließen. Darüber hinaus müssen in Zukunft waldbauliche Fragestellungen zu dieser Baumart noch geklärt werden. Hier kann jedoch sicherlich auf das umfassende Erfahrungswissen der französischen Kollegen, die diese Baumart bereits seit 1842 anbauen und erforschen, zurückgegriffen werden.

	Merkmal	Bewertung	Erläuterung
Ökologische Zuträglichkeit (OTTO 1993)	Standortsanpassung	+++	Breite Standortsamplitude, Dürre- und Kälteresistenz ergeben vielerlei Anbaupotenziale
	Bodenpfleglichkeit	+	Eine nicht saure Streuzersetzung führt zu keiner Bodenversauerung
	Keine Krankheitsverbreitung	?	Bisher aufgrund des geringen Anbauumfangs nicht aufgetreten
	Keine Anfälligkeit	?	Einige wenige Pathogene bekannt, aber bisher aufgrund des geringen Anbauumfangs nicht weiter in Erscheinung getreten
	Mischbarkeit	+	Als Halbschattbaumart lässt sich die Art ideal in einzel- bis truppweiser Mischung mit anderen Baumarten bewirtschaften
	Naturverjüngung	++	Naturverjüngung ist bei Mineralbodenanschluss der Samen und geringer Wilddichten zu erwarten
	Waldstrukturen	++	Das heterogene Wachstum dieser Art in Reinbeständen räumt anderen Baumarten das Potenzial ein, sich auch in späteren Bestandesstadien dort zu etablieren; es ergeben sich hierdurch horizontal und vertikal gestaffelte Strukturen

+++ äußerst positiv ++ sehr positiv + positiv --- äußerst negativ -- sehr negativ - negativ ? unklar

	Merkmal	Bewertung	Erläuterung
Invasivität (VOR et al. 2015)	Negative Standortsbeeinflussung	○	Siehe Bodenpfleglichkeit
	Hohes Reproduktionspotenzial	●	Ab Alter 60 tritt starker Zapfenbehang auf, wobei diese durch Eichhörnchen und Vögel starkem Druck ausgesetzt sind; für das Aufspringen der Zapfen ist ein bestimmter Ablauf von alternierenden Frost- und Tauphasen vonnöten
	Hohes Ausbreitungspotenzial	●	In der Regel verbreiten sich die Samen bis maximal 60 m um den Samenbaum; bei starken Winden sind auch größere Entfernungen möglich
	Fähigkeit zur Artverdrängung	○	Eine sehr heterogene Höhenentwicklung der Einzelbäume sowie die geringe Konkurrenzkraft dieser Halbschattbaumart macht eine Verdrängung anderer Arten unwahrscheinlich
	Begrenzte Steuerungsmöglichkeiten	○	Die Art ist mit normalen forstwirtschaftlichen Methoden gut regulierbar

○ trifft nicht zu ● trifft bedingt zu ● trifft zu

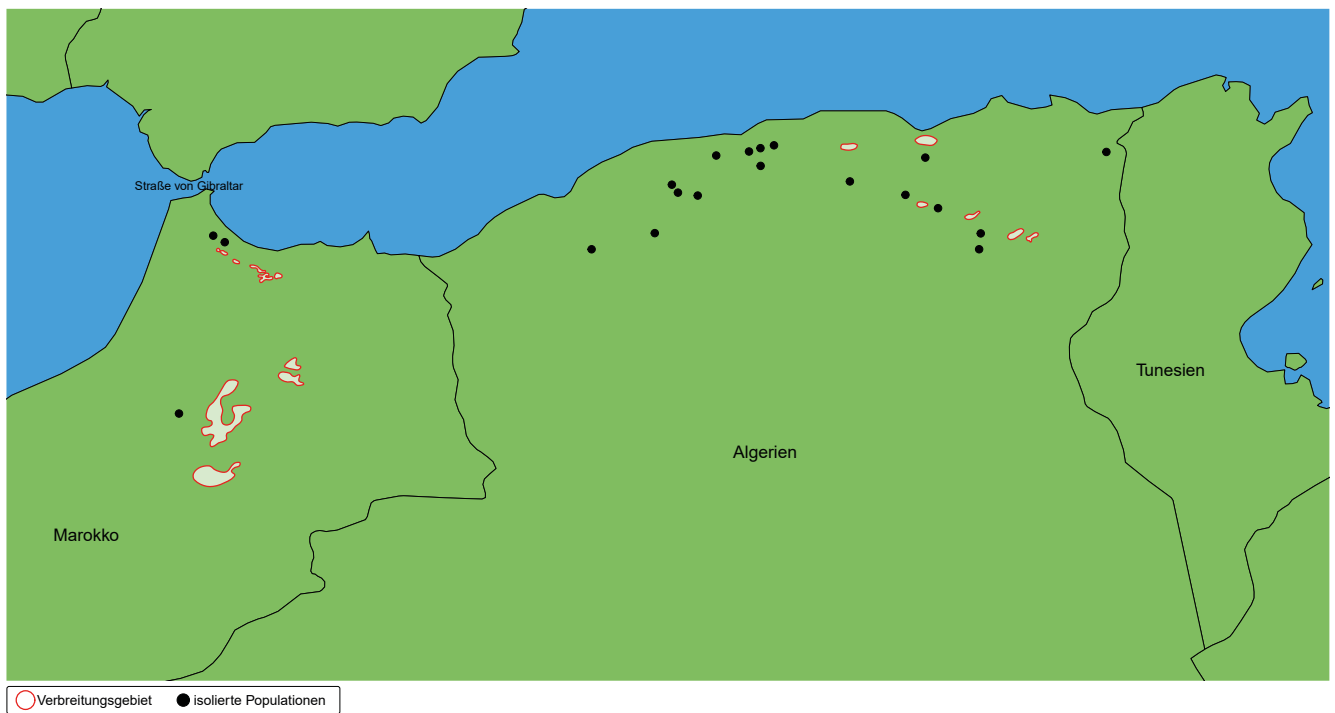


Abb. 1: Verbreitungsgebiet von *Cedrus atlantica*. Quelle: CAUDULLO et al. (2023)

3.1.2 Verbreitung

Es wird davon ausgegangen, dass eine Vorläuferin der heutigen Zedernarten wahrscheinlich vor etwa 45 Mio. Jahren im nördlichen Eurasien entstanden ist. Diese war nach einer Wanderung südwärts im Miozän auch in Mitteleuropa verbreitet. Heute besteht das natürliche Verbreitungsgebiet von *C. atlantica* aus zersplitterten Vorkommen in Nordafrikas Bergregionen Marokkos (Rif, Mittlerer und Hoher Atlas) und Algeriens (Tell- und Sahara-Atlas) (Abbildung 1). Die Waldfläche von *C. atlantica* umfasst derzeit noch rund 145.000 ha, von denen nennenswerte Teile allerdings stark degradiert sind.

3.1.3 Standort

Im natürlichen Verbreitungsgebiet von *C. atlantica* liegen die Jahresmitteltemperaturen zwischen 10 und 12 °C. Während der Monate Mai bis September steigen die Temperaturen im Schnitt auf Werte zwischen 15 und 20,5 °C an. Es treten im Jahresverlauf Extremwerte von +35 °C sowie -8 °C auf. Der Jahresniederschlag schwankt zwischen 500 und 813 mm. Die Monate Mai bis September sind von einer Trockenheit geprägt, was sich in Niederschlagssummen für diesen Zeitraum von 106 – 170 mm widerspiegelt (Abbildung 3). Der Literatur nach können im Sommer die mittleren Höchstwerte auf 26 – 30 °C ansteigen und im Winter auf -5 – -8 °C absinken. Dabei können Extremwerte von +40 °C oder auch -25 °C erreicht werden, wobei längere Kälteperioden von der Atlaszeder nicht gut ertragen werden, da diese zu Kältestress und vermehrten Ausfällen führen können (COURBET et al. 2012, KÖNIG 2012, HUBER u. STORZ 2014).

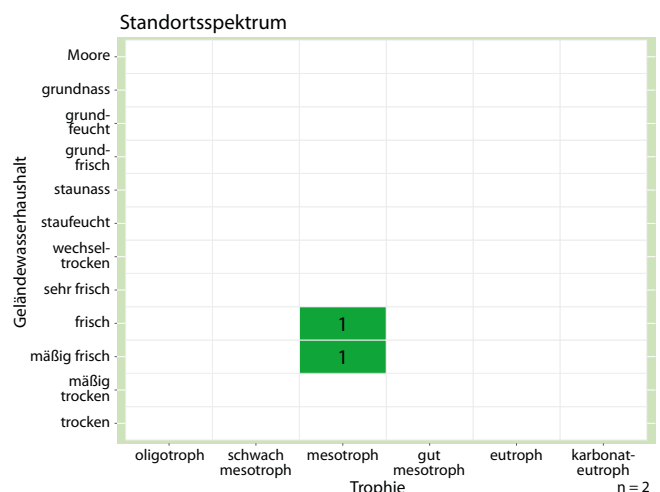


Abb. 2: Standortsspektrum der untersuchten Praxisanbauten der Atlaszeder

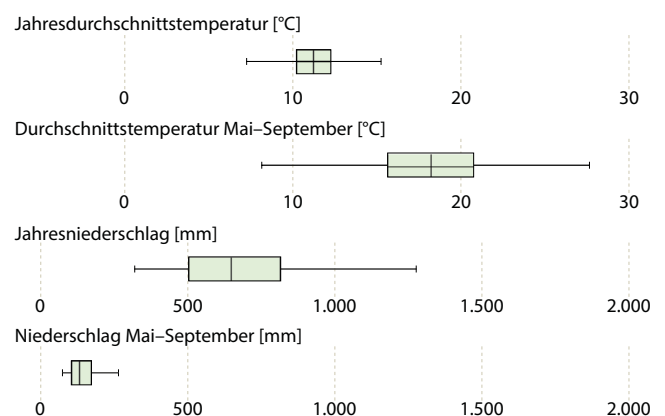


Abb. 3: Klimawerte des natürlichen Verbreitungsgebietes der Atlaszeder extrahiert aus dem CHELSA-Datensatz (KARGER et al. 2021)

Die Niederschlagsverhältnisse variieren im natürlichen Verbreitungsgebiet, da sich das Vorkommen der Atlaszeder in diesem über mehrere Höhenstufen erstreckt (HUBER u. STORZ 2014):

- Mediterrane semiaride Höhenstufe
im Sahara-Atlas (Algerien): 500 – 700 mm
- Mediterrane subhumide Höhenstufe
des kontinentalen Mittleren und
Hohen Atlas: 700 – 1.000 mm
- Humide Höhenstufe: > 1.000 mm

Die meisten Niederschläge fallen im Allgemeinen in den Wintermonaten, in den Sommermonaten herrschen ausgeprägte Trockenperioden vor. SCHIRMER u. COURBET (2021) verweisen darauf, dass bei Niederschlägen unter 800 mm die Wasserspeicherfähigkeit des Bodens ausschlaggebend für gutes Wachstum sei.

C. atlantica stellt keine besonderen Ansprüche an den Boden. Das Grundgestein kann aus Kalk bis Dolomit, Basalt, Sandstein, Schiefer und anderen Gesteinen bestehen. Für optimales Wachstum sind nach HUBER u. STORZ (2014) allerdings silikatische Böden geeigneter, da karbonatische Böden nur bei ausreichender Tiefgründigkeit und Niederschlagsmenge toleriert werden. Ausschlaggebend für das Wachstum ist vor allem das Wasserhaltevermögen der Substrate. Hydromorphe Böden werden dabei von *C. atlantica* allerdings nicht besiedelt (COURBET et al. 2012, KÖNIG 2012, HUBER u. STORZ 2014, KLEBER et al. 2020b).

C. atlantica bildet unmittelbar nach der Keimung eine rasch in die Tiefe wachsende Pfahlwurzel aus. Auf gut durchlüfteten, tiefgründigen Böden kann auch ein Herzwurzelsystem entstehen (KÖNIG 2012).

Die Streu der *C. atlantica* zersetzt sich nicht sauer und ist somit recht bodenpfleglich (BARITEAU u. VAUTHIER 2011).

Atlaszeder in Frankreich

In Frankreich wird die Atlaszeder bereits seit dem Jahr 1842 erfolgreich angebaut und umfasst mittlerweile einen Flächenumfang von rund 20.000 ha. SCHIRMER u. COURBET (2021) beschreiben ausführlich die Standortsbedingungen, unter denen *C. atlantica* am Mont Ventoux in Frankreich wächst. Dort prägen kühle Winter und heiße Sommer das Klima. Der Jahresniederschlag liegt dort bei 920 mm mit einem Schwerpunkt der Niederschläge in den Wintermonaten. Im Sommer kommt eine zwei- bis dreimonatige Sommer-trockenheit vor, bei der die Niederschläge unter 30 mm pro Monat liegen. Im Juni herrscht eine Mitteltemperatur von 19,6 °C und Maximaltemperaturen über 35 °C.

3.1.4 Wachstum und Ertrag

3.1.4.1 Übersicht

In ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet wächst die Atlaszeder sowohl in Rein- als auch in Mischbeständen. Auf geeigneten Standorten weist sie wegen ihrer ökologischen Eigenschaften eine hohe Dominanz auf. Die Art zählt zu den Halbschattbaumarten und kann in der Jugend seitliche Beschattung sehr gut ertragen (COURBET et al. 2012, KÖNIG 2012, KLEBER et al. 2020b, HUBER u. ŠEHO 2021).

Insgesamt ist der Habitus von *C. atlantica* sehr vielfältig. Junge Bäume haben in der Regel einen lichten Kronenaufbau. Im mittleren Alter wächst die Atlaszeder meist regelmäßig, mit leicht bis stärker aufrechtstehenden Ästen und einer kegelförmigen Krone. Der Gipfeltrieb ist vorwiegend aufrecht, gelegentlich etwas geneigt. Im hohen Alter bildet die Art dann häufig eine tafelförmige Krone aus. Der immergrüne Nadelbaum wird gewöhnlich 30 – 35 m hoch, kann aber auf besseren Standorten auch über 45 m erreichen. Das maximale Alter liegt bei 600 – 700 Jahren (COURBET et al. 2012, KÖNIG 2012).

In ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet herrscht die dunkel- bis graugrüne Nadelfarbe vor, es gibt aber auch sogenannte blaue Formen, die gerne im Gartenbau Verwendung finden (KÖNIG 2012). Allerdings gibt es auch Farbunterschiede bei den Nadeln der Atlaszeder, die keine Resultate von Herkunftsunterschieden sind. Diese Farbunterschiede sind auf kleinstandörtliche Unterschiede zurückzuführen. So weisen z. B. Pflanzen, die in einer Baumschule nur schwach bewässert wurden, eine bläuliche epikutikuläre Wachsschicht auf, die als Transpirationsschutz dient (SCHIRMER u. COURBET 2021).

KÖNIG (2012) gibt für Wälder im natürlichen Verbreitungsgebiet Volumenleistungen zwischen 300 und 700 m³/ha an. Der durchschnittliche Gesamtzuwachs (dGz) im Alter 100 schwankt zwischen 0,95 und 8,3 m³/ha und Jahr, die Oberhöhe schwankt dabei zwischen 13 und 36 m. HUBER u. STORZ (2014) schreiben, dass das Wachstum von *C. atlantica* in der Jugend sehr langsam ist, jedoch mit dem Alter stärker zunimmt. Durch das sehr unterschiedliche Einzelbaumwachstum entstehen heterogene Bestände (KLEBER et al. 2020b).

Begründung

Die Blühzeit von *C. atlantica* ist im Herbst. Die Blütenknospen werden im Juli und August ausgebildet und entwickeln sich erst im September bis Oktober zur vollen Größe. Blühfähig sind Pflanzen ab einem Alter von 35 – 40 Jahren, reichlich Zapfenbehang wird allerdings erst ab einem Alter von 60 Jahren beobachtet. Bis zur vollständigen Reife benötigen die Zapfen mehr als zwei Jahre. Damit die reifen Zapfen aufspringen, ist eine Phase von alternierendem Frieren und Auftauen vonnöten. Die Samen fallen dann

mit den Schuppen auf den Boden. Sie können sich 30 – 60 m weit vom Baum ausbreiten, bei starken Winden sind auch größere Distanzen möglich (COURBET et al. 2012, KÖNIG 2012, KLEBER et al. 2020b).

Der Samen keimt ab einer Temperatur von 4 °C, wobei die Höchsttemperaturen dabei während neun bis zehn Tagen nicht über 9,5 °C liegen dürfen, da sonst die Keimung wiederum nicht stattfindet. Die Keimung erfolgt bei *C. atlantica* epigäisch, die Keimlinge haben neun bis zehn Keimblätter. (COURBET et al. 2012, KÖNIG 2012, KLEBER et al. 2020b). Um Samen zu gewinnen, sollten die Zapfen möglichst spät gepflückt werden (Dezember bis März). Hierdurch wird eine wesentlich höhere Keimschnelligkeit und ein höherer Prozentsatz an gekeimten Samen erreicht. Durch eine zweimonatige kalt-nass Behandlung bei 4 °C kann die Keimungsrate erhöht werden. Unter Umweltbedingungen verliert das Saatgut von Zedern seine Keimfähigkeit relativ rasch. Kurzzeitig kann das Material von der Ernte bis zur Aussaat bei gleichbleibenden Temperaturen um 4 °C gelagert werden. Mittelfristige Lagerungen sollten bei Temperaturen um -2 °C in einem luftdicht verschlossenen Behälter bei einem Feuchtigkeitsgehalt von 10 % erfolgen. Nach einer Lagerzeit von drei Jahren verringert sich die Keimkraft etwa um 10 – 15 %. Soll das Saatgut länger eingelagert werden, sollte die Lagertemperatur weiter verringert werden (bis -15 °C) (KÖNIG 2012).

Aufgrund bisher gewonnener Erfahrungen aus Anbauversuchen und den Aufforstungen aus Frankreich, sind Container-Pflanzen gegenüber nacktwurzeligen Pflanzen für die Begründung zu bevorzugen. Bei der Verwendung wurzelnackter Pflanzen waren die Ausfallraten sehr hoch. Dies wird auf die Beschädigungen der weißen Wurzelspitzen zurückgeführt. Infolge ist die Photosynthese während der ersten zwei Wochen nach der Verpflanzung reduziert, die Erholung kann sechs Wochen dauern. Neben dem Pflanzsortiment ist bei *C. atlantica* aber auch der Pflanzzeitpunkt zu beachten. Die Art weist einen unterschiedlichen Wachstumsrhythmus bei Wurzel und Spross auf. Nach der Keimung wächst zunächst die Wurzel und dann der Spross. Dieses Verhalten behält *C. atlantica* auch im zweiten Jahr bei. Später wächst das Wurzelsystem mit einer nur wenige Wochen andauernden Unterbrechung, fast das gesamte Jahr hindurch; es ist jedoch beim Austrieb der Pflanzen stark reduziert. Folglich ist es ratsam die Pflanzung früh vor dem Austrieb vorzunehmen, damit die Pfahlwurzel genügend Zeit findet, vor einer potenziellen Sommertrockenheit in tiefere Bodenschichten einzudringen (COURBET et al. 2012, KÖNIG 2012, TUBES 2022).

C. atlantica besitzt eine vergleichsweise sehr lange Wachstumsphase, die von Ende April bis Ende September reicht. Der Schwellenwert für den Wachstumsbeginn liegt bei

einer mittleren Tagestemperatur von 6,6 °C und ist somit höher als bei der Fichte (4,1 °C) oder Weißtanne (5,2 °C). Das Höhenwachstum findet überwiegend nachts und durchgehend über die gesamte Vegetationsperiode statt. Das führt dazu, dass *C. atlantica* in der Lage ist, auch spärliche Sommerniederschläge für das Wachstum nutzen zu können (KÖNIG 2012, HUBER u. STORZ 2014).

Insbesondere Sämlinge im ersten Standjahr aber auch Setzlinge sind sehr empfindlich gegenüber Konkurrenz durch Gras- oder Krautschichten und gegenüber Trockenheit während der Etablierungsphase. Erst zweijährige Pflanzen zeigen eine höhere Trockentoleranz (COURBET et al. 2012, KÖNIG 2012, HUBER u. STORZ 2014, KLEBER et al. 2020b, SCHIRMER u. COURBET 2021).

Waldbau

Das Höhenwachstum der Atlaszeder verläuft sehr heterogen. Als eine potenzielle Erklärung gilt, dass das Wurzelwachstum sehr stark mit den kleinstandörtlichen Bedingungen zusammenhängt und sich hierdurch die Wuchsunterschiede ergeben. Vor allem das Wasserhaltevermögen der Substrate hat Auswirkungen auf das Wachstum von *C. atlantica*. Während Dürreperioden kann das Höhenwachstum stagnieren, kann aber im darauffolgenden Jahr wieder uneingeschränkt aufgenommen werden. Mithilfe von starken und frühen Durchforstungen kann die Trockenresistenz von Atlaszedernbeständen für rund zwei Jahre erhöht werden (COURBET et al. 2012, KÖNIG 2012, GUILLEMOT et al. 2015, KLEBER et al. 2020b).

Bei der Bewirtschaftung von *C. atlantica* ist vor allem das dauerhafte Kernholz von Interesse. Die Art besitzt jedoch viele Äste, die in ihrer Stärke die von der Kiefer noch übertreffen können. Hierauf ist bei der Pflege dieser Baumart Rücksicht zu nehmen. So schränken stammzahlreiche Bestände zum einen das Astwachstum ein, zum anderen wirkt es der Entwicklung von Splintholz entgegen und es entsteht ein günstigeres Verhältnis von Kern- zu Splintholz. Aufgrund einer ausbleibenden natürlichen Astreinigung ist für eine Wertholzerzeugung eine Astung notwendig. Wird diese als Grünastung durchgeführt, kann dies dazu beitragen, Trockenperioden besser zu überstehen (COURBET et al. 2012, GUILLEMOT et al. 2015).

Waldbauliche Erfahrungen mit *C. atlantica* nördlich der Alpen fehlen aktuell noch. In Frankreich im Gemeindeforest von Bédoin wird die Atlaszeder mit einer Umtriebszeit von 90 Jahren mit einem Zieldurchmesser von 35 cm auf trockenen und 55 cm auf besseren Standorten bewirtschaftet. Zur Förderung der Naturverjüngung werden die Endnutzungsbestände auf 50 – 100 Bäume/ha aufgelichtet. Wenn die Verjüngung zu dicht ist, wird sie auf 4.500 Pflanzen/ha vereinzelt. Danach erfolgen fünf Pflege- bzw.

Tab. 1: Bewirtschaftungsweise der Atlaszeder in Frankreich nach COURBET et al. (2012). Merkmale sind relativ hohe Bestandesdichten, gemischte selektive Durchforstungen im Oberstand aber auch im Unterstand, zwei Astungsmaßnahmen und am Ende starke Auflichtung zur Verjüngungseinleitung bzw. zum Kahlschlag. Ziel ist die Produktion qualitativ hochwertigen Holzes mit einem Zieldurchmesser zwischen 45 und 55 cm.

Oberhöhe	Maßnahme	Stammzahl vor Maßnahme	Stammzahl nach Maßnahme	Entnahmerate
–	Pflanzung, 2,5 x 2,5 m bevorzugt oder 2 x 3 m	–	1600-1660	–
6 – 8 m	Astung bis auf 3 m bei 150 – 200 Bäumen/ha vor Erstdurchforstung	–	–	–
	Jungbestandspflege mit Förderung ausgewählter Bäume	1.450 – 1.500	950	35 %
12 – 15 m	Astung bis auf 6 m bei 150 – 200 Bäumen/ha	–	–	–
	1. Durchforstung, selektiv	950	600	35 – 45 %
16 – 19 m	2. Durchforstung	500 – 600	370 – 450	25 %
20 – 23 m	3. Durchforstung	370 – 450	280 – 350	25 %
24 – 27	4. Durchforstung	280 – 350	210 – 260	25 %
28 – 31 m	5. Durchforstung	210 – 260	160 – 200	25 %
32 – 35 m	6. Durchforstung	160 – 200	150 – 160	0 – 25 %
35 m	Räumung oder Regenerationshieb	150 – 160	0 (50 – 90)	100 % (40 – 65%)

Durchforstungsdurchgänge, um den Bestand schrittweise auf 280 Stämme/ha zu reduzieren (SCHIRMER u. COURBET 2021). Eine ähnliche waldbauliche Behandlung für gleichaltrige Reinbestände zeigen COURBET et al. (2012) auf, welche in Tabelle 1 dargestellt ist. Die Eingriffszeitpunkte richten sich hierbei nach der Oberhöhe der Bestände, sodass dieses Verfahren ggf. unter Anpassung der Zieldurchmesser sowohl auf den schwächeren als auch auf den besseren Standorten angewendet werden kann. Der nutzbare jährliche Zuwachs in Frankreich wird von den dortigen Forstverwaltungen mit 5 m³/ha angegeben.

3.1.4.2 Ergebnisse der Untersuchungen

Bei den **Praxisanbauten** wurden lediglich zwei Flächen mit Atlaszeder ausfindig gemacht. Beide Flächen befanden sich noch im Kulturstadium, nur auf einer wurde eine Sechsstammstichprobe durchgeführt. Dies zeigt, dass diese Baumart bisher in der Praxis weniger Berücksichtigung gefunden hat als z. B. die Baumhasel. Aufgrund nur einer einzigen Aufnahme sind Auswertungen der Höhe- und Dichteentwicklung wenig aussagekräftig.

Die Atlaszeder wurde auch bei den **Anbauversuchen** (Kapitel 2.1.3) in Hessen mit angepflanzt. Abbildung 4 zeigt die Überlebensrate (links) sowie die Höhenentwicklung (rechts) auf den vier Flächen. Bei der Überlebensrate gibt es nach drei Standjahren bisher nur geringe Unterschiede zwischen den Flächen. Generell zeigt die Atlaszeder hohe

Überlebensraten. Eine erhöhte Mortalität gab es jedoch auf der Versuchsfläche in Jesberg bei der 4. Aufnahme im Vegetationsjahr 2023/2024. Im Frühjahr 2024 zeigten die Zedern auf dieser Fläche Symptome wie vergilbte Nadeln, Nadelverluste und absterbende Triebe, die auf einen Befall mit Grauschimmel (*Botrytis cinerea*) zurückzuführen waren. Auch die erhöhte Mortalität könnte auf diesen Befall zurückzuführen sein. Bei der Höhenentwicklung zeichneten sich bereits nach nur drei Standjahren Standortunterschiede ab. Diese Unterschiede dürften vor allem durch die sehr heterogene Verfügbarkeit der Ressource Wasser beeinflusst sein (vgl. KÖNIG 2012). Während im Herbst 2024 (4. Aufnahme) die mittlere Höhe in Darmstadt bei 48 cm liegt, ist die Höhe in Hessisch Lichtenau mit rund 127 cm mehr als doppelt so hoch.

Bei den verschlüsselten Schäden sind in geringem Umfang Pflanzen mit Folgen der Trockenheit dokumentiert. Hierunter fallen die Schäden „Dürre Krone“ aber auch „Terminalknospe fehlt“, was bei dieser Art auf ein Zurücksterben des obersten Pflanzenteils zurückzuführen ist. Eine Besonderheit sind die starken „Frosttrocknis“-Schäden bei der Schadbonitur im Frühjahr 2023, welche anlassbezogen nur in Darmstadt durchgeführt wurden. Ein Großteil der Pflanzen dort wies überwiegend braune Nadeln auf (Abbildung 5). Betroffen waren alle alten Jahrgänge der Pflanze, grün und vital waren nur die bereits zu diesem Zeitpunkt neu ausgetriebenen Nadeln. Bei Kontakt fielen

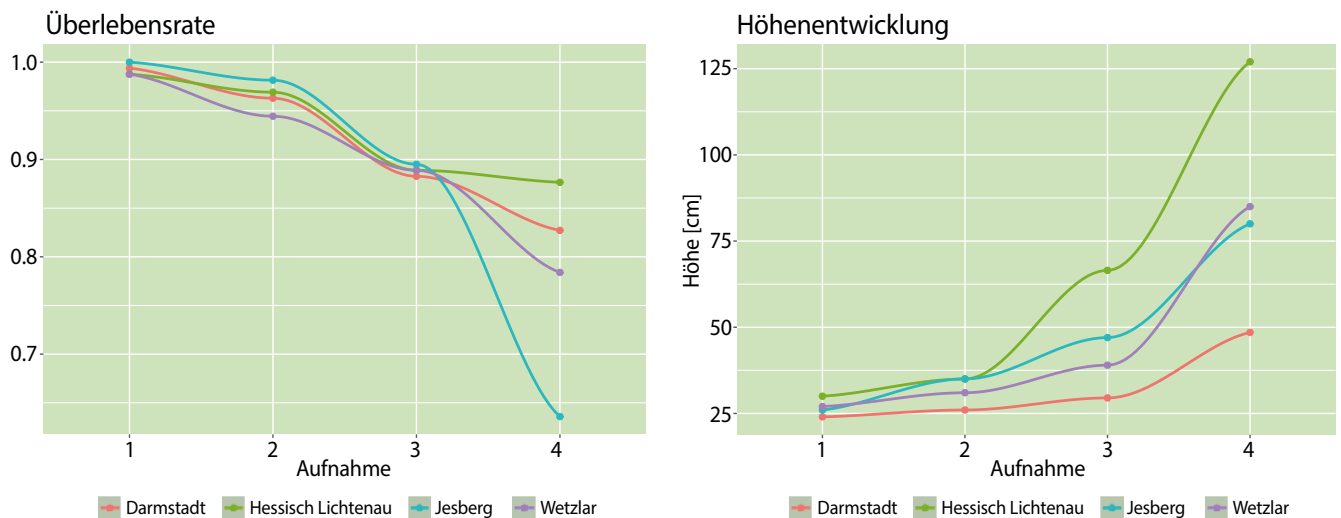


Abb. 4: Überlebensrate (links) sowie Höhenentwicklung (rechts) der Atlaszeder auf den vier Anbauversuchen in Darmstadt, Hessisch Lichtenau, Jesberg und Wetzlar in Hessen. Bei der Höhenentwicklung wurden jeweils nur die zum Aufnahmezeitpunkt noch lebenden Exemplare berücksichtigt.

die Nadeln von der Pflanze ab. Die Identifizierung dieser Schädigung als Frostscha den geschah auf Grundlage der Betrachtung der auf der Fläche erfolgten Messungen der Lufttemperatur. Im Dezember 2022 folgte auf eine länger anhaltende Frostperiode mit Tiefstwerten um -12°C ein schneller Wetterumschwung bei dem nach 2 Tagen bereits Tageshöchsttemperaturen von rund $+11^{\circ}\text{C}$ gemessen wurden. Es ist anzunehmen, dass der Boden zu diesem Zeitpunkt noch gefroren war und somit bei einsetzender Transpiration der Pflanze der Wassernachschub nicht erfolgen konnte (vgl. Kapitel 3.1.5).



Abb. 5: Atlaszeder mit braunen Nadeln im Frühjahr 2023 (Foto: S. Lieven)

3.1.5 Gefährdungen

C. atlantica ist eine aufgrund ihres tief reichenden Wurzelsystems sehr standfeste Baumart. Windwürfe kommen selten vor, aufgrund ihres spröden Holzes wohl aber Windbrüche. Darüber hinaus sind bei dieser Art Ast- und Wipfelbrüche durch starken Schnee- und Eisanhang möglich (COURBET et al. 2012, KÖNIG 2012).

Aussagen über die Spätfrostgefährdung unterscheiden sich teilweise in der Literatur. Einige Autor:innen schreiben, dass *C. atlantica* aufgrund ihres späten Austriebes weniger anfällig gegenüber Spätfrösten zu sein scheint als die Zedernarten des östlichen Mittelmeerraumes (KÖNIG 2012, HUBER u. STORZ 2014, SCHIRMER u. COURBET 2021). COURBET et al. (2012) stufen die Art hingegen als spätfrostgefährdet ein, verweisen aber auf Herkunftsunterschiede.

Etablierte Altbestände gelten als frosthart und sollen Wintertemperaturen bis -25°C tolerieren. Allerdings kommt es bei dieser Baumart vor, dass sich die Nadeln der Bäume aufgrund von Frosteinwirkungen braun färben und abgeworfen werden. Die Pflanzen treiben jedoch im Frühjahr wieder aus (KÖNIG 2012, HUBER u. ŠEHO 2021). Nach HUBER u. STORZ (2014) sind ausgesprochene Frostlagen für die Atlaszeder Ausschlussstandorte, da Wintertemperaturen unter -16°C bei *C. atlantica* zu Kältestress und infolgedessen zu vermehrten Ausfällen führen können. COURBET et al. (2012) verweisen darauf, dass unerwartet milde Witterung nach einem strengen Winter bei *C. atlantica* zu physiologischen Austrocknungsschäden führen kann. Die milden Temperaturen bewirken einem erhöhten Evaporationsbedarf, den der noch gefrorene Boden nicht decken kann.

Alte Zedernbestände gelten als trockenresistent. Diese Eigenschaft dürfte im Wesentlichen jedoch auf das tief reichende Wurzelsystem und damit die Eigenschaft, auch

tiefe Wasserreserven erschließen zu können, zurückzuführen sein. *C. atlantica* kann die Transpiration und den Wasserverbrauch nicht wie die meisten Nadelbaumarten durch Öffnen oder Schließen der Stomata regulieren. Dies führt dazu, dass selbst bei extremer Trockenheit die Photosynthese nicht eingestellt wird und die Bäume weiter wachsen. Um Trockenphasen zu überstehen, verändert sich das Mesophyll in den Zedernadeln. Die Pflanze stellt das Längenwachstum vorübergehend ein oder verringert die Nadelgröße. Folgen der fortgeführten Photosynthese bei großer Trockenheit können das Absterben des Wipfels oder des gesamten Baumes sein. Weiter kann Trockenheit auch zu einer Kambialnekrose führen, die Harzflüsse entlang des Stammes verursacht. Diese kann jedoch später ausheilen. Vor allem junge Pflanzen können langanhaltender, starker Trockenheit nicht gut standhalten (COURBET et al. 2012, KÖNIG 2012, HUBER u. ŠEHO 2021, SCHIRMER u. COURBET 2021).

Der Pinien-Prozessionsspinner (*Thaumetopoea pityocampa*) hat hinsichtlich Nadelfraß wohl die größte Bedeutung. Die Larven richten nicht nur in Kiefernbeständen Schaden an, sondern verursachen auch in Zedernwäldern auf großer Fläche Kahlfraß. Ein einmaliger Kahlfraß allein führt in der Regel jedoch nicht zum Absterben des Baumes, wohl aber zu Zuwachsverlusten. Die Haare höherer Larvenstadien sind hochgradig allergen. Beträchtlicher Nadelfraß kann auch durch den Zedern-Wickler (*Acleris undulana*) verursacht werden. Von den xylophagen Insekten haben Prachtkäfer (*Buprestidae*), Bockkäfer (*Cerambycidae*) und Borkenkäfer (*Scolytidae*) sowie von den Hautflüglern die Holzwespen (*Siricidae*) Bedeutung (KÖNIG 2012).

Der Große Braune Rüsselkäfer (*Hylobius abietis*) stellt für Kulturen eine große Gefahr dar (COURBET et al. 2012). Dies konnte auch auf den Anbauversuchen mit der Atlaszeder beobachtet werden. An den jungen Bäumen fand massiver Fraß statt, der jedoch, solange es nicht zu einer vollständigen Ringelung der Stammpartie gekommen ist, von den Pflanzen gut überstanden wurde.

2014 wurde in Niedersachsen ein Triebsterben an *C. atlantica* beobachtet, welches durch den Pilz *Sirococcus tsugae* ausgelöst wurde. Damit wurde dieser Pilz erstmalig in Deutschland nachgewiesen. Zu Beginn des Befalls weisen befallene Bäume braune Nadeln oder Nadelbüsche auf. Ein Vorstadium, welches nur schlecht zu erkennen ist, ist das Erschlaffen der Nadeln. Im Laufe des Sommers fallen die meisten der verfärbten Nadeln ab und die Triebe verkahlen. Das Resultat eines mehrjährigen Befalls ist das fortschreitende Absterben von Ästen, sodass größere Kronenteile kahl werden. Schließlich kommt es zum Absterben des ganzen Baumes (BUTIN et al. 2015). Bisher ist dieser Erreger nur an Einzelbäumen in Privatgärten aufgetreten. Wie und ob sich das Pathogen weiter ausbreitet, kann aktuell nicht abgesehen werden.



Abb. 6: Atlaszeder im Anbauversuch in Hessisch Lichtenau (Hessen) mit starkem Rüsselkäferfraß (Foto: S. Lieven)

Die Atlaszeder ist durch Kaninchen, Reh- und Rotwild verbissgefährdet und wird durch letztere verlegt und geschält (COURBET et al. 2012, KLEBER et al. 2020b).

Auf hydromorphen Standorten können Infektionen mit der Pilzgattung *Armillaria* auftreten (COURBET et al. 2012).

3.1.6 Holzverwendung und Stammqualitäten begutachteter Bestände

Das Holz von *C. atlantica* teilt sich in Splint- und Kernholz auf. Das Splintholz lässt sich farblich deutlich vom Kernholz unterscheiden. Es ist deutlich heller und gelblich gefärbt. Außerdem ist es anfällig gegenüber Insekten und lässt sich nur mäßig gut tränken. Das Kernholz ist von hellbrauner bis rötlicher glänzender Farbe und dunkelt an der Luft nach. Es weist deutliche Jahrringe auf, da die unterschiedlich breiten, eher schmalen Spätholzzonen deutlich dunkler sind als die Frühholzzonen. Aufgrund des Astreichtums ist der Faserverlauf entsprechend unregelmäßig. Neben häufigen Rindeneinschlüssen kommen gelegentlich verletzungsbedingte axiale/tangentiale Reihen von Harzzellen bzw. -taschen vor. Echte Harzgänge weist das Holz nicht auf (WALKER 2009, KÖNIG 2012).

Die Struktur des Holzes ist recht fein. Es lässt sich sowohl manuell als auch maschinell gut bearbeiten und gut spalten. Des Weiteren weist es eine geringe Neigung zum Werfen und Reißen auf, weshalb die Trocknung unproblematisch ist. Das Holz besitzt zudem eine gute Dimensions- und Formstabilität. Die Biegefestigkeit ist mäßig, alle anderen mechanischen Eigenschaften sind hingegen schwach. Das Kernholz weist eine hohe natürliche Dauer-

haftigkeit gegen klimatische Einflüsse und gegen Pilz- und Insektenbefall auf (WALKER 2009, KÖNIG 2012, WAGENFÜHR U. WAGENFÜHR 2022).

Aufgrund seiner Eigenschaften ist das Kernholz ideal für die Verwendung im Außenbereich. Ohne Bodenkontakt benötigt das Holz keine Behandlung. Es kann als Konstruktionsholz im Außen-, aber auch Innenbereich sowie als Ausstattungsholz für z. B. Möbel, Verkleidungen, Fußböden oder dekorative Gebrauchsartikel verwendet werden. Da es sich gut schälen lässt, werden qualitativ hochwertige Stämme auch zu Furnieren verarbeitet. Ebenso kann das Holz für die Papierherstellung verwendet werden. Kultivierte Zedernarten weisen eine geringere Holzqualität auf. In frischem Zustand verströmt das Holz einen typisch aromatischen Geruch (WALKER 2009, KÖNIG 2012, KLEBER et al. 2020b, WAGENFÜHR U. WAGENFÜHR 2022).

3.1.7 Sonstige Ökosystemleistungen

Keine Literatur gefunden.

3.1.8 Genetik

Neben zahlreichen morphologischen Unterschieden zwischen den Herkünften von *C. atlantica* gibt es auch Unterschiede in der Toleranz der sommerlichen Trockenperioden zwischen den atlantisch beeinflussten Zedern des Rif und des westlichen Mittleren Atlas sowie den Zedern des

kontinentalen Teils des Mittleren Atlas und der Masker und Ayashi Massive in Marokko als auch zwischen den Populationen des Tell- und des Sahara-Atlas in Algerien (KÖNIG 2012).

Allerdings ist ein Bezug von Herkünften aus dem natürlichen Verbreitungsgebiet in Nordafrika derzeit nicht möglich. In beiden Ländern werden für das Saatgut keine kommerziellen Ernten durchgeführt und es gibt auch keine zuständigen Stellen, die für eine Saatgutbereitstellung sorgen könnten (HUBER U. STORZ 2014, JANßEN et al. 2021).

Aus diesem Grund und da die Art dem Forstvermehrungsgutgesetz (FoVG) unterliegt, spielen Saatgutbestände in Frankreich für die Versorgung bei uns eine große Rolle. Bei den Beständen dort handelt es sich um Sekundärbestände mit algerischem Ausgangsmaterial, welches 1842 nach Frankreich eingeführt wurde. Im Projekt „CorCed“ wurden durch das Bayerische Amt für Waldgenetik (AWG) vier Populationen der dort zugelassenen Bestände untersucht (Tabelle 2). Da die Anbau- und Versuchsergebnisse in Frankreich je nach Herkunft und Region variierten, erfolgte keine geographische Strukturierung der französischen Bestände. Stand Januar 2002 gab es insgesamt 43 Bestände der Kategorie „Ausgewähltes Vermehrungsgut“ mit 573,77 ha und drei Bestände der Kategorie „Geprüftes Vermehrungsgut“: F.C. de Ménerbes (90 ha), F.C. de Bédoin (44,9 ha) und F.D. du Bes (12 ha) (KÖNIG 2012, JANßEN et al. 2021).

Tab. 2: Im Projekt „CorCed“ identifizierte geeignete Erntebestände der Atlaszeder in Frankreich (BAYERISCHES AMT FÜR WALDGENETIK (AWG) 2023)

Erntebestand	Breitengrad	Längengrad	Höhenlage [m ü. NN]	Niederschlag [mm]	Temperatur [°C]	Kategorie
CAT-PP-001 Ménerbes	43° 50'	5° 12' E	660	775	12,9	geprüft
CAT-PP-002 Mont Ventoux	44° 07'	5° 11' E	780 – 930	775	12,9	geprüft
CAT-PP-003 Saumon	44° 06'	6° 14' E	820 – 950	801	9,3	geprüft
CAT900 FRANCE	43° 50'	5° 12' E	660	775	12,9	ausgewählt

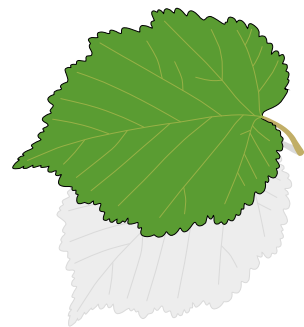
3.2 Baumhasel (*Corylus colurna*)

Corylus colurna LINNÉ, 1753

engl.: turkish hazel, turkish filbert

Familie: Betulaceae

Unterfamilie: Coryloideae KOEHNE



3.2.1 Zusammenfassende Bewertung



Eingeschränkte Anbauempfehlung

Aufgrund der erst jüngeren forstlichen Geschichte der Baumhasel (*Corylus colurna*) fehlen bisher gesicherte Angaben über Wuchseleistungen und Ernteerträge. Beobachtungen an den wenigen auch teilweise älteren Exemplaren in Deutschlands Wäldern lassen die Baumart jedoch als interessante Option für die Beimischung in die heimischen Wälder erscheinen. Erste Untersuchungen konnten bereits wichtige Fragen zur Beschaffung geeigneten forstlichen Vermehrungsgutes klären. Abschließende Anbau- und Herkunftsversuche stehen allerdings noch aus. Zwar gibt es bereits Berichte über durch Pilze vitalitätsgeschwächte

Exemplare, jedoch ist der Umfang aktuell noch so gering, dass hiervon derzeit keine größere Gefahr angenommen werden kann.

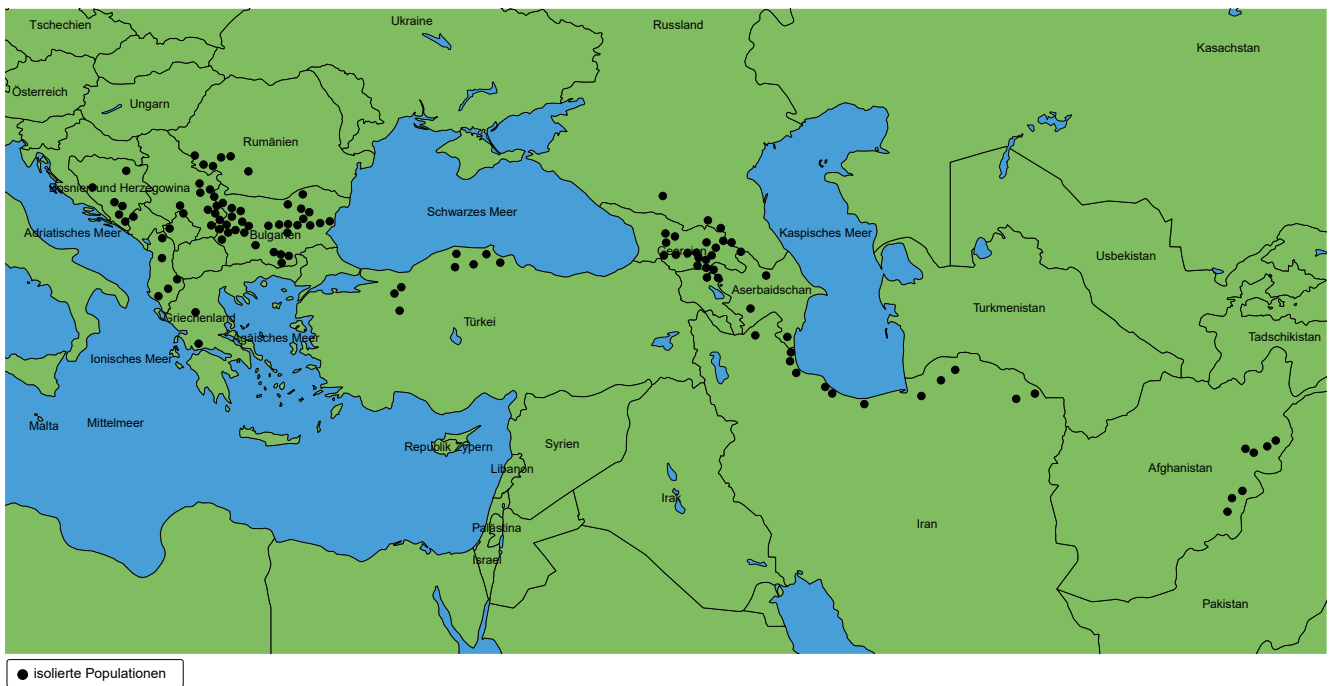
Die bisher bekannten waldbaulichen, ökologischen und ökonomischen Eigenschaften der Baumhasel lassen sie im Rahmen eines klimaangepassten Waldbaus als eine weitere interessante Baumart erscheinen, der in einem gewissen Maße Beachtung geschenkt werden sollte. Unter Verwendung von herkunftsgesichertem Vermehrungsgut kann diese Baumart als Begleitbaumart in Trupps bis Gruppen in die Bestände eingemischt werden.

	Merkmal	Bewertung	Erläuterung
Ökologische Zuträglichkeit (OTTO 1993)	Standortsanpassung	+++	Anpassungsfähig an eine breite Spanne von Standortverhältnissen
	Bodenpfleglichkeit	+++	Gute Streuzersetzung mit guten Humusausprägungen; wirkt bodenverbessernd
	Keine Krankheitsverbreitung	+++	Keine konkret von dieser Baumart ausgehenden Gefährdungen
	Keine Anfälligkeit	+	Einige Schaderreger mit teilweise tödlichem Verlauf bekannt, aber treten bisher nur in sehr geringem Umfang auf
	Mischbarkeit	++	Mischbar mit einheimischen Baumarten
	Naturverjüngung	?	Theoretisch denkbar, aufgrund der erst jüngeren Anbaugeschichte gibt es bisher kaum Berichte über natürlich verjüngte Waldpopulationen
	Waldstrukturen	+	Schattentoleranz in der Jugend ermöglicht einen Voranbau unter lichtem Schirm; über eine Etablierungsmöglichkeit von Naturverjüngung ist bisher nichts bekannt

+++ äußerst positiv ++ sehr positiv + positiv --- äußerst negativ -- sehr negativ - negativ ? unklar

	Merkmal	Bewertung	Erläuterung
Invasivität (VOR et al. 2015)	Negative Standortbeeinflussung	○	Aufgrund der guten Streuzersetzung und dem hohen Calcium-Gehalt der Blätter wirkt die Baumart eher bodenverbessernd. Aufgrund der hohen Wurzelkraft kann sie auch guten Erosionsschutz leisten
	Hohes Reproduktionspotenzial	●	Fruktifikation ca. alle 3 – 4 Jahre, Samen durch Mäuse und Vögel jedoch sehr beliebt; junge Pflanzen/Sämlinge unterliegen einem hohen Verbissdruck durch Reh- und Rotwild; keine Wurzelbrut
	Hohes Ausbreitungspotenzial	○	Schwere Nüsse fallen direkt unterm Baum ab, ggf. Verbreitung über Eichelhäher möglich
	Fähigkeit zur Artverdrängung	○	Geringe Konkurrenzkraft auf den meisten Standorten
	Begrenzte Steuerungsmöglichkeiten	○	Mit waldbaulichen Maßnahmen gut zu managen

○ trifft nicht zu ● trifft bedingt zu ● trifft zu

Abb. 1: Verbreitungsgebiet von *Corylus colurna* nach ALEXANDROV (1995)

3.2.2 Verbreitung

Das natürliche Verbreitungsgebiet von *C. colurna* liegt auf der Balkanhalbinsel, in Teilen Kleinasiens sowie im Norden der Türkei und im Kaukasus. Nach SHAW et al. (2014) ist sie heimisch in den Ländern Albanien, Aserbaidschan, Bosnien und Herzegowina, Bulgarien, Georgien, Griechenland, Iran, Nordmazedonien, Montenegro, Rumänien, Russland, Serbien und der Türkei.

Lange Übernutzung der Bestände wegen ihres wertvollen Holzes und mangels angepasster Bewirtschaftungskonzepte führten dazu, dass die Baumhasel in ihrem Verbreitungsgebiet nicht mehr zusammenhängend vorkommt, sondern lediglich in isolierten Einzelpopulationen (ALEXANDROV 1995, PAULS 2006, ŠEHO et al. 2016, 2019, TEMEL et al. 2017).

3.2.3 Standort

C. colurna weist einen geringen Anspruch an den Boden auf und hat eine weite regionale Amplitude. Sie wächst auf tiefgründigen, nährstoffreichen, fast nassen bis trockenen Böden aber auch auf armen, geschiebereichen Böden, auf steinigem erosionsgefährdetem Gelände und Geröllfeldern. Die Böden weisen einen pH-Bereich von 6,6 – 8 auf. Kalk im Boden verträgt die Art gut. Sie meidet allerdings extrem trockene und wechselfeuchte Standorte (ALEXANDROV 1995, RUHM 2013, ŠEHO et al. 2019). Ihr Anspruch an die Basenverfügbarkeit ist hoch und es werden stickstoffarme Standorte bevorzugt. Auf besseren Standorten ist sie in ihrer Konkurrenzfähigkeit anderen, wuchskräftigeren Baumarten unterlegen (ŠEHO et al. 2019).

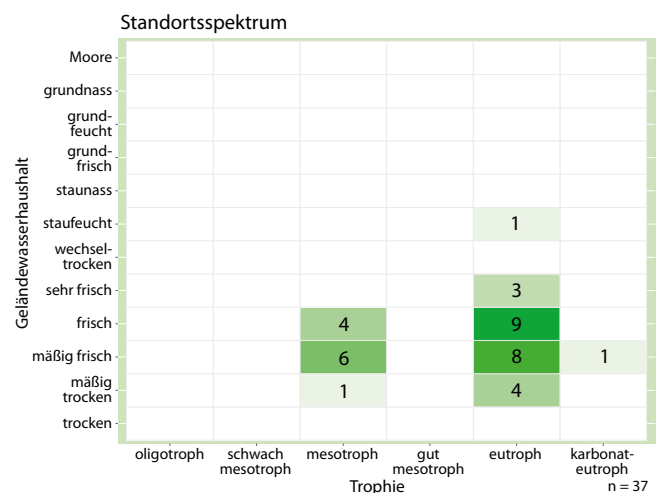


Abb. 2: Standortsspektrum der untersuchten Praxisanbauten der Baumhasel

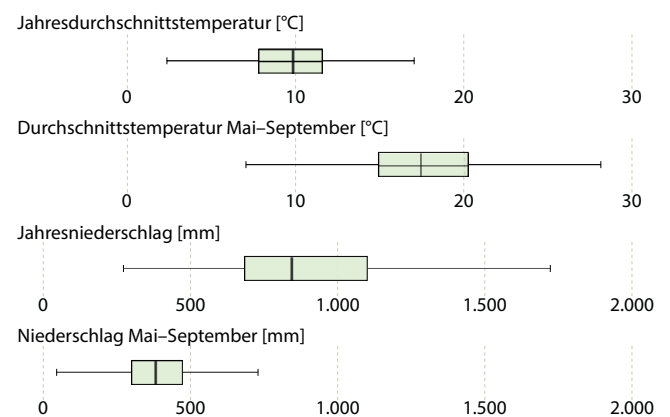


Abb. 3: Klimawerte des natürlichen Verbreitungsgebietes der Baumhasel extrahiert aus dem CHELSA-Datensatz (KARGER et al. 2021)

Im natürlichen Verbreitungsgebiet schwanken die Lufttemperaturen im Jahresdurchschnitt zwischen 7,6 und 12,8 °C. In den Monaten Mai bis September herrschen im Mittel Temperaturen zwischen 15 und 21 °C vor. Die jährlichen Niederschlagssummen liegen zwischen 708 und 1234 mm, wovon in den Monaten Mai bis September 230 – 500 mm fallen. Es herrschen Extremtemperaturen von +35 °C aber auch von -22 °C (Abbildung 3). Abweichend zu dieser Auswertung wird in der Literatur eine größere Spanne bei der Jahresdurchschnittstemperatur von 5 – 14 °C sowie extremere Tiefsttemperaturen von bis zu -38 °C angegeben (ŠEHO et al. 2016, 2019, KLEBER et al. 2020). Die Baumhasel entwickelt ein intensives Wurzelsystem mit einer tief reichenden Pfahlwurzel, die eine Tiefe von 3 – 4 m erschließen kann. Damit ist sie in der Lage auch skelettreiche Böden zu besiedeln. Zusammen mit den Seitenwurzeln, die bei alten Stämmen brettwurzelartige Anläufe ausbilden und mit 15 – 18 m Länge über die Kronenprojektion rausragen können, erlangt *C. colurna* eine hohe Standfestigkeit (ALEXANDROV 1995, ŠEHO et al. 2016).

Das Laub von *C. colurna* ist leicht zersetzbar und kann damit zu einer Bodenverbesserung beitragen. Blattanalysen haben für die Blätter einen doppelt so hohen Calcium-Spiegel wie bei der Hainbuche (*Carpinus betulus*) und einen dreifach höheren Wert wie bei der Buche (*Fagus sylvatica*) ergeben (ALEXANDROV 1995, PAULS 2006, RUHM 2013, METTENDORF 2016, ŠEHO et al. 2019).

Abbildung 4 zeigt die Humusansprache in den vorgefundenen Praxisanbauten der Baumhasel. Aufgrund der nur geringen Altersspanne bei dieser Baumart musste in einer Vielzahl der Fälle auf eine Humusansprache verzichtet werden. In den jungen Kulturen war der Humuszustand immer noch von der vorherigen Waldgeneration geprägt und nicht repräsentativ für die Baumart. Auch die Einschätzung des Bestandes mit der Humusart „rohhumusartiger Moder“ wird durch die vorherige Waldgeneration

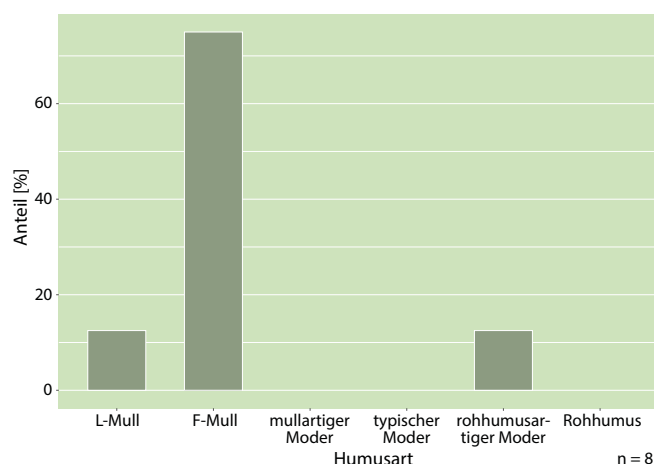


Abb. 4: Humusansprache in den Beständen der Praxisanbauten der Baumhasel

beeinflusst sein. Trotz der wenigen Ansprachen zeigt sich die oben aufgeführte gute Zersetzbarkeit der Streu auch in den Praxisanbauten der Baumhasel.

3.2.4 Wachstum und Ertrag

3.2.4.1 Übersicht

C. colurna bildet in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet keine Reinbestände aus. Sie ist vielmehr einzeln oder in kleinen Gruppen in Wäldern unterschiedlichster Zusammensetzung eingesprengt. In höheren Lagen tritt sie meist in Buchengesellschaften auf, in tieferen Lagen in Eichengesellschaften (ALEXANDROV 1995, HUBER u. ŠEHO 2016, KLEBER et al. 2020c). Sie wächst häufig in Mischung mit Buchen (*Fagus orientalis*; *F. sylvatica*), Hainbuchen (*Carpinus betulus*, *C. orientalis*), Eichen (*Quercus frainetto*, *Q. petraea*), Eschen (*Fraxinus excelsior*, *F. ornus*), Silberlinde (*Tilia tomentosa*), Vogelkirsche (*Prunus avium*), Elsbeere (*Sorbus torminalis*) und Ahorn-Arten (*Acer pseudoplatanus*, *A. platanoides*) (ŠEHO et al. 2019, KLEBER et al. 2020c).

Optimale Wachstumsbedingungen findet die Baumhasel auf nährstoffreichen, frischen bis halbtrockenen Böden. Nach ALEXANDROV (1995) weist sie unter diesen Bedingungen bis zum Alter 45 den gleichen Höhenzuwachs auf wie die Orientbuche (*Fagus orientalis*), später wächst sie sogar rascher. ŠEHO et al. (2019) vergleichen das Wachstum auf frischen, nährstoffreichen Böden mit dem Wachstum der Hainbuche (*Carpinus betulus*). Die Überlegenheit ihrer Wuchsleistung zeigt sich bei der Baumhasel jedoch erst auf flachgründigen, trockenen und nährstoffarmen Kalkböden (HUBER u. ŠEHO 2016).

Die Höhenangaben in der Literatur schwanken zwischen 15 und 32 m. Öfter erwähnte Beobachtungen an Einzelbäumen oder kleinen Baumgruppen in Deutschland lassen aber vermuten, dass bei gutem Pflanzmaterial Höhen von bis zu 30 m erreicht werden können (ALEXANDROV 1995, PAULS 2006, ŠEHO et al. 2017).

ŠEHO et al. (2019) beschreiben die Baumhasel als eine Halbschattbaumart. Der Lichtbedarf von *C. colurna* scheint allerdings standortsabhängig zu sein. ALEXANDROV (1995) schreibt dazu, dass sich die Art unter bestimmten Bedingungen wie eine Schattbaumart verhält und ihr Jungwuchs auch dichte Beschirmung toleriert. In Südexposition auf steinigem, nicht kultivierbarem Gelände reagiert sie hingegen wie eine Lichtbaumart. Auch FRISCHBIER (2020) schreibt, dass die Baumhasel auf armen Standorten lichtbedürftiger wird, weshalb der Anbau dort ohne bzw. nur unter lichtem Schirm erfolgen sollte.

Positiv hervorgehoben wird in der Literatur der aufrechte und streng monopodiale Wuchs der Baumhasel. Selbst bei seitlicher Konkurrenz ist das Wachstum lotrecht. *C. colurna*

weist keinen phototropen Wuchs auf. Schaftkrümmungen kommen selten vor (PAULS 2006, RUHM 2013, ŠEHO et al. 2019, KLEBER et al. 2020c). Diese Wuchseigenschaften konnten auch in den Praxisanbauten beobachtet werden.

Begründung

Die Baumhasel gilt als trockenheits- und hitzeresistente Baumart. Dies gilt jedoch nicht in den ersten Jahren ihrer Etablierungsphase. In dieser Zeit ist *C. colurna* empfindlich gegenüber diesen Faktoren (ŠEHO et al. 2019). Für die Anzucht von Baumhaselpflanzen sollten die Nüsse im Zeitrahmen von August bis Oktober gesammelt werden. Ein Kilogramm enthält rund 600 Nüsse. Die durchschnittliche Keimrate liegt bei 40 – 75 % (ŠEHO et al. 2019). Die Baumhasel weist eine starke Keimhemmung auf. Ohne Stratifikation ist eine Herbstsaat ratsam. Bei der Saat im Oktober folgen auf anfangs noch wärmere Temperaturen kalte Temperaturen in den Wintermonaten, was einer Kältestratifizierung gleichkommt. Diese Abläufe entsprechen auch stark dem natürlichen Verjüngungsprozess, da die reifen Früchte im September vom Baum fallen. Die Herbstsaat muss allerdings gut geschützt werden, da die Samen höchst attraktiv für Mäuse sind, was zu großen Verlusten führen kann. Als Ersatz für eine Herbstsaat kommt auch eine Saat im Frühjahr (bis Mitte März) in Betracht, hier ist allerdings eine Stratifizierung des Saatgutes unumgänglich (ŠEHO et al. 2016). Untersuchungen haben gezeigt, dass eine Herbstaussaat die besten Ergebnisse erzielt. Bei einer Stratifizierung hat sich eine Kaltstratifizierung von mindestens 120 Tagen als erfolgsversprechend herausgestellt (ŠEHO et al. 2019).

C. colurna ist eine Baumart, die bei Aussaat überliegen kann. Dies tritt insbesondere auf, wenn der Samen bei Transport oder Lagerung zu sehr austrocknet. Dann wird die Primärruhe durch die Sekundärruhe abgelöst. Dies kann dazu führen, dass das Saatgut gar nicht mehr, oder nur mit großer Verzögerung keimt. PAULS (2006) hat beobachtet, dass noch nach 2 – 4 Jahren in einem Saatbeet nach Räumung Baumhaselsamen gekeimt haben. Durch überliegendes Saatgut können Baumschulbetrieben hohe Kosten bei der Pflege und der Bereitstellung von Pflanzmaterial entstehen (ALTEHELD 1996, PAULS 2006, ŠEHO et al. 2016).

Da für die Anpassungsfähigkeit das Wachstum und die Qualität, die Anzahl der Elternbäume und deren genetische Ausstattung eine entscheidende Rolle spielen, kommt dem Vermehrungsgut bei der Baumhasel eine große Rolle zu. Auch weil die Qualität des verwendeten Saat- oder Pflanzmaterials nicht zuletzt über den Erfolg oder Misserfolg einer Kultur entscheiden kann. Das aktuell auf dem Markt erhältliche Saat- und Pflanzgut von



Abb. 5: Früchte der Baumhasel (Foto: S. Lieven)

C. colurna wird meist ohne Herkunftsangaben angeboten. Da die Art nicht dem Forstvermehrungsgutgesetz (FoVG) unterliegt (BLE 2002) wird das Angebot in Mitteleuropa derzeit hauptsächlich durch Saatgut von Park- und Straßenbäumen gedeckt. Dies führt zu nicht dokumentierter Verbringung und Durchmischung ursprünglichen Genmaterials über weite Distanzen und mehrere Generationsabfolgen. Das Risiko von Inzuchteffekten und genetischer Verengung ist sehr hoch. Es ist daher nicht ratsam, solches Material für den forstlichen Anbau zu verwenden. Untersuchungen haben gezeigt, dass die natürlichen Vorkommen von *C. colurna* in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet phänotypische sowie genetische Unterschiede aufweisen (METTENDORF 2016, ŠEHO et al. 2016, 2019, FRISCHBIER 2020). Für Kulturen sollte daher nur Pflanzgut mit gesicherten Herkunftsangaben verwendet werden (siehe Kapitel 3.2.8).

Wurzelnackte Pflanzen der Baumhasel sollten unbedingt vor Austrieb gepflanzt werden. Da die Art sehr früh austreibt, sollte – abhängig vom Standort und vom Witterungsverlauf – bis Ende März gepflanzt worden sein. Das Tauchen in Verdunstungsschutzmittel kann zweckmäßig sein. Ausreichende Feuchtigkeit für die Wurzeln vor und während der Pflanzung ist für den Erfolg der Kultur von Bedeutung. Aufgrund der intensiven Wurzelentwicklung sollten keine Pflanzen verwendet werden, die älter als zwei Jahre sind. Als Pflanzverband bieten sich sowohl enge Pflanzverbände von 2,0 x 1,0 m bis 2,0 x 2,0 m an, als auch Weitverbände bis zu 6,0 x 6,0 m. Gemäß ihrem natürlichen Vorkommen ist es günstig, die Art gruppen- oder einzelbaumweise einzubringen. Die Verluste bei Aufforstungen steigen stark an, wenn zu spät im Frühjahr gepflanzt wird oder wenn auf der Fläche starke Wasserkonkurrenz, z. B. durch Vergrasung, vorherrscht (ALEXANDROV 1995, PAULS 2006, RUHM 2013, ŠEHO et al. 2016, 2019).

ŠEHO et al. (2019) verweisen darauf, dass Ergebnisse eines

Versuches in Süddeutschland gezeigt haben, dass die Baumhasel auch für den Voranbau unter Fichte und Kiefer verwendet werden kann.

Waldbau

Aufgrund der bisher nur wenigen, jüngeren Anbauten der Baumhasel in Deutschland bestehen weiterhin noch offene Fragen zur Massenleistung und zur waldbaulichen Behandlung. Lediglich o. g. Wuchsvergleiche mit Baumarten und die Beobachtungen an Einzelbäumen lassen auf die Wuchsfreudigkeit dieser Baumart schließen.

Da das Produktionsziel bei *C. colurna* aufgrund der Holzeigenschaften auf das Erziehen von wertholzhaltigen Stämmen ausgelegt sein sollte, wird eine Astung nach aktuellem Kenntnisstand sinnvoll sein. Seitenäste bleiben bei *C. colurna* lange Zeit erhalten und tragen auch zur Photosynthese bei. Eine Astung in mehreren Stufen erscheint somit angebracht (PAULS 2006, ŠEHO et al. 2019, KLEBER et al. 2020c, FRISCHBIER 2020).

3.2.4.2 Ergebnisse der Untersuchungen

Die **Auswertungen der Praxisanbauten** bei der Baumhasel fanden überwiegend in Beständen statt, welche die Derbholzgrenze noch nicht erreicht hatten. Lediglich eine der 23 aufgenommenen Praxisanbauten konnte ertrags-

kundlich aufgenommen werden (Abbildung 6). Der Vergleich mit der Ertragstafel für die Hainbuche (LOCKOW u. LOCKOW 2009a) zeigt, dass die Baumhasel in der Höhenentwicklung auf der untersuchten Fläche fast an die 2. Ertragsklasse herankommt. Im Alter 17 liegt die H_{100} bei 8,0 m. Ein Vergleich mit den in den jüngeren Beständen durchgeführten Aufnahmen zeigt jedoch, dass solche Höhen auch schon in jüngerem Alter potenziell möglich sind. In der Durchmesserentwicklung übersteigt die Baumhasel in diesem Alter sogar die 1. Ertragsklasse mit einem D_g von 8,7 cm. Aufgrund einer geringen Stückzahl von lediglich hochgerechnet 406 Bäumen je Hektar, fallen die Volumen- und Grundflächenleistungen dementsprechend klein aus. Dies ist dem auf der Fläche sehr groß gewählten Pflanzverband geschuldet.

In den verbleibenden 22 Praxisanbauten unterhalb der Derbholzgrenze wurden **Sechsbaumstichproben** durchgeführt. Betrachtet wurden bei diesen Auswertungen die Höhen- und Dichteentwicklung sowie die Konkurrenz durch in den Kulturen vorgefundene sonstige Baumarten (siehe Kapitel 2.1.1.2).

Bei der gemeinsamen Betrachtung der Alters-Höhen-Entwicklung und der Alters-Dichte-Entwicklung konnten von den 23 untersuchten Praxisanbauten am Ende nur neun als gelungen kategorisiert werden (Abbildung 7). Auffallend

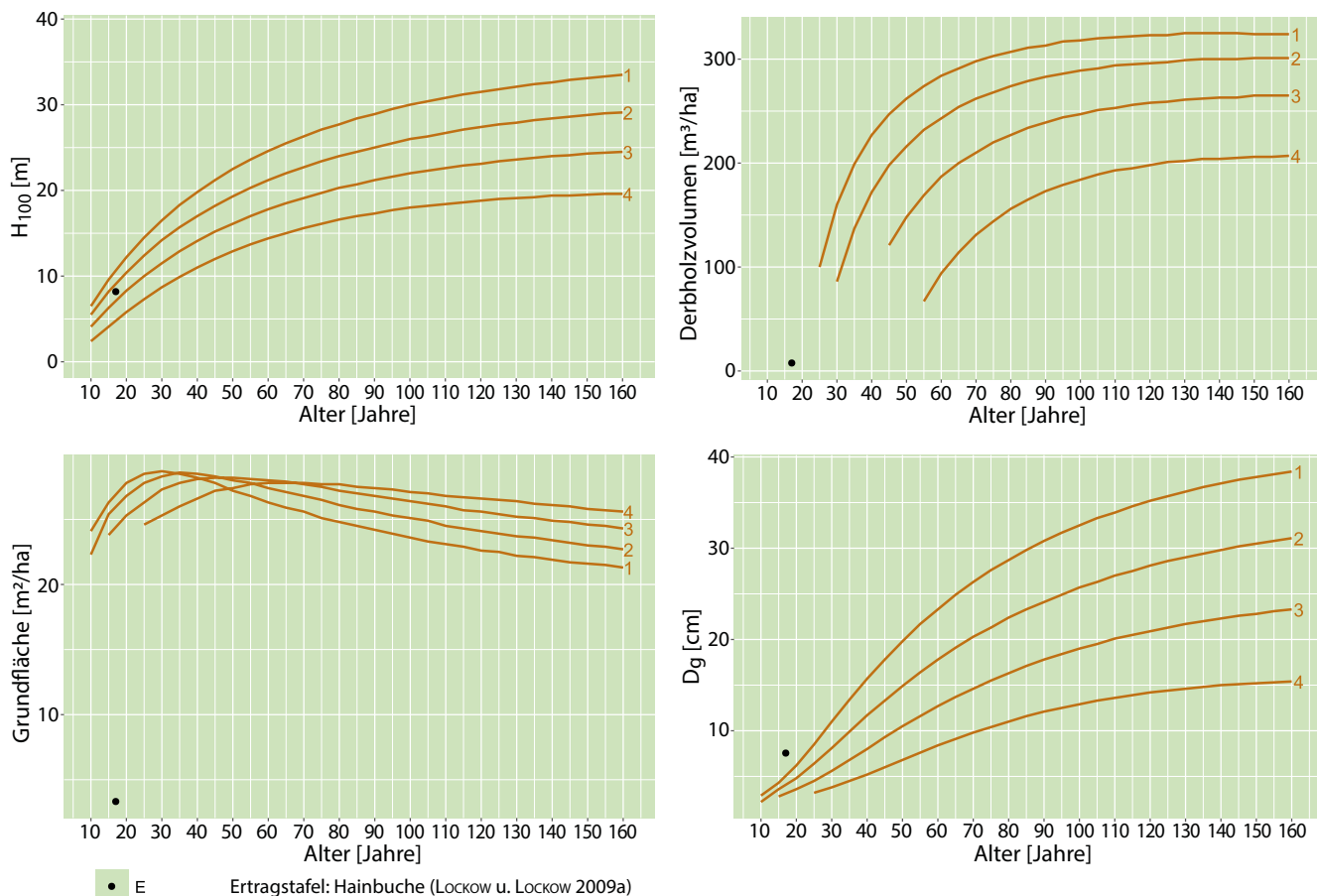


Abb. 6: Oberhöhen-, Derbholzvolumen-, Grundflächen- sowie Durchmesserentwicklung der untersuchten Praxisanbauten der Baumhasel im Vergleich zur Hainbuchenertragstafel (LOCKOW u. LOCKOW 2009a). E: Einmalige Aufnahmen

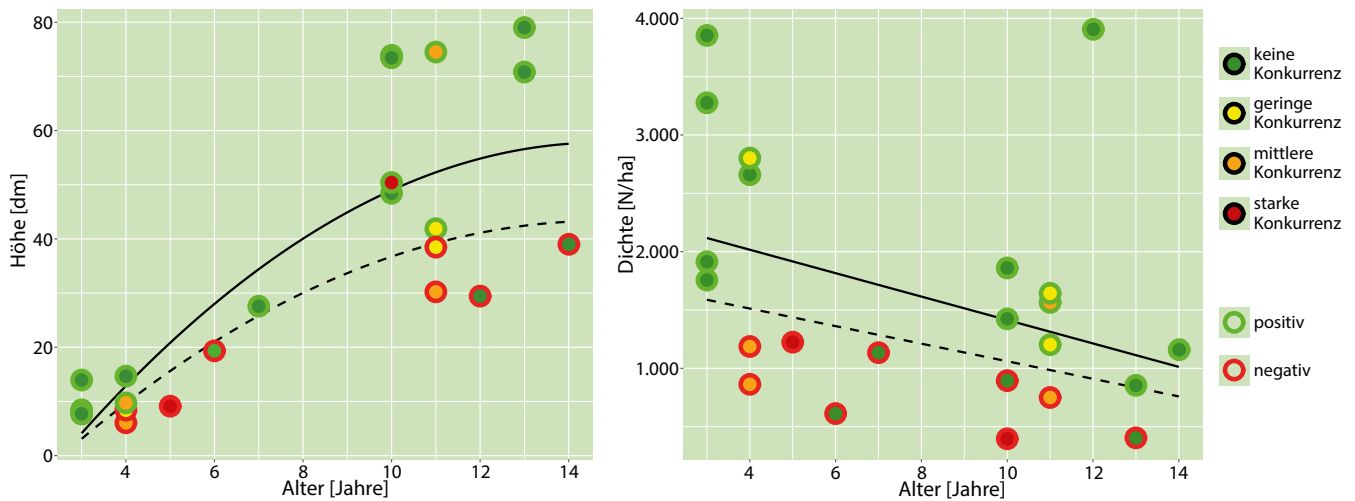


Abb. 7: Darstellung der Alters-Höhen- bzw. Alters-Dichte-Entwicklung der Baumhasel mit der ermittelten Konkurrenzintensität der Bestände durch sonstige Baumarten

bei der Höhen-Entwicklung ist das Auseinanderdriften der mittleren Bestandeshöhen mit zunehmendem Alter. Die Ursachen hierfür können vielfältig sein. Eine plausible Erklärung könnte bei dieser Baumart das Pflanzenmaterial darstellen (siehe Kapitel 3.2.4.1). Dies würde auch die zum Teil sehr geringen Pflanzenzahlen der älteren Kulturen erklären, wobei hier auch die zur Begründung verwendeten Pflanzverbände Einfluss ausüben. Die vorgefundenen Kulturen wurden teilweise mit sehr weiten Verbänden und somit sehr geringen Pflanzenzahlen begründet.

Auffallend ist, dass bei der Berücksichtigung der Konkurrenzintensität sowohl bei der Alters-Höhen-Entwicklung als auch bei der Alters-Dichte-Entwicklung diejenigen Bestände mit einer höheren Konkurrenzintensität auch diejenigen sind, die eher unter der Schwelle zur positiven Beurteilung liegen (statistisch nicht abgesichert). Die Baumhasel scheint in ihrer Jugendwachstumsphase also eine Baumart zu sein, die trotz teilweise berichteter extremer Höhenzuwachs-

leistungen, dennoch ausreichend Pflege benötigt, um sich gegen Konkurrenzbaumarten behaupten zu können.

Die Baumhasel war auch Teil des Pflanzenportfolios der **Anbauversuche** (siehe Kapitel 2.1.3) in Hessen. Abbildung 8 zeigt die Überlebensrate (links) sowie die Höhenentwicklung (rechts) auf den vier Flächen. Bei der Überlebensrate ist deutlich zu erkennen, dass die Baumhasel im ersten Standjahr teils erhebliche Verluste erlitten hat, die im Wesentlichen auf die extreme Witterung des Jahres 2022 zurückzuführen sein dürften. Doch auch in den Jahren 2023 und 2024, welche von der Witterung im Vergleich zum Jahr 2022 günstigere Wuchsbedingungen aufwiesen, starben über alle Flächen hinweg nennenswerte Anteile an Baumhaselindividuen ab. Die Ergebnisse bestätigen, dass die Baumhasel im Zeitraum nach der Begründung empfindlich gegenüber Trockenheit ist. Besonders drastisch waren die Verluste auf der Versuchsfläche bei Darmstadt. Auf dem dortigen sandigen Substrat überlebten

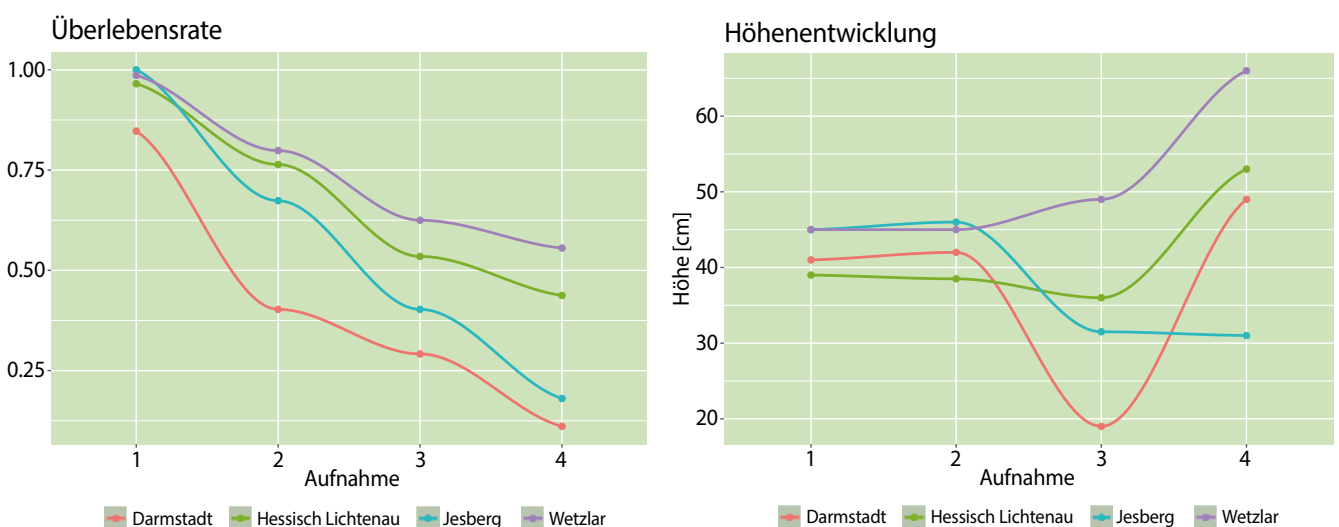


Abb. 8: Überlebensrate (links) sowie Höhenentwicklung (rechts) der Baumhasel auf den vier Anbauversuchen in Darmstadt, Hessisch Lichtenau, Jesberg und Wetzlar in Hessen. Bei der Höhenentwicklung wurden jeweils nur die zum Aufnahmezeitpunkt noch lebenden Exemplare berücksichtigt.

nach der ersten Vegetationsperiode 2023 lediglich 41 % der Baumhaselpflanzen; am Ende der Vegetationsperiode 2024 waren es hier nur noch 11 %. Bei der Höhenentwicklung sind im ersten Standjahr auf allen vier Anbauversuchen keine großen Veränderungen eingetreten. Die Baumhasel scheint nach der Pflanzung durch den Pflanzschock im Höhenwachstum zu stocken, bzw. trocknet teilweise auch zurück. Nach der zweiten Vegetationsperiode konnte nur auf der Fläche bei Wetzlar eine positive Höhenentwicklung der überlebenden Pflanzen beobachtet werden. Auf den anderen Flächen ist die Höhenentwicklung rückläufig, was zum einen auf ein Zurücktrocknen der Pflanzen, zum anderen aber auch auf Regenerationen oberirdisch zunächst abgestorbener Individuen durch Stockausschläge zurückzuführen ist. Durch die gute Witterung im Jahr 2024 wiesen die noch verbliebenen Exemplare auf den Flächen überwiegend ein gutes Höhenwachstum auf. Lediglich in Jesberg stagnierte das Wachstum aus bisher unbekannten Gründen.

Der Pflanzschock bei der Baumhasel sowie das Zurücktrocknen der Triebe sind auch bei den verschlüsselten Schäden zu beobachten. Bei der Schadbonitur im Sommer des ersten Standjahres 2022 sind die meist verschlüsselten Schäden „Dürre Krone“, „Hitze“ und „Trocknis“ gewesen. Als Resultat dieser Schäden folgt in den nachfolgenden Aufnahmen bzw. Bonituren der Schaden „Terminalknospe fehlt“ bei einem nennenswerten Anteil der noch lebenden



Abb. 9: Noch lebende Hauptpflanze (links) mit sehr vitalem Trieb aus Stockausschlag (rechts) (Foto: S. Lieven)

Pflanzen. Insgesamt zeigt der Verlauf der Schäden, dass sich die Pflanzen, sofern sie den Schaden überlebt haben, von diesem erholen konnten.

Zusammenfassend weisen die Anbauversuche nach der kurzen Betrachtungsdauer teils deutliche standörtliche Unterschiede auf. Sie zeigen aber auch, dass bei trockenen Bedingungen nach der Begründung mit Ausfällen zu rechnen ist. Diese können teilweise durch Stockausschläge kompensiert werden, aber lange nicht in ganzem Umfang. Die Schäden beschränken sich ebenfalls auf Folgen der Hitze und Trockenheit.

3.2.5 Gefährdungen

Obwohl *C. colurna* im Allgemeinen als sehr widerstandsfähig gegenüber abiotischen und biotischen Schädigungen gilt (RUHM 2013, ŠEHO et al. 2019) gibt es in den letzten Jahren auch vermehrt Berichte über vitalitätsgeschwächte Exemplare dieser Art.

BLASCHKE (2014) berichtet von nachgewiesenem Befall der Baumhasel mit dem spezifischen Blattpilz *Phyllosticta coryli* sowie mehreren Schwächepilzen wie *Diaporthe decedens* und *Henderosonia corylaria*. Die betroffenen Bäume zeigten eine schleichende Verlichtung und trieben am Ende nur noch spärlich aus. Einher ging das Krankheitsbild mit Schleimfluss an den Stämmen, weshalb ein Zusammenhang mit Bakterien vermutet wird.

PETERCORD (2016) berichtet ebenfalls von vermehrt auftretenden Fällen bei *C. colurna* im Zusammenhang mit dem Blattpilz *Phyllosticta coryli*. Er beschreibt den Prozess als ein Vitalitätsproblem, bei dem die Bäume eine zunehmende Verlichtung der Krone zeigen, die letztlich auch zum Absterben der betroffenen Bäume führen kann. Betroffene Bäume zeigen bereits kurz nach dem Blattaustrieb, der jährlich schwächer ausfällt, Welkeerscheinungen und im weiteren Verlauf der Vegetationsperiode vorfristigen Laubabfall, absterbende Äste und Kronenpartien. Die Rinde der abgestorbenen Äste erscheint dunkel verfärbt und löst sich leicht ab. Im Querschnitt finden sich Verfärbungen des Kambiums und des Splintbereichs. Auffälligerweise stehen erkrankte Bäume häufig schon seit Jahren bzw. Jahrzehnten am Standort und in unmittelbarer Nachbarschaft zu vitalen Bäumen, die bisher keinerlei Symptomatik zeigen. Auch in den Praxisanbauten wurden bei den Bereisungen vitalitätsgeschwächte ältere Individuen beobachtet. Die absterbenden Bäume wiesen dabei ein Aufplatzen der Rinde im Stammbereich sowie vermehrten Stockausschlag auf. Zwei Untersuchungen der Abteilung Waldschutz der NW-FVA an geschädigten Individuen konnten in beiden Fällen keinen Zusammenhang zwischen dem Absterben und pilzlichen Schaderregern feststellen. Es wird davon ausgegangen, dass durch Wassermangel ausgelöster Trockenstress die Ursache darstellt. Wuchshüllen könnten

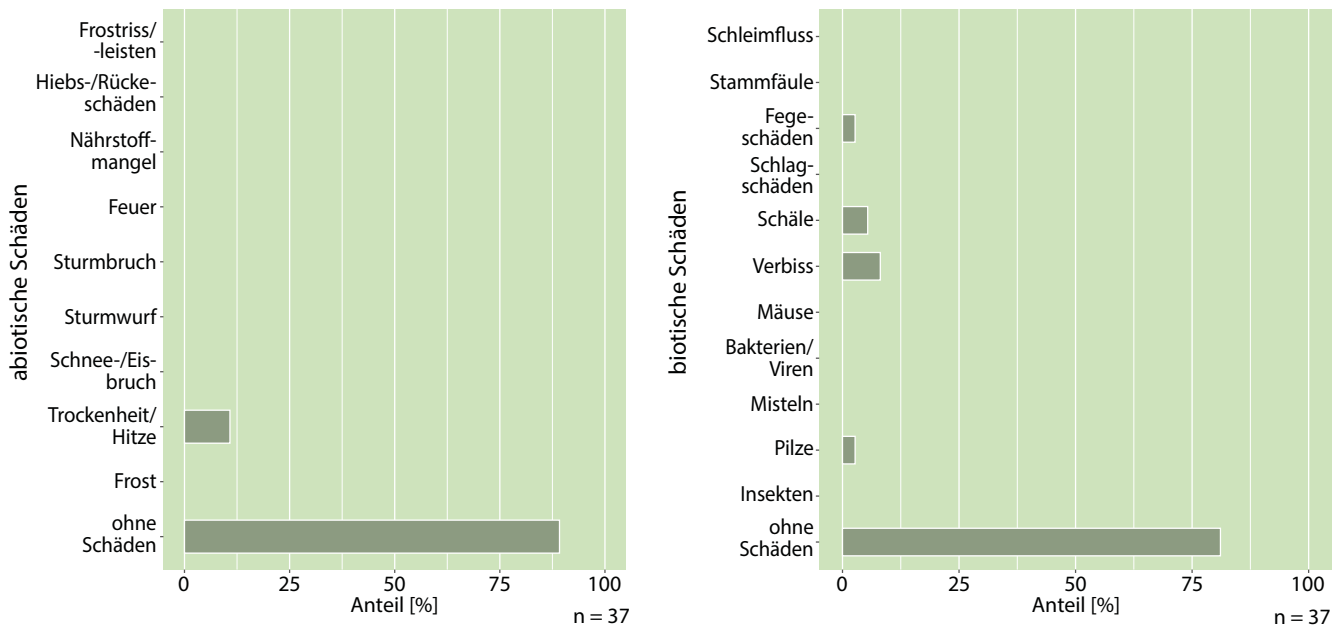


Abb. 10: In den Praxisanbauten vorgefundene abiotische und biotische Schäden an *C. colurna*

diesen Schadprozess noch begünstigt haben. Insbesondere bei sehr heißen und strahlungsintensiven Witterungsbedingungen kann sich die Luft in einer sonnenbeschienenen Wuchshülle um bis zu 10 °C mehr gegenüber der Außenlufttemperatur erwärmen und stellenweise können sogar Maximaltemperaturen von über 50 °C erreicht werden (BERGEZ u. DUPRAZ 2009). Zwar sollen Lüftungslöcher der Wuchshüllen einen Temperaturstau verhindern, jedoch wird deren Funktion durch einwachsende Begleitvegetation oder im Falle der Baumhasel durch Stockaus-schläge stark abgesenkt. Auf Anbauversuchen in Hessen mit alternativen Baumarten und dort installierten Temperaturmessstationen wurden im Sommer 2022 auf 1 m Höhe über dem Boden Lufttemperaturen von über 38 °C gemessen. Geht man von solchen Temperaturen aus, sind zu Spitzenzeiten nach den oben aufgeführten Untersuchungen Temperaturen innerhalb der Wuchshülle von bis zu 48 °C möglich. Rindentemperaturen mit deutlich über 40 °C können zum Absterben des Kambiums führen. Darüber hinaus verursachen hohe Temperaturunterschiede zwischen Nord- und Südseite starke Spannungen und können zu Rindenrissen führen (BÖLL et al. 2021). Unter normalen Wuchsbedingungen übersteht *C. colurna* kurzzeitige Temperaturmaxima von +40 °C und -minima von -38 °C ohne Schäden (ALEXANDROV 1995, PAULS 2006, RUHM 2013). ŠEHO et al. (2019) ordnen die Art der Winterhärtezone 5b zu. Auch Früh- und Spätfroste stellen laut Literatur kein Problem dar. PAULS (2006) schreibt über seine Erfahrungen, dass das junge Blatt trotz des frühen Austriebes der Baumhasel sehr kälteresistent sei und dass Frosteinbrüche im April oder Mai im halbgrünen Zustand ausgesessen würden. Demgegenüber stehen jedoch Berichte über Frostschäden von RICHTER (2012) sowie eigenen Beob-

achtungen auf den Anbauversuchen, auf denen Spätfrostschädigungen an Baumhasel in geringem Umfang aufgetreten sind. Auch in aktuellen Herkunftsversuchen mit Baumhasel in Deutschland traten an einzelnen Standorten Spätfrostschäden an den Pflanzen auf, sodass FRISCHBIER et al. (2024) empfehlen, grundsätzlich Standorte mit Spätfrostgefahr für den Baumhaselanbau zu meiden.

An ungeschützten Exemplaren in den Praxisanbauten trat sowohl Verbiss durch Reh- und Rotwild als auch Schäle durch Rotwild auf. Des Weiteren wurden Fegeschäden durch Rehwild beobachtet. Ein Schutz der Kulturen wird dementsprechend empfohlen (PAULS 2006, RUHM 2013, ŠEHO et al. 2019, FRISCHBIER 2020).

In Österreich wurde der Asiatische Haselmehltau (*Erysiphe corylacearum*) bereits an der Baumhasel festgestellt. Mit zusätzlichen Wirtspflanzen von *C. colurna* neben den

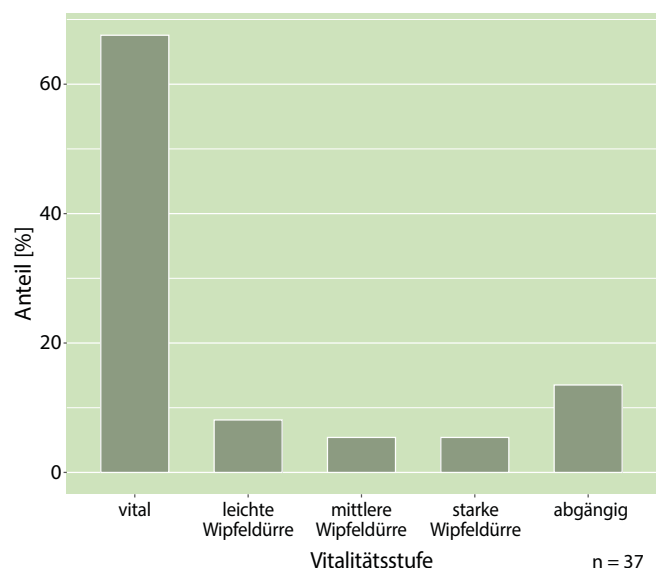


Abb. 11: Vitalitätsansprache der Praxisanbauten von *C. colurna*

bereits etablierten Straßenbäumen könnte die Ausbreitung dieses Pathogenes voranschreiten (AUF DER MAUR et al. 2021). Auch Hallimaschbefall (*Armillaria* spp.) ist bei der Baumhasel möglich (KLEBER et al. 2020c).

Die Astanbindungen bei *C. colurna* sind meist sehr belastbar, weshalb Schneebruchschäden bei der Verwendung im Wald keine Rolle spielen sollten (PAULS 2006).

Da die Baumhasel im Gegensatz zu anderen Haselnussarten keine Wurzelbrut ausbildet (PAULS 2006, RUHM 2013), die Samen schwer sowie hoch attraktiv für Mäuse und Vögel sind und die Konkurrenzkraft des Wachstums gegenüber den heimischen Arten gering ist, ist *C. colurna* als nicht invasiv einzustufen.

3.2.6 Holzverwendung und Stammqualitäten begutachteter Bestände

Das Holz der Baumhasel war früher unter den Namen „Türkische Nuss“, „Rosenholz“ oder „Palisander“ bekannt und wurde häufig für die Herstellung hochwertiger Möbel verwendet. Es war aufgrund der dunklen, dekorativen rötlichen Färbung so beliebt, dass es zu der o. g. Übernutzung der Baumart in ihrem Verbreitungsgebiet gekommen ist (ŠEHO et al. 2019, KLEBER et al. 2020c).

Das zerstreutporige Holz setzt sich aus einem blass gelblichen bis rötlichen Splint und einem hell rötlich-braunen Kern zusammen. Dieser kann in alten Stämmen 50 – 60 % des Stammquerschnittes auf Brusthöhe ausmachen. Das Holz ist mittelhart, ungefähr wie Bergahorn. Jahrringe und Holzstrahlen sind nur wenig ausgeprägt. Das Holz lässt sich gut bearbeiten und ist gut spaltbar (ALEXANDROV 1995, ALTEHELD 1996, RUHM 2013, ŠEHO et al. 2019, WAGENFÜHR u. WAGENFÜHR 2022).

Verwendung findet das Holz aufgrund der Färbung im

Möbelbau und in der Drechslerei, kann aber auch als Bauholz eingesetzt werden. Auf Submissionen wurden Preise von 300 – 650 € pro m³ erzielt (ALEXANDROV 1995, ŠEHO et al. 2019, WAGENFÜHR u. WAGENFÜHR 2022).

Aufgrund des wipfelschäftigen Wuchses der Baumart sind bei geeignetem Vermehrungsgut sehr gute Qualitäten zu erwarten. In den Praxisanbauten wurden nur wenige Bestände mit schlechter Wuchsform angesprochen (Abbildung 12). Das Fehlen der Gruppe „besser als B“ ist auf das Altersspektrum der Bestände zurückzuführen. Eine Einschätzung über B-Qualitäten hinaus wäre in so jungen Beständen große Spekulation, da zur Wertholzerzielung z. B. auch Ästungen eine Rolle spielen.

3.2.7 Sonstige Ökosystemleistungen

Neben der Holznutzung kommt bei der Baumhasel auch die Nutzung der Früchte in Betracht, da diese im Aufbau, Nährstoffgehalt und Geschmack der Haselnuss sehr ähnlich sind. Sie werden in der Süßwarenindustrie eingesetzt oder zur Ölgewinnung verwendet. Das aus den Nüssen gewonnene Öl findet wiederum Verwendung in der pharmazeutischen Industrie oder zu Herstellung von Ölfarben (ALEXANDROV 1995, RUHM 2013). Darüber hinaus besitzt die Baumhasel als nussproduzierender Baum auch einen großen Wert für unsere Tierwelt (PAULS 2006).

3.2.8 Genetik

C. colurna kann mit der heimischen *C. avellana* (L.) hybridisieren. Die Hybriden werden je nach Literatur als *C. avellana* x *C. colurna* bzw. *C. colurna* x *C. avellana* oder als *C. x colurnoides* C.K.SCHNEID benannt (ALEXANDROV 1995, BOMBLE 2019). Das Vorkommen dieser Hybriden wird jedoch als selten beschrieben. Die Hybriden sind zumeist auch nicht reproduktionsfähig (ERDOĞAN u. MEHLENBACHER 2000, BOMBLE 2019, ŠEHO et al. 2019). Inwiefern sich ein vermehrter Anbau der Baumhasel auf das Vorkommen von Hybriden auswirken wird, ist derzeit nicht abzuschätzen.

C. colurna ist eine recht polymorphe Art. Verschiedene Herkunftsfälle können zu unterschiedlichen Kronenformen führen. Auch sind zwischen den verschiedenen Beständen im natürlichen Verbreitungsgebiet Unterschiede im Wachstum und der Qualität zu erkennen. Herkunftsprüfungen und Anbauversuche zur Überprüfung der Eignung des Vermehrungsgutes unter den hiesigen Bedingungen sind deswegen extrem wichtig (ALEXANDROV 1995, ŠEHO et al. 2019, KLEBER et al. 2020c). Untersuchungen zwischen verschiedenen Populationen im natürlichen Verbreitungsgebiet haben ergeben, dass die genetische Differenzierung zwischen diesen Populationen stark und signifikant ist. Es gab eine eindeutige geografische Gliederung, welche sich durch die ausgeprägte Ökologie der Baumhasel

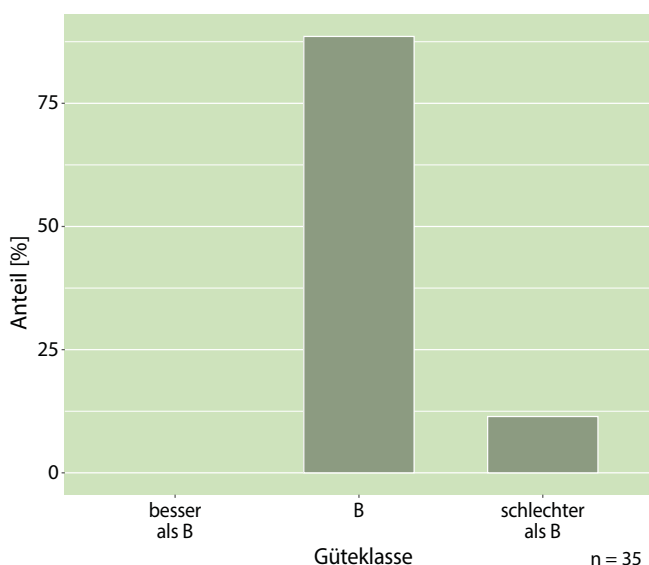


Abb. 12: Qualitätseinschätzung der Praxisanbauten von *C. colurna* anhand einer optischen Stehendansprache eines potenziellen Z-Baumkollektivs

erklären lässt. Sie steht in direktem Zusammenhang mit trockenheitstoleranten Standorten und menschlicher Übernutzung und Fragmentierung der Baumhasel (JANBEN et al. 2021, FRISCHBIER et al. 2024).

Im Projekt „CorCed“ wurden am Bayerischen Amt für forstliche Saat- und Pflanzenzucht (ASP) geeignete Bestände mit ausreichender genetischer Differenzierung identifiziert (Tabelle 1) (ŠEHO u. HUBER 2018a). Diese Liste kann für die forstliche Praxis bereits jetzt, vor dem Vorliegen von Ergebnissen umfangreicher Anbau- und Herkunftsversuche, als Orientierung bei der Beschaffung von forstlichen Pflanzgut dienen. Diese Bestände wurden begutachtet, auf ihre genetische Differenzierung hin untersucht und für die Gewinnung von Ausgangsmaterial zur Anzucht von forstlich verwendbarem Pflanzgut als geeignet eingestuft. Recherchen im Projekt „Anbauwürdigkeit und ökologische Zuträglichkeit alternativer Baumarten in Hes-

sen“ haben gezeigt, dass es neben vielen Angeboten ohne Herkunftsangaben auch möglich ist, Pflanzmaterial aus den gelisteten Beständen zu erhalten. Von Anbauten ohne Herkunftsangaben ist aus den bereits genannten Gründen abzuraten. Um spätere Rückschlüsse auf die Eignung der Herkünfte zuzulassen, sollte die verwendete Herkunft nachhaltig dokumentiert werden.

Erste Ergebnisse aus Herkunftsversuchen in Deutschland zeigen, dass die Herkunft aus Bolu, welche auch in den Anbauversuchen des Projektes zum Einsatz kam, geringe Mortalitätsraten aufweist. Überlegen im Wuchs und Überleben zeigte sich in diesen Versuchen jedoch eine Herkunft aus Bulgarien (Byala). Ein Vergleich zwischen einer Herkunft auf unterschiedlichen Standorten liefert Hinweise darauf, dass der Standort einen wesentlichen Einfluss auf das Überleben und das Wuchsvermögen bei der Baumhasel hat (FRISCHBIER et al. 2024).

Tab. 1: Die Baumhasel unterliegt nicht dem FoVG. Umso wichtiger ist es bei Begründung von Beständen geeignetes Vermehrungsgut zu verwenden, da der Erfolg einer Forstkultur von diesem unmittelbar abhängt. Im Projekt „CorCed“ wurden am Bayerischen Amt für forstliche Saat- und Pflanzenzucht (ASP) geeignete Bestände mit ausreichender genetischer Differenzierung identifiziert (ŠEHO u. HUBER 2018a).

Land	Herkunft	Höhe [m ü. NN]	Niederschlag [mm]	Temperatur [°C]
Deutschland (Bayern)	EB Nikolausberg	300	750	9,9
	EB Bismarckwäldchen	300	750	9,9
Bosnien- Herzegowina	EB Rogatica	950	1.006	10,2
	EB Konjic	1.300	1.211	12,7
Bulgarien	EB Klisura	950	603	10,3
	EB Bjala	250	623	10,2
	EB Elin Pelin	800	586	10,2
	EB Varbitsa	650	589	10,6
	EB Smjadovo	650	599	10,8
Rumänien	EB Oravita	620	699	10,5
	EB Tismana	578	625	10,5
Türkei	EB Tosya	960	490	10,7
	EB Arac	1.020	537	10,5
	EB Tunuslar	1.320	668	8,5
	EB Müselimer	1.150	668	8,5
	EB Bolu	1.100	573	10,9
Serbien	EB Surdalica	1.070	550	10,3
	EB Maljen	710	788	11,3
	EB Zlatibor	960	896	10,6
	EB Derdap	560	650	10,7
	EB Kozijak	995	550	11,3
	EB Ozren	830	653	10,3
	EB Kuršumlja	940	573	11,8

3.3 Eibe (*Taxus baccata*)

Taxus baccata LINNÉ, 1753

engl.: common yew, english yew, european yew, yew

Familie: Taxaceae



3.3.1 Zusammenfassende Bewertung



Anbauempfehlung

Die Untersuchungen und die Literatur zeigen, dass die Eibe (*Taxus baccata*) eine extrem anpassungsfähige Baumart ist, die unterschiedlichste Lebensräume besiedeln kann und sich durch eine Kombination aus Schattentoleranz, Trockenheitsresistenz und Frosttoleranz auszeichnet. Diese ökologischen Eigenschaften ermöglichen ihr

das Überdauern in diversen Waldökosystemen, wobei die Standortsansprüche hinsichtlich des Bodens, des Wassers und des Klimas sehr variabel sind. Die Art gilt als gefährdet und steht unter Schutz. Als ökologische Beimischung kann die Art beim Aufbau klimaresilienter Wälder dienen.

	Merkmal	Bewertung	Erläuterung
Klimaanpassung in Anlehnung an Otto (1993)	Standortsanpassung	+	Besitzt grundsätzlich eine hohe ökologische Plastizität, bevorzugt aber basenreiche, gerne auch kalkreiche Böden mit guter Wasserspeicherkapazität; kann aber auch auf sehr trockenen, skelettreichen Böden vorkommen
	Bodenpfleglichkeit	++	Die Eibe ist als bodenpflegliche Art einzustufen; die Tiefendurchwurzelung auch extremer Standorte kann Erosion vorbeugen
	Keine Krankheitsverbreitung	+++	Nach aktuellem Kenntnisstand geht von der Eibe keine Gefährdung für andere Arten aus
	Keine Anfälligkeit	+++	Trotz einiger Pathogene, die an der Eibe vorkommen, sind die Vorkommen dadurch nicht gefährdet; die größte Gefahr geht nach einigen Einschätzungen aktuell durch Wildverbiss aus
	Mischbarkeit	++	Das extrem langsame Wachstum der Eibe birgt die Gefahr der Verdrängung durch andere Arten, was durch die hohe Schattentoleranz nicht gänzlich kompensiert werden kann; bei geeigneten Bedingungen kann die Eibe als einzelbaumweise bis kleinflächenweise Beimischung eingebracht werden
	Naturverjüngung	-	Bei Vorkommen fruktifizierender Altbäume und geeigneten Keimbedingungen findet sich i. d. R. Naturverjüngung ein, die bisweilen jedoch einem deutlichen Verbißdruck unterliegt
	Waldstrukturen	+++	Die hohe Schattentoleranz ermöglicht es, die Eibe als gesonderte Schicht in Laubholzbestände einzubringen. Es ergeben sich dadurch strukturreiche Bestände mit hohem ökologischem Wert

+++ äußerst positiv ++ sehr positiv + positiv --- äußerst negativ -- sehr negativ - negativ ? unklar

3.3.2 Verbreitung

Die europäische Eibe (*Taxus baccata*) ist eine der ältesten Baumarten Europas, deren fossile Nachweise bis ins untere Miozän und sogar bis zum mittleren Jura vor etwa 150 Millionen Jahren zurückreichen. Ihr heutiges Verbreitungsgebiet reicht vom Rifgebirge und dem Atlas in Nordafrika über die Sierra Nevada, die Pyrenäen, Ostfrankreich, die Bretagne, Irland, England und Schottland bis nach Schweden und Norwegen (bis 62,5° nördlicher Breite), weiter über das Baltikum, Polen, den Karpatenbogen, die Balkanhalbinsel, Sizilien, Sardinien und Korsika bis zur Krim, dem Taurusgebirge, dem Kaukasus und den Nordpersischen Gebirgen. Die nördliche Verbreitungsgrenze

liegt in Westnorwegen, während die östliche Ausbreitung bis Lettland, entlang der russisch-polnischen Grenze, zu den östlichen Karpaten und in den Norden der Türkei reicht. Im Süden verläuft die Grenze im Norden Marokkos und Algeriens, entlang der Mittelmeerküste bis zur Südtürkei und von dort in den nördlichen Iran. In Europa ist die Eibe vor allem in ozeanisch geprägten Klimazonen mit gemäßigten Temperaturen heimisch und zeigt eine deutliche Präferenz für Regionen mit ausreichender Feuchtigkeit. In Nordeuropa wird ihre Ausbreitung durch niedrige Temperaturen und Staunässe begrenzt, während im Süden Trockenheit und hohe Temperaturen ihre Verbreitung einschränken. Daraus ergibt sich eine Verschiebung der

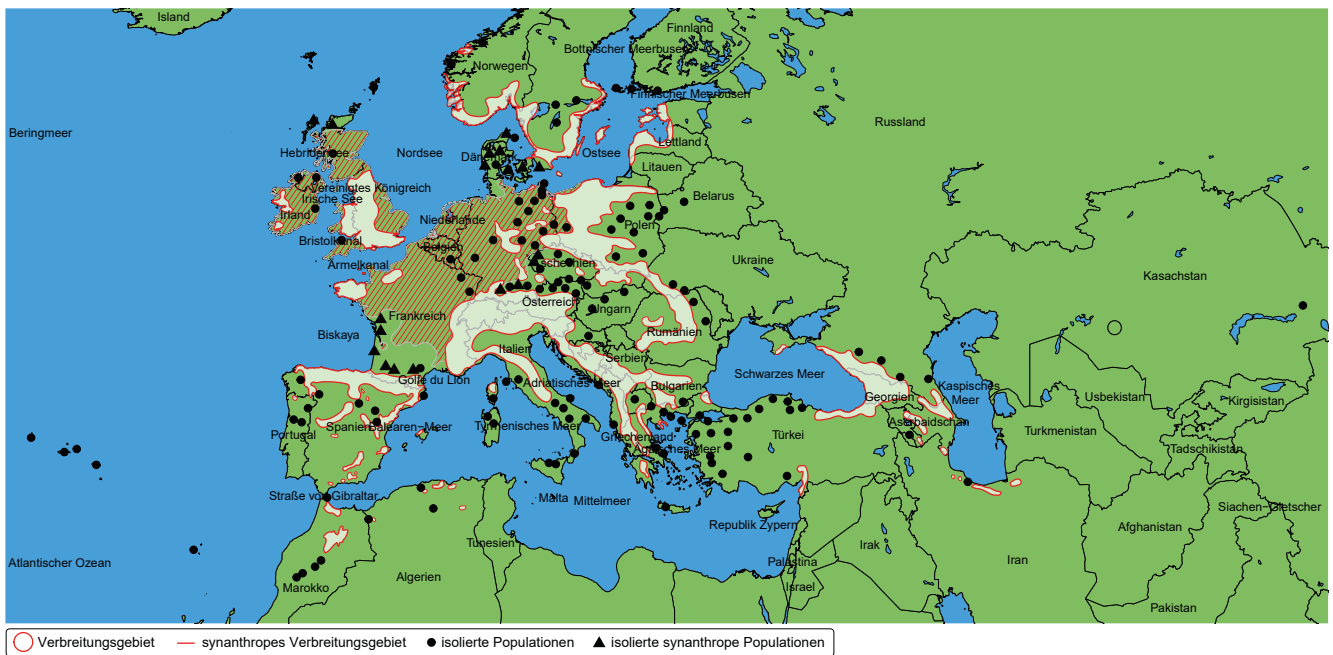


Abb. 1: Verbreitungsgebiet von *Taxus baccata*. Quelle: CAUDILLO et al. (2023)

Höhenverbreitung: Während sie in Mitteleuropa vor allem in der Montanstufe vorkommt, ist sie im Mittelmeerraum meist auf höhere Lagen an Nordhängen beschränkt (SCHÜTT 1992, 1994, EICHBERGER u. HEISELMAYER 1995, THOMAS u. POLWART 2003, RASCHKA 2009, FRITSCH u. KAMP 2013a, BENHAM et al. 2021). Historisch betrachtet war die Eibe im letzten Interglazial und nach der letzten Eiszeit im heutigen Verbreitungsgebiet deutlich häufiger. Mooranalysen zeigen, dass sie einst einen wesentlich größeren Anteil an der Vegetation hatte. Die heutige starke Fragmentierung ihres Areals ist vor allem auf menschliche Übernutzung im Mittelalter zurückzuführen, wobei die Eibe für Waffen, Bögen und andere Zwecke begehrt war. Hinzu kommt die Konkurrenz durch die Buche (*Fagus sylvatica*), die durch ihre höhere Wuchsleistung und Konkurrenzkraft die Eibe vielerorts verdrängt hat. Weitere Gründe für den Rückgang sind die starke Verbissbelastung durch Schalenwild, die geringe wirtschaftliche Bedeutung in der Forstwirtschaft und die Langsamwüchsigkeit der Art (RUDOW 2001a, FRITSCH u. KAMP 2013a).

In Deutschland gibt es drei Verbreitungsschwerpunkte: entlang der Ostseeküste, im westlichen Mitteldeutschland (z. B. Weser- und Leinebergland, Eichsfeld, Ringgau, Werragebiet, Hessen-Nassau, Thüringen) sowie in den süddeutschen Mittelgebirgen (z. B. Schwarzwald, Bodenseegebiet, Schwäbische Alb, Fränkischer Jura, Bayerischer Wald und Alpenvorland). Im europäischen Vergleich bestehen größere Populationen heute vor allem an der slowakischen Karpatenabdachung, im Balkan (insbesondere Bosnien-Herzegowina), in der Türkei (Pontisches Gebirge bis Westkaukasus) und entlang der Alpen-Nordabdachung (Schweiz, Vorarlberg, Salzburg) (SCHÜTT 1994, RUDOW 2001a, FRITSCH u. KAMP 2013a).

Die Eibe ist heute in ganz Europa selten, gilt als bedroht und ist in vielen Ländern, darunter Deutschland, gesetzlich geschützt. Sie steht aufgrund der zurückgehenden Bestände in Deutschland auf der Vorwarnliste der Roten Liste. Ihre Fähigkeit, selbst bei geringster Lichtintensität zu überleben, hat ihr das Überdauern bis in die Gegenwart ermöglicht, wenngleich die Bestände stark zurückgegangen und vielerorts fragmentiert sind (FRITSCH u. KAMP 2013a).

3.3.3 Standort

T. baccata zeichnet sich durch eine bemerkenswerte ökologische Plastizität aus und kann auf einer Vielzahl von Böden gedeihen. Typischerweise bevorzugt sie humose und basenreiche Böden, wächst aber auch auf trockenen Rendzina- und Sandböden, sofern genügend Feuchtigkeit vorhanden ist. Besonders förderlich für ihr Wachstum sind schwere, kalkreiche, stets frische und im Oberboden humusreiche Lehme, wobei Rendzinen und mäßig

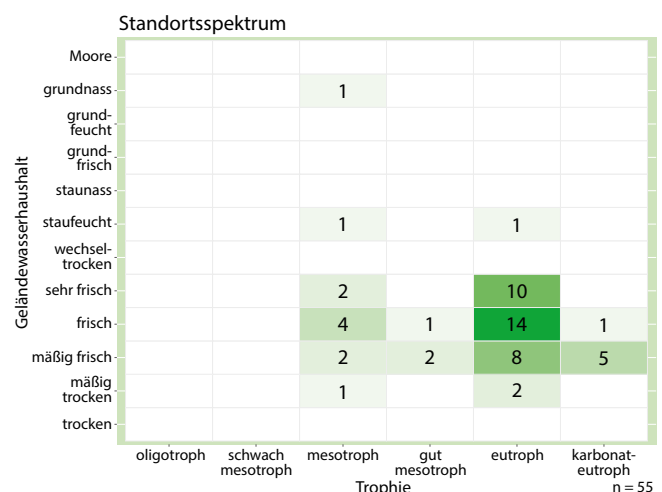


Abb. 2: Standortsspektrum der untersuchten Praxisanbauten der Eibe

podsoliierte Braunerden am häufigsten besiedelt werden. Grundsätzlich ist die Eibe aber bodenvag und findet sich sowohl auf kalkhaltigen als auch auf silikatischen Substraten, auf organischen Böden und sogar auf kahlen, trockenen Felsstandorten, was ihre hohe Trockenheitsverträglichkeit unterstreicht (SCHÜTT 1994, RUDOW 2001a, RASCHKA 2009, FRITSCH u. KAMP 2013a, BENHAM et al. 2021).

In Bezug auf die Bodenfeuchte gilt, dass die Eibe bevorzugt auf frischen, lehmigen, basenreichen Böden in luftfeuchter Lage wächst, aber auch auf trockenen Steilhängen und sandigen Standorten gedeiht. Das Wachstum ist jedoch auf gut durchwurzelbaren und nährstoffreichen Böden am stärksten ausgeprägt. Sie wachsen ebenso gut auf dünnen, warmen Kreideböden, Kalksteinpflaster und Moortorf. Die Eibe ist zudem in der Lage, auf kieselhaltigen Böden aus Eruptiv- und Sedimentgestein zu wachsen. Die Art ist mäßig trockenheitstolerant und kann zeitweilige Überschwemmungen überstehen, ist jedoch empfindlich gegenüber langfristig schlechter Entwässerung. Langanhaltende Überflutungen, Staunässe sowie feuchte, saure Torf- und Tonböden werden gemieden. Ihre Trockenheitsresistenz beruht darauf, dass sie bei Wassermangel die Stomata rasch schließt und die Nadeln tiefe Zellwassergehalte tolerieren können (RUDOW 2001a, THOMAS u. POLWART 2003, RASCHKA 2009, FRITSCH u. KAMP 2013a, BENHAM et al. 2021).

Klimatisch bevorzugt die Eibe eine humide Klimlage mit hoher Luftfeuchtigkeit, wie sie in milden ozeanischen Klimaten vorherrscht. Der Temperaturbereich, in dem sie Photosynthese betreiben kann, ist größer als bei jeder anderen europäischen Baumart, sodass sie auch im Winter assimiliert, wenn andere Laub- und Nadelbäume keine Blätter bzw. Nadeln tragen. Die Nordgrenze ihres Verbreitungsgebietes korreliert mit der Januar-Isotherme von etwa -5°C , während im Osten tiefere Wintertemperaturen limitierend wirken. Im Süden ihres Areals begrenzen sowohl hohe Nachttemperaturen, die zu Produktivitätsverlust führen, als auch Sommertrockenheit ihre Ausbreitung. Die geringe Frostanfälligkeit der Eibe zeigt sich darin, dass erst wiederholte Temperaturminima unter -23°C zu Schäden führen. Allerdings ist sie bei kontinentalen Bedingungen indirekt kälteempfindlich, da sie bei starker Sonneneinstrahlung und gleichzeitigem Frost assimilieren kann, was bei gefrorenem Bodenwasser zu Frosttrocknis führt (SCHÜTT 1994, EICHBERGER u. HEISELMAYER 1995, RUDOW 2001a, THOMAS u. POLWART 2003, FRITSCH u. KAMP 2013a, BENHAM et al. 2021).

Bei Betrachtung der Standortbereiche der Praxisanbauten (Abbildung 2) wird die breite ökologische Amplitude der Eibe ersichtlich. Es zeichnet sich aber auch deutlich der präferierte Bereich von nährstoffreicheren und gleichzeitig frischen Standorten ab. Nicht ganz so deutlich wird die in der Literatur häufiger erwähnte Präferenz für Kalkstandorte, die jedoch ebenfalls enthalten sind. Weniger ver-

treten sind extrem trockene Standorte, obwohl der Baumart eine gewisse Trockenheitstoleranz nachgesagt wird und es auch einige wenige Beispiele für dieses Verhalten unter den Praxisanbauten gibt.

Die Auswertungen der Klimawerte des natürlichen Verbreitungsgebietes der Eibe sind in Abbildung 3 dargestellt. Die Jahresdurchschnittstemperatur erreicht Werte zwischen $6,8^{\circ}\text{C}$ und $10,3^{\circ}\text{C}$ und liegt im Mittel bei $8,5^{\circ}\text{C}$. Es treten Extremtemperaturen von $+36,3^{\circ}\text{C}$ sowie von $-22,4^{\circ}\text{C}$ auf. Der Jahresniederschlag beläuft sich auf rund 945 mm ($728 - 1.296$ mm). In den Monaten Mai bis September steigt die durchschnittliche Temperatur auf $15,5^{\circ}\text{C}$ an ($12,9 - 17,8^{\circ}\text{C}$) und es fallen nur 406 mm ($322 - 466$ mm) Niederschlag.

T. baccata bildet ein tief reichendes, fein verzweigtes Wurzelwerk aus. Ausgehend von einer kräftigen primären Pfahlwurzel entwickelt sich durch Verzweigungen eine Herzwurzel. Mit diesem Wurzelsystem ist die Art in der Lage, auch stark verdichtete Böden zu erschließen, und es ermöglicht es der Eibe, auch unter extremen Bedingungen wie felsigem Gelände und senkrechten Felswänden zu überleben. Als Keimling investiert die Eibe stark in ihr Wurzelsystem, was sich allerdings nicht im Höhenwachstum widerspiegelt (RUDOW 2001a, RASCHKA 2009, FRITSCH u. KAMP 2013a, BENHAM et al. 2021, KROIHER et al. 2022).

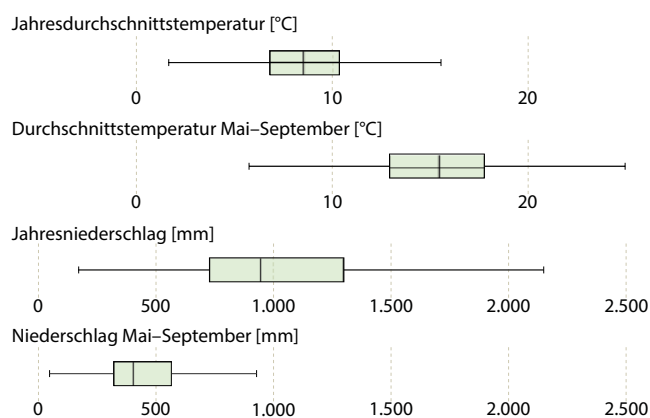


Abb. 3: Klimawerte des natürlichen Verbreitungsgebietes der Eibe extrahiert aus dem CHELSA-Datensatz (KARGER et al. 2021)

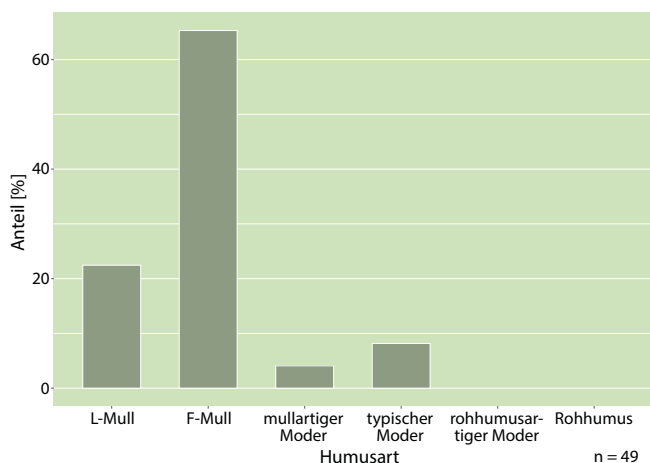


Abb. 4: Humusansprache in den Beständen der Praxisanbauten der Eibe

Die Streuzersetzung der Eibe ist gut. Dies zeigt die Humusansprache der Praxisanbauten, bei denen überwiegend gute Humusformen vorgefunden wurden (Abbildung 4). Allerdings ist die zum Teil kleinflächige bzw. einzelbaumweise Einbringung dieser Art in die Waldbestände zu berücksichtigen, sodass die angesprochene Humusform durch andere Baumarten vermutlich stärker beeinflusst wurde.

3.3.4 Wachstum und Ertrag

3.3.4.1 Übersicht

Die europäische Eibe wächst je nach Standortbedingungen strauch- oder baumförmig und kann dabei Höhen von 20 m erreichen, in Ausnahmefällen sogar bis zu 28 m. In Mitteleuropa bleibt das Höhenwachstum meist auf 15 m begrenzt, während in südeuropäischen Gebirgen vereinzelt Höhen von 20 – 25 m beobachtet werden. Bei FRITSCH u. KAMP (2013) wurden für Deutschland Exemplare mit 23 m Höhe dokumentiert. Der Brusthöhendurchmesser liegt selten bei über 60 – 80 cm, kann aber in Ausnahmefällen auch über 1 m betragen (BEYSE 1990, SCHÜTT 1992, 1994, EICHBERGER u. HEISELMAYER 1995, RUDOW 2001a, THOMAS u. POLWART 2003, RASCHKA 2009, FRITSCH u. KAMP 2013a).

Charakteristisch ist der oft mehrstämmige, knorrige und gedrungene Wuchs der Eibe, wobei die Stämme selten gerade und fast nie kreisrund sind. Die Krone ist häufig breit kegelförmig, mehrgipfelig und unregelmäßig. Die Scheinstammbildung, also das Verwachsen mehrerer aus Stockausschlag entstandener Stämme nach dem Absterben des Primärstammes, führt dazu, dass das Alter in der Vergangenheit häufig überschätzt wurde. Während einzelne Angaben von bis zu 5.000 Jahren berichten, gelten heute maximale Alter von 600 – 1.000 Jahren als gesichert, wobei die ältesten Eiben in Deutschland vermutlich zwischen 500 und 800 Jahre alt sind. Die starke Knospenbildung und Ausschlagfähigkeit sind weitere Merkmale, die das Überleben der Eibe nach Verletzungen oder Frostschäden sichern, da überall am Stamm und an den Zweigen neue Triebe aus schlafenden Knospen gebildet werden können (SCHÜTT 1994, EICHBERGER u. HEISELMAYER 1995, RUDOW 2001a, RASCHKA 2009, FRITSCH u. KAMP 2013a).

Die Eibe ist eine der schattentolerantesten Baumarten Europas. Sie kann auch bei sehr geringer Lichtverfügbarkeit, bei etwa 12 % der Lichtstärke im Freiland, noch vital bleiben, da dies ihrem Lichtkompensationspunkt entspricht. Unter noch schlechteren Lichtverhältnissen kann sie bis zu 10 Jahre lang überdauern, was der maximalen Lebensdauer der Nadeln entspricht. Unter diesen Bedingungen wird das Wachstum von der Art jedoch vollständig eingestellt. Für optimales Wachstum und Vitalität ist jedoch eine relative Lichtstärke von etwa 60 % erforderlich. Die Eibe ist zwar keine klassische Schattholzart, kann aber aufgrund

ihrer breiten Standortsamplitude und großen Schattenverträglichkeit auch in beschatteten Beständen bestehen. Sie übertrifft in ihrer Schattentoleranz sogar klassische Schattbaumarten wie Tanne und Buche (EICHBERGER u. HEISELMAYER 1995, RUDOW 2001a, RASCHKA 2009).

Das Jugendwachstum der Eibe ist extrem langsam. Beobachtungen zeigen, dass Sämlinge in den ersten acht Jahren lediglich 1 – 3 cm pro Jahr an Höhe zulegen. Erst später, bei ausreichender Lichtversorgung, erreichen die Triebe jährliche Zuwächse von 10 – 20 cm. Die Kulmination des Höhenwachstums tritt erst im Alter von 150 – 160 Jahren ein, deutlich später als bei anderen Baumarten. Auch der durchschnittliche Massenzuwachs kulminiert erst nach 200 Jahren. In der Jugend wird die Eibe aufgrund ihres geringen Wachstums leicht von der Krautvegetation und dem Jungwuchs anderer Baumarten überwachsen und verdrängt, weshalb sie sich nur unter Schirm, bei stark verminderter Konkurrenz der Krautschicht, erfolgreich verjüngen lässt. Für die Ansamung sind 30 – 50 %, für das Aufwachsen junger Eiben lediglich 10 – 20 % relative Lichtstärke optimal. Nach dem Herauswachsen aus dem Äser und der Krautschicht ist eine sporadische Auflichtung des Kronendaches notwendig, damit die Eibe langfristig überleben kann. RUDOW (2001a) verweist darauf, dass es mindestens 10 Jahre, meistens jedoch 20 Jahre dauert, bis die Eibe aus dem Äser des Rehwildes herausgewachsen ist (SCHÜTT 1994, RUDOW 2001a, RASCHKA 2009).

Das Kronen-Reaktionsvermögen und der Durchmesserzuwachs bleiben auch im hohen Alter erhalten, sodass die Eibe selbst nach Jahrzehnten noch auf verbesserte Lichtverhältnisse, etwa nach Durchforstungen, mit einer Zunahme der Jahrringbreiten reagiert. Bei ungünstigen Bedingungen kann sie jedoch über Jahrzehnte hinweg in einer Höhe von 10 – 50 cm verharren und eine Kleinkrone ausbilden (RUDOW 2001a, RASCHKA 2009).

T. baccata kommt in Mitteleuropa nicht in Reinbeständen vor, sondern ist einzelstamm-, gruppen- oder horstweise in Mischbeständen eingegliedert, in denen Buche, Fichte und Tanne dominieren sowie Ahorn, Esche, Ulme und Mehlsbeere beigemischt sind. Neben einstämmigen oder mehrstämmigen, meist aus Stockausschlag stammenden Bäumen treten auch strauchförmige Individuen auf, die entweder auf extreme Standorte oder auf Nachkommen gezüchteter Gartenformen zurückzuführen sind (SCHÜTT 1994, RUDOW 2001a).

Begründung

T. baccata ist überwiegend zweihäusig, wobei sowohl männliche als auch weibliche Blüten im Herbst angelegt werden und im Frühjahr (März/April) blühen. Die Samen reifen im darauffolgenden Herbst (September/Oktober) aus. Es wurden jedoch auch Fälle von Monözie beobachtet,

die vermutlich durch wiederholten Schnitt ausgelöst wurden. Die Geschlechterverteilung in Beständen liegt häufig bei etwa 50 : 50, wobei isolierte Individuen die Fähigkeit zum Geschlechtswechsel besitzen. So wurden beispielsweise in Ungarn weibliche Eiben beobachtet, die nach einer Saison ausschließlich männliche Blüten entwickelten. Einhäusige Pflanzen sind selten (1 – 2 %) und tragen meist nur wenige Äste des anderen Geschlechts. Solitär-bäume fruktifizieren ab einem Alter von 30 – 35 Jahren, während Individuen in dichten Beständen erst im Alter von 70 – 120 Jahren fruchtbar werden. Männliche Eiben erreichen die Geschlechtsreife in der Regel früher als weibliche. Samenjahre treten i. d. R. alle 2 – 3 Jahre auf, bei mildem Klima können sie allerdings auch jährlich vorkommen (SCHÜTT 1992, 1994, EICHBERGER u. HEISELMAYER 1995, RUDOW 2001a, THOMAS u. POLWART 2003, RASCHKA 2009).

Die Blüten der Eibe werden im Herbst als Kurztriebe angelegt. Die Eibe ist ein typischer Windblütler und produziert große Mengen an leichtem Pollen, der sehr weit verfrachtet werden kann. Die Zweihäusigkeit schließt eine Selbstbefruchtung aus. Nach der Befruchtung bildet sich ab Mitte Mai ein wulstartiger Ring an der Basis des Integuments, der den reifen Samen schließlich vollständig umhüllt. Die Samen sind spitz eiförmig, olivbraun und sehr hart. Im Durchschnitt besitzen sie eine Größe von 7 – 9 mm. Die Eibe bildet jedoch keine echten Früchte, sondern Scheinfrüchte (Arillus). Der leuchtendrote, süßlich schmeckende Arillus, der den Samen umgibt, reift ab August. Die Hauptfunktion des Arillus besteht darin, Tiere zur Verbreitung der Samen anzulocken. Nach dem Passieren des Verdauungstraktes werden die Samen meist mit dem Kot ausgeschieden. Insbesondere Vögel wie Amseln, Drosseln und Krähen fressen den Arillus samt Samen und scheiden den unverdauten Samen wieder aus. Bei einigen Vogelarten wie der Misteldrossel werden die Samen nicht ausgeschieden, sondern als Auswurf wieder abgegeben, was bis zu 23 Samen pro Auswurf umfassen kann. Auch andere Tiere wie Eichhörnchen, Marder, Fuchs und Dachs tragen zur Samenausbreitung bei (EICHBERGER u. HEISELMAYER 1995, RUDOW 2001a, THOMAS u. POLWART 2003, RASCHKA 2009).

Die Keimfähigkeit der Samen liegt zwischen 50 und 70 %, in Ausnahmefällen sogar bei bis zu 100 %. Die Samen können mehrere Jahre im Boden überdauern und bleiben auch im vierten Jahr noch keimfähig, wobei das Risiko von Pilzinfektionen oder Fraß durch Mäuse mit der Zeit zunimmt (THOMAS u. POLWART 2003).

Die generative Vermehrung der Eibe ist durch eine ausgeprägte Keimruhe gekennzeichnet. Das Saatgut keimt unregelmäßig und kann jahrelang überliegen. Bei Herbstaussaat ist mit Keimverzögerungen von 1 – 3 Jahren zu rechnen, bei Frühljahrsaussaat sogar von 2 – 5 Jahren. Die Keimung erfolgt bevorzugt im Schatten. Der Samen-

mantel enthält keimhemmende Substanzen, daher wird bei künstlicher Anzucht der Arillus nach der Ernte entfernt und das Saatgut 12 – 18 Monate stratifiziert. Die Keimhemmung wird durch eine Kombination aus Wärme- und Kältephasen aufgehoben. Untersuchungen zeigen, dass eine fast einjährige Vorbehandlung des Saatguts zu konstanten Keimraten von über 50 % führt. Diese besteht aus einer initialen Warmphase von 6,0 – 6,5 Monaten bei täglich wechselnden Temperaturen von 15 bzw. 20 °C, einer Kältephase von 4,0 – 4,5 Monaten bei +3 °C und einer abschließenden Warmphase bei konstanter Wärme von 20 °C. Die Keimung wird zusätzlich durch den Verdauungstrakt von Vögeln gefördert, da dies nicht nur den Arillus entfernt, sondern auch die Samenschale chemisch stimuliert und so den Keimungsprozess einleitet. Samen mit Arillus haben nur eine geringe Keimchance von etwa 2 % (SCHÜTT 1994, EICHBERGER u. HEISELMAYER 1995, RASCHKA 2009).

Vegetative Vermehrung ist bei *Taxus baccata* von großer Bedeutung. Die Eibe besitzt als einzige einheimische Nadelbaumart die Fähigkeit zum Stockausschlag. Nach dem Absägen von Stämmen treiben meist schon nach kurzer Zeit Stockausschläge aus, die einen neuen, strauchförmigen Vegetationskörper bilden. Die vegetative Regenerationskraft zeigt sich auch in der Fähigkeit zur Wundüberwallung, wodurch selbst große Schäden überstanden werden können. Am Stamm sitzen zahlreiche schlafende Knospen, die bei Lichteinfall austreiben. Umgestürzte Bäume bilden sofort senkrechte Äste aus, und Astteile, die mit dem Boden in Kontakt kommen, schlagen Wurzeln. Die vegetative Regeneration ist lebenslang möglich und vom Alter unabhängig. Auch die Vermehrung durch Senker und Stecklinge ist einfach möglich (BURCKHARDT 1956, EICHBERGER u. HEISELMAYER 1995, RASCHKA 2009).

Für die natürliche Verjüngung ist ein stufenweises Auflichten und ein Aufwachsen unter lichtem Schirm günstig. Offene Flächen sind ungünstig, da dort die Frostgefährdung und die Konkurrenz durch die Krautschicht erhöht sind. Ein zu dichter Schirm hemmt das Wachstum und erhöht die Frostanfälligkeit, da die Jahrestriebe ungenügend verholzen. Es wird empfohlen, Altbestände rechtzeitig vorzulichten und Alteiben zu begünstigen, damit sie blühen und Samen bilden können. Nach der Ansamung sollte der Altbestand licht gehalten werden, bei einem Deckungsgrad von etwa 80 %. Ideal ist es, alle fünf Jahre im Hauptbestand einzugreifen. Die Verjüngung über Samen dauert lange, ist aber bei ausreichendem Schutz vor Wildverbiss gut möglich. Die vegetative Verjüngung über Stockausschlag hat den Vorteil eines kürzeren Verjüngungszeitraums, dennoch sollte im Interesse der genetischen Vielfalt die generative Verjüngung bevorzugt werden (RUDOW 2001a).

Für die Kultur werden etwa sechsjährige, bis zu 50 cm hohe Pflanzen empfohlen. Aufgrund des kompakten Wurzel-

werks empfiehlt sich die Lochpflanzung, auch bei nacktwurzeligen Pflanzen. Neben der Pflanzung in Gruppen von 10 – 50 Pflanzen wird auch der Unterbau in flächigen Laubholzkulturen vorgeschlagen (RUDOW 2001a).

Waldbau

Über eine waldbauliche Behandlung der Eibe sind in der gesichteten Literatur kaum Angaben zu finden. Ihre Seltenheit aber auch die bisherige geringe wirtschaftliche Relevanz sind hierfür sicherlich wesentliche Gründe. RUDOW (2001a) verweist darauf, dass die Eibe eine Nebenbestandsbaumart ist und man von daher noch nicht mal von einer Mischung im klassischen Sinne sprechen kann. Natürlicherweise kommt sie unter Buche vor. Außerdem kann sie als Unterbau unter lichtdurchlässigen Baumarten wie Eiche und Esche verwendet werden, aber auch Kirsche, Kiefer und Lärche werden als Baumarten genannt.

3.3.4.2 Ergebnisse der Untersuchungen

Von den 55 bereisten Eibenvorkommen konnten nur acht Bestände ertragskundlich untersucht werden (Abbildung 5). Zumeist schieden die Bestände aufgrund der einzelstammweisen Einbringungen der Eibe unter einem Altbestand als Untersuchungsobjekt aus. Aber auch starker Verbiss der Pflanzen war ein wesentlicher Grund, da

hierdurch die Höhenentwicklung stark beeinträchtigt gewesen wäre. Der überwiegende Teil der aufgenommenen Bestände war jünger als 50 Jahre. Darüber hinaus wurden eine 72-jährige sowie eine 216-jährige Eibenfläche untersucht. Hierdurch ergibt sich eine große Altersspanne, für die keine Daten vorliegen. Diese Spanne sollte zu einer besseren Abschätzung der Wuchseistung zukünftig abgedeckt werden. Dennoch zeigt der Vergleich mit der Ertragstafel für die Weißtanne (SCHMIDT 1951) sehr deutlich das beschriebene langsame Jugendwachstum der Baumart. Bis auf wenige Ausnahmen liegen die ermittelten Werte der Bestände deutlich unter den abgebildeten Ertragstafelwerten. Die geringen Wuchshöhen und die gleichzeitig geringen Durchmesser der Bäume resultieren in ebenso geringen Grundflächen und Volumina der Bestände. Die erreichten Höhen zeigen deutlich, dass die Eibe die von RUDOW (2001a) beschriebene Rolle als Nebenbaumart einnimmt, und machen den Konkurrenzdruck aller anderen heimischen Arten auf die Eibe deutlich. Auch im hohen Alter erreicht die Art nicht die Baumhöhen, wie sie die restlichen heimischen Baumarten erlangen. Insbesondere in Buchenbeständen, aber generell auf allen wuchskräftigen Standorten bedarf es daher einer konsequenten Pflege der Bestände um ein Ausdunkeln der Eiben zu verhindern und ihre Vorkommen zu sichern.

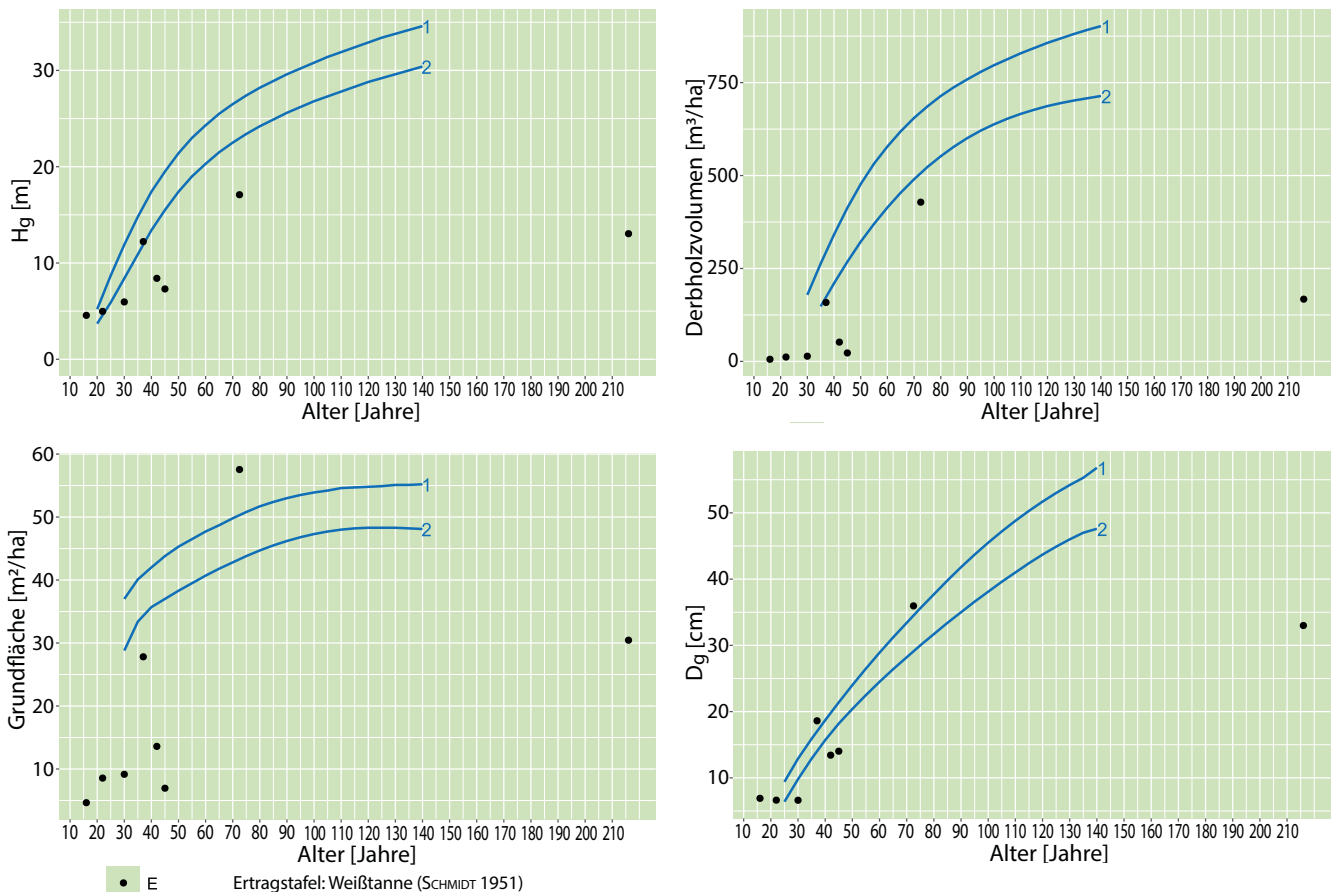


Abb. 5: Mittelhöhen-, Derbholzvolumen-, Grundflächen- sowie Durchmesserentwicklung der untersuchten Praxisanbauten der Eibe im Vergleich zur Ertragstafel der Weißtanne (SCHMIDT 1951). E: Einmalige Aufnahmen

3.3.5 Gefährdungen

Die Aussagen zur Frostepfindlichkeit der Eibe gehen in der Literatur geringfügig auseinander. Während SCHÜTT (1992) der Art eine hohe Frostepfindlichkeit nachsagt, wird sie von anderen Autoren als unempfindlich gegenüber lang anhaltendem Frost und Kälte beschrieben. BENHAM et al. (2021) verweisen allerdings auch darauf, dass diese Toleranz zwischen Regionen und Jahreszeiten variieren kann, was der Grund für die unterschiedlichen Einschätzungen sein kann. Nach RUDOW (2001a) schaden der Eibe erst wiederholte Temperaturminima von weniger als -23°C . Gegenüber Spätfroste ist die Eibe unempfindlich, da sie während der Wintermonate die Zellsaftkonzentration laufend erhöht und diese sich nur langsam abbaut, sodass die Normalwerte erst wieder im Juni erreicht sind (SCHÜTT 1992, EICHBERGER u. HEISELMAYER 1995, RUDOW 2001a, BENHAM et al. 2021)

Alle Pflanzenteile der Eibe, mit Ausnahme des leuchtend roten Arillus, sind giftig. Die Toxizität der Eibe beruht auf einer Vielzahl chemischer Verbindungen, wobei das Hauptgift Taxin vor allem die Herzmuskulatur angreift. Taxin wirkt zunächst zentral erregend und anschließend hemmend auf das Nervensystem, was nach einer Phase von Tachykardie zu Bradykardie, Blutdrucksenkung und letztlich durch Atem- und Herzlähmung innerhalb von 1 – 24 Stunden zum Tod führen kann. Weitere Symptome einer Vergiftung beim Menschen umfassen Übelkeit, Leibschmerzen, Bewusstlosigkeit, Pupillenerweiterung und eine Rotfärbung der Lippen. Zusätzlich werden das Nervensystem, die Leber und die Verdauungsorgane stark beeinträchtigt. Der rote Arillus ist der einzige ungiftige Teil der Eibe, während die darin enthaltenen Samen wiederum giftig sind. Wiederkäuer können das Eibengift



Abb. 7: Der leuchtend rote, süßlich schmeckende Arillus, der den Samen umgibt, reift ab August und ist das einzige ungiftige Pflanzenteil der Eibe. (Foto: C. Klinck)

verdauen, während schon geringe Mengen Nadeln oder anderer Pflanzenteile für Menschen und viele Tiere tödlich sein können. Wildtiere wie Kaninchen, Hasen und Rehe sind weitgehend unempfindlich gegenüber dem Eibengift, wobei insbesondere Rehe die Nadeln gerne als Äsung aufnehmen. Dies wird unter anderem auf die Zartheit der Eibennadeln im Vergleich zu Fichtennadeln und einen möglichen antiparasitären Effekt im Verdauungstrakt des Rehwildes zurückgeführt. Auch Meerschweinchen, Katzen und Ziegen gelten als relativ immun, während für Pferde, Rinder, Hausschweine, Schafe, Hühner und Hunde bereits Mengen zwischen 30 und 500 g tödlich sein können. Für

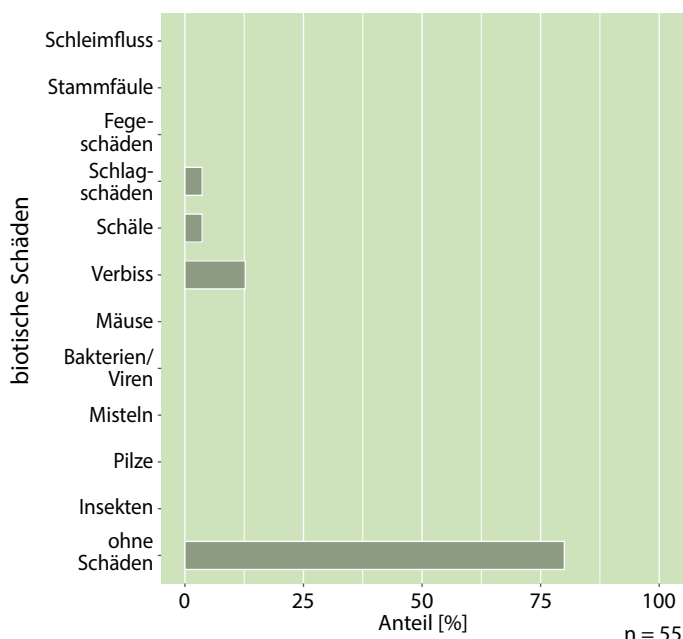
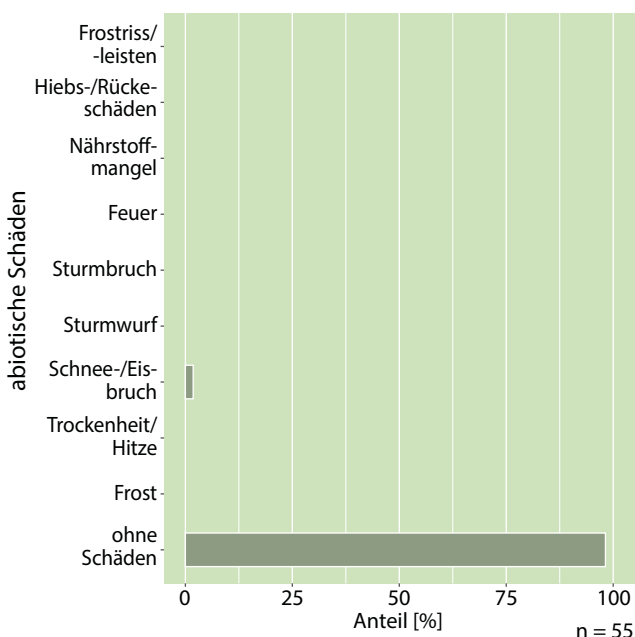


Abb. 6: In den Praxisanbauten vorgefundene abiotische und biotische Schäden an *T. baccata*

Erwachsene liegt die tödliche Dosis an Eibennadeln bei etwa 50 – 100 g, für Kinder entsprechend geringer (SCHÜTT 1992, EICHBERGER u. HEISELMAYER 1995, RUDOW 2001a, RASCHKA 2009).

Trotz ihrer Giftigkeit wird die Eibe, wie bereits erwähnt, häufig durch Verbiss und Rindenablösung durch Wild- und Haustiere geschädigt. Die dünne Rinde macht sie zwar empfindlich gegenüber Feuer, jedoch ist sie weniger brennbar als bei anderen Nadelbäumen (BENHAM et al. 2021).

Der Wildverbiss stellt heute die größte Gefahr für die Eibe dar. Insbesondere Rehe, aber auch Kaninchen, Hasen und Rotwild verursachen erhebliche Schäden an Keimlingen und jungen Pflanzen, was in der Literatur seit Langem bekannt ist. In eibenreichen Wäldern wurden Jungpflanzen nahezu restlos vom Rehwild weggeäst. Auch Fegeschäden am Stamm durch Rehböcke sind üblich. Schäl- schäden durch Rotwild sind ebenfalls verbreitet, werden in der Literatur jedoch selten behandelt. Die Intensität dieser Wildschäden wird von einigen Autoren, neben der Konkurrenzkraft der Buche, als eine der Hauptursachen für den Rückgang der Eibe in Europa betrachtet (SCHÜTT 1994, EICHBERGER u. HEISELMAYER 1995, RUDOW 2001a, RASCHKA 2009).

Eine weitere häufige Schädigung ist die Ringelung einzelner Bäume durch den Bunt- und Dreizehenspecht. Dabei schlagen die Spechte waagerechte oder spiralförmige Löcher in die Borke, die meist bis zum Splint reichen. Dies geschieht vorrangig zur Saftgewinnung, wobei auch vom Saft ange- lockte Insekten gefressen werden können. Die starke Kal- lusbildung führt wiederum zu auffälligen Ringwülsten am Stamm (EICHBERGER u. HEISELMAYER 1995).

Pilzliche, bakterielle und entomologische Schäden an *Taxus baccata* sind in Mitteleuropa insgesamt selten. Die To- xizität führt dazu, dass die Eibe im Vergleich zu anderen Baumarten von relativ wenigen Insekten befallen wird. Zu

den häufigeren tierischen Schädlingen zählen die Eiben- Napfschildlaus (*Eulecanium cornicudum* (BOUCHÉ)) und die Eibengallmilbe (*Cecidophyopsis psilaspis* (NALEPA)), die an Trieben und Nadelunterseiten saugen oder Gallen an Blüten und Blattknospen auslösen. In Großbritannien und im Os- ten der USA reagiert die Eibe sehr empfindlich auf den Be- fall durch *Phytophthora cinnamomi* (RANDS), ein aggressiver Erreger der Wurzelfäule. Weitere Nadelparasiten aus den Gattungen *Sphaerulina*, *Physalospora* und *Diplodia* bleiben meist harmlos, wenngleich *Diplodia taxi* (SOWERBY, DE NOT.) in Deutschland schon zu Ausfällen geführt hat. In Amerika verursacht *Rhizoctonia solani* (KÜHN) die Umfallkrankheit an Keimlingen, während Nematoden in Baumschulen Wuchs- stockungen hervorrufen können. In England wurde der Schwefelporling (*Laetiporus sulphureus* (BULL., MURRILL)) als häufiger Erreger einer Stammfäule identifiziert, während in Polen *Phellinus*-Arten eine ähnliche Rolle spielen (SCHÜTT 1994, BENHAM et al. 2021).

Ein häufig beobachtetes Schadbild ist die durch die Eiben- gallmücke (*Taxomyia taxi* (INCHBALD)) hervorgerufene arti- schockenförmige Galle, die aus einer Vielzahl von Nadeln besteht. Diese Missbildung beeinträchtigt das Wachstum einzelner Triebe, hat jedoch kaum Auswirkungen auf den Gesamtbaum. Das Splintholz der Eibe wird von verschiede- nen Insekten befallen, darunter die Larven des Hausbocks (*Hylotrupes bajulus* (L.)) und des Gemeinen Nagekäfers (*Anobium punctatum* (DE GEER)). Der Gefurchte Dickmaul- rüssler (*Otiorhynchus sulcatus* (FABRICIUS)) verursacht erheb- liche Schäden, indem er einjährige Triebe ringelt, die dar- aufhin absterben. An jungen Sämlingen frisst er sowohl an den Terminaltrieben als auch an den Wurzeln. Milbenarten wie die Taxusgallmilbe führen zu Verdickungen und Aus- dehnungen der Knospenschuppen, was ein Absterben der Knospen zur Folge haben kann. Ein dauerhafter Pilzbefall kommt bei der Eibe im Vergleich zu anderen Baumarten relativ selten vor (THOMAS u. POLWART 2003, RASCHKA 2009, BEN- HAM et al. 2021).

Die in den Praxisanbauten durchgeführten Ansprachen der Schäden (Abbildung 6) sowie die Vitalitätseinstufung (Abbildung 8) bestätigen die in der Literatur getroffenen Aussagen. Die untersuchten Eibenvorkommen waren in der Regel in ihrer Vitalität nicht eingeschränkt und wiesen darüber hinaus auch nur wenig verschiedene Schadsym- ptome auf. Allerdings konnte der teilweise massive Verbiss der Eiben sowie auch Schäle beobachtet werden.

3.3.6 Holzverwendung und Stammqualitäten begutachteter Bestände

Das Holz der Eibe zählt zu den dichtesten, härtesten und dauerhaftesten Hölzern der mitteleuropäischen Baum- arten und zeichnet sich durch eine Vielzahl besonderer Eigenschaften aus, die es sowohl historisch als auch aktuell

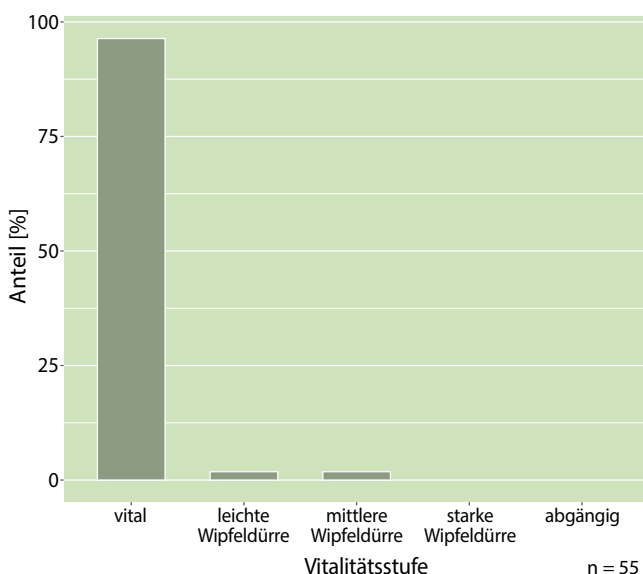


Abb. 8: Vitalitätsansprache der Praxisanbauten von *T. baccata*

zu einem begehrten Werkstoff machen. Das Kernholz ist farblich sehr variabel, reicht von orangebraun mit dunkleren Purpurschattierungen bis zu purpurbraun, teils mit malvenfarbenen oder braunen Stellen und gelegentlichen Rindeneinschlüssen. Der Splint ist schmal und gelblich-weiß, das Kernholz hebt sich deutlich davon ab. Die Jahrringe sind schmal, oft wellenförmig und verlaufen über den Querschnitt häufig unregelmäßig, was auf das langsame Wachstum und die spannrückigen Stämme zurückzuführen ist. Die durchschnittliche Jahrringbreite beträgt etwa 2 mm, kann aber je nach Standort stark variieren (SACHSSE 1984, SCHÜTT 1994, EICHBERGER u. HEISELMAYER 1995, RASCHKA 2009, WALKER 2009).

Charakteristisch für das Holz der Eibe ist das Fehlen von Harzkanälen und Holzparenchym, was es von anderen Nadelhölzern unterscheidet. Im mikroskopischen Bild sind spiralige Verdickungsleisten der Tracheiden sowie einreihige, selten zweireihige Holzstrahlen gut erkennbar, die ausschließlich aus parenchymatischen Elementen bestehen. Die Fladerung der Längsflächen ist ausgesprochen dekorativ, was das Holz besonders für Furniere und Ausstattungsholz interessant macht (SCHÜTT 1994, RUDOW 2001a, WALKER 2009, WAGENFÜHR u. WAGENFÜHR 2022).

Mechanisch ist Eibenholz schwer (mittlere Darrdichte ca. 670 kg/m³), hart, fest, elastisch, hoch verformbar, aber nur gering schlagfest. Es ist mittelmäßig biegesteif und druckfest, wobei geradefaseriges, luftgetrocknetes Holz sich besonders gut zum Dampfbiegen eignet. Das Holz trocknet rasch und mit geringen Qualitätseinbußen, sofern sorgfältig gearbeitet wird, um Rissbildung zu vermeiden. Es weist ein gutes Stehvermögen auf, verzieht sich beim Trocknen kaum und lässt sich gut verkleben und oberflächenbehandeln. Es ist beiz- und lackierbar und eignet sich hervorragend zum Drechseln und Schnitzen (SACHSSE 1984, RASCHKA 2009, WALKER 2009, BENHAM et al. 2021, WAGENFÜHR u. WAGENFÜHR 2022).

Die natürliche Dauerhaftigkeit des Holzes ist sehr hoch, es ist witterungsfest und widerstandsfähig gegen Pilze und Insekten. Der Kern ist jedoch mäßig bis schlecht imprägnierbar. Die biologische Wirksamkeit des Holzes kann bei der Bearbeitung zu Hautreizungen, Dermatitis und Kopfschmerzen führen, was auf toxische Inhaltsstoffe zurückzuführen ist (SACHSSE 1984, SCHÜTT 1994).

Historisch war Eibenholz aufgrund seiner Festigkeit, Zähigkeit und Elastizität ein bevorzugtes Material für die Herstellung von Jagd- und Kriegswaffen. Bereits im Paläolithikum wurde es für Speere verwendet, wie Funde aus Südeuropa und Niedersachsen belegen, die bis zu 150.000 Jahre alt sind. Auch der berühmte „Ötzi“ aus den Ötztaler Alpen führte einen Bogen und den Stiel seiner Kupferhacke aus Eibenholz mit sich. In der Bronzezeit fand Eibenholz beim Bau von Pfahlbauten breite Verwendung. Besonders

bekannt ist die Nutzung für die Herstellung von Langbögen, die bereits in Pfahlbaukulturen und bis ins Mittelalter hinein, vor allem in England, von großer Bedeutung waren. Der englische Langbogen aus Eibenholz war legendär und konnte Distanzen von bis zu 400 m überbrücken. Aufgrund der hohen Nachfrage nach Eibenholz für die Massenproduktion von Langbögen wurden die europäischen Bestände stark dezimiert, was zu einer bis heute nicht vollständig überwundenen Erschöpfung der natürlichen Vorkommen führte (EICHBERGER u. HEISELMAYER 1995, RUDOW 2001a, RASCHKA 2009, WALKER 2009, BENHAM et al. 2021, WAGENFÜHR u. WAGENFÜHR 2022).

Neben der Verwendung für Waffen wurde Eibenholz auch für Musikinstrumente, Möbel, Werkzeuge, Kämmen, Webschiffchen, Intarsien und als Ausstattungsholz genutzt. Es diente als Ersatz für Ebenholz und war das traditionelle Material für die gebogenen Teile von Windsor-Stühlen. Im modernen Innen- und Außenbau wird es für Gartenmöbel, Zäune, Torpfosten, dekorative Furniere und Maserfurniere verwendet, wobei die Nutzung aufgrund des langsamen Wachstums der Eibe und der damit verbundenen geringen Verfügbarkeit heute stark eingeschränkt ist (SACHSSE 1984, EICHBERGER u. HEISELMAYER 1995, WALKER 2009, BENHAM et al. 2021, WAGENFÜHR u. WAGENFÜHR 2022).

Die Qualitätsansprache der Praxisanbauten (Abbildung 9) zeigt mit knapp über 70 % in der Güteklasse B einen erfreulich hohen Anteil qualitativ hochwertiger Bestände. Es zeigt das Potenzial der Eibe, nicht nur eine ökologische Beimischung darzustellen, sondern auch werthaltiges Holz liefern zu können. Allerdings in geringeren Dimensionen und deutlich längeren Produktionszeiträumen, als man von anderen Baumarten gewohnt ist. Die Anteile in der schlechteren Gruppe sind im Wesentlichen der starken

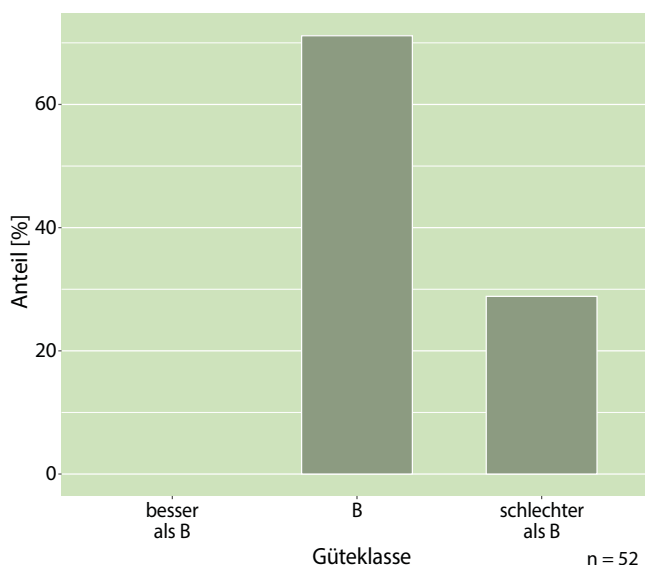


Abb. 9: Qualitätseinschätzung der Praxisanbauten von *T. baccata* anhand einer optischen Stehendansprache eines potenziellen Z-Baumkollektivs

Beästung der Bäume zuzuschreiben. Allerdings muss dies nicht unbedingt nachteilig sein. RASCHKA (2009) schreibt hierzu, dass die typische Fähigkeit der Eibe, Adventivtriebe zu bilden, zu einer knorrigen und unregelmäßigen Struktur führt. Diese „Pfeffer“-Einschlüsse seien im Furnierhandel besonders geschätzt.

3.3.7 Sonstige Ökosystemleistungen

Die Eibe bietet spezialisierten Tierarten, insbesondere Vögeln und Insekten, Nahrung und Lebensraum. Die Samen (Arillen) werden von Vögeln gefressen und so verbreitet, während die dichten, immergrünen Nadeln als Schutz- und Nistplatz dienen (MALEKI et al. 2024). Als heimische Art trägt die Eibe zu einer erhöhten Baumartenvielfalt bei und steigert damit die Lebensraumvielfalt im Wald.

Im medizinischen Bereich wurde an der Eibe der Inhaltsstoff Taxol entdeckt, welcher hochwirksam gegen einige Krebsarten ist. Dieser Stoff kann mittlerweile jedoch synthetisch hergestellt werden. Darüber hinaus wurden die Giftstoffe der Eibe schon seit Urzeiten verwendet, unter anderem auch als Abtreibungsmittel. Dies führte regional auch zu dem Namen „Engelsmacherin“ (RUDOW 2001a).

3.3.8 Genetik

In den Forstämtern Bad Hersfeld, Bad Sooden-Allendorf, Hessisch Lichtenau, Sinntal, Wehretal und Witzenhausen wurden im Rahmen einer Bestandeserhebung der hessischen Eibenvorkommen etwa 4.000 autochthone Alteiben erfasst. Dabei konnte festgestellt werden, dass die Jugendklasse unter den Eiben nahezu komplett fehlt, es überwiegen mittelalte und alte Eiben. Bis auf wenige Ausnahmen ist Naturverjüngung über 20 cm in den Vorkommen kaum vorhanden und leidet unter starkem Wildverbiss. Als ebenfalls problematisch stellte sich heraus, dass die Vorkommen der Eiben häufig nur aus wenigen Bäumen oder sogar nur Einzelbäumen bestehen. Diese genetische Einengung wird zusätzlich noch durch die Getrenntgeschlechtlichkeit der Eiben verstärkt, da als Kreuzungspartner nur die Hälfte der Bäume des Vorkommens infrage kommt. Zur

Sicherung der verschiedenen Eibenherkünfte wurden Erhaltungssamenplantagen mit etwa 1.000 Stecklingen aus über 200 ausgewählten Bäumen angelegt, die vorrangig aus Einzelvorkommen, Kleinbeständen, aber auch aus dem Querschnitt der Hauptvorkommen bestehen. So wurden auf den Erhaltungssamenplantagen möglichst viele genetische Informationen zusammengetragen, um einen Austausch der Reliktvorkommen der etwa 100 männlichen und 100 weiblichen Klone zu ermöglichen (ARNDT 2004).

Die Eibe unterliegt in Deutschland nicht dem Forstvermehrungsgutgesetz (FoVG) von 2002. Dennoch wird empfohlen, in den ausgewiesenen Genzentren ausgewählte Bestände für die Gewinnung von Vermehrungsgut auszuweisen, um im Bedarfsfall die Bereitstellung von geeignetem Material für Ex-situ- oder In-situ-Maßnahmen sicherzustellen. Die genetischen Analysen an vierzehn Genorten ergaben insgesamt 40 Genvarianten (Allele), wobei die Unterschiede in den Allelhäufigkeiten zwischen den untersuchten Populationen als sehr hoch einzuschätzen sind. Dies weist auf eine große genetische Verschiedenheit der Eibe in Deutschland hin und rechtfertigt eine Trennung in südliche und nördliche Eibenvorkommen (FRITSCH u. KAMP 2013a).

Die hohe genetische Diversität der beprobten Vorkommen ist ein deutlicher Hinweis auf die genetische Isolation der einzelnen Populationen. Daraus ergeben sich konkrete Empfehlungen für den Schutz und die Förderung der Eibe: Zum einen sollte der Schutz und die Förderung der natürlichen Verjüngung in den bestehenden wichtigen Vorkommen Priorität haben, zum anderen wird eine Vernetzung der isolierten Vorkommen angestrebt, um den Genaustausch zwischen den Populationen zu ermöglichen. Ein weiteres Problem stellt die Verfügbarkeit von Vermehrungsgut dar, da viele Baumschulen heute ausschließlich Gartenklone anbieten, die häufig nicht entsprechend gekennzeichnet sind. Dies kann zu einer weiteren genetischen Verarmung führen, wenn solche Klone für Aufforstungs- oder Erhaltungsmaßnahmen verwendet werden (RUDOW 2001a, FRITSCH u. KAMP 2013a).

3.4 Elsbeere (*Sorbus torminalis*)

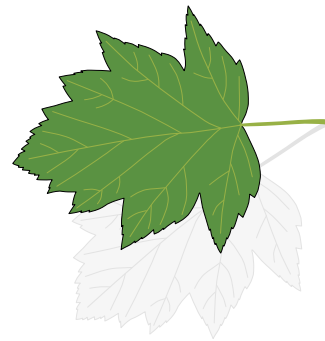
Sorbus torminalis (LINNÉ) CRANTZ, 1763 (syn.: *Pyrus torminalis* (LINNÉ) EHRHART, 1789)

engl.: wild service tree, serviceberry

Familie: Rosaceae

Unterfamilie: Maloideae

Untergattung: *Torminaria*



3.4.1 Zusammenfassende Bewertung



Anbauempfehlung

Die Elsbeere (*Sorbus torminalis*) ist eine trockentolerante seltene heimische Baumart, der aufgrund ihrer Anpassungsfähigkeit und ökologischen Bedeutung im Zuge des Klimawandels eine verstärkte Beteiligung an den zukünftigen Bestandesaufbauten beigemessen werden sollte. Als heimischer Exot ist diese Art sowohl an hohe Temperaturen als auch an unsere kühlen Winter ideal angepasst und bietet gegenüber manchen noch nicht erprobten fremdländischen Alternativen somit deutliche Vorteile. Insbe-

sondere in vielen Eichen- und Eichenmischwaldgebieten nimmt sie bisher noch nicht die Rolle am Bestandesaufbau ein, die sie dort einnehmen könnte (MÜLLER-KROEHLING u. KÖLLING 2011). PIETZARKA et al. (2008) betonen, dass bereits H. C. V. CARLOWITZ die Elsbeere aufgrund ihrer Holzqualität als sehr nutzbares Holz einstufte. An dieser Einschätzung hat sich bis heute nichts geändert, vielmehr bekommt sie unter dem Aspekt des Klimawandels neue Bedeutung.

	Merkmal	Bewertung	Erläuterung
Klimaanpassung in Anlehnung an OTTO (1993)	Standortsanpassung	++	Aufgrund der Ansprüche an die Nährstoffe besitzt die Elsbeere zwar ein eingeschränktes Standortpotenzial, jedoch ist sie durch ihre Trockentoleranz insbesondere für Standorte, auf denen die Hauptbaumarten Buche und Eiche in Zukunft möglicherweise Vitalitätsprobleme bekommen, eine Alternative
	Bodenpfleglichkeit	+++	Vorkommen auf meist nährstoffreichen Standorten in Kombination mit einer guten Streuzersetzung führen zu einer hohen Bodenpfleglichkeit
	Keine Krankheitsverbreitung	+++	Aktuell gibt es keine von der Elsbeere ausgehenden Krankheiten, die auch andere Arten betreffen könnten
	Keine Anfälligkeit	++	Es gibt einige abiotische und biotische Schaderreger, aber keine auf diese Art spezialisierten; bisher erscheinen auch unter den Extremwitterungen die Exemplare als sehr vital
	Mischbarkeit	+ -	Die Konkurrenzfähigkeit ist gering und entfaltet sich erst auf Extremstandorten, wo die Buche und Eiche in ihrer Wuchskraft nachlassen. Auf Standorten, wo auch die Elsbeere bessere Leistungen erbringt, bedarf es einer ständigen Pflege
	Naturverjüngung	+	Durch Wurzelbrut vermögen selbst unterständige Elsbeeren sich zu verjüngen; für Naturverjüngung braucht es umlichtete Kronen, da diese mehr blühen sowie fruktifizieren; außerdem ist ein Schutz gegen Wildverbiss vonnöten, da die Sämlinge sonst verbissen werden
	Waldstrukturen	+	Selbst im hohen Alter sind Elsbeeren sehr schattenertragend und können im Unterstand überdauern. Auf Freistellung reagieren sie auch im hohen Alter noch gut und sind somit geeignet auch als Überhälter in eine neue Waldgeneration überführt zu werden; für gute Wuchsleistungen bedarf es aber einer intensiven Pflege

+++ äußerst positiv ++ sehr positiv + positiv - - - äußerst negativ - - sehr negativ - negativ ? unklar

3.4.2 Verbreitung

Das natürliche Verbreitungsgebiet von *S. torminalis* reicht vom Kaukasus über die Türkei, Griechenland und Sizilien bis hin zu Einzelvorkommen in Nordafrika und Spanien. Weitere Verbreitungsschwerpunkte sind Frankreich, Südeuropa, Deutschland sowie das westliche und südliche Polen. Von dort reicht das Verbreitungsgebiet bis zum Schwarzen

Meer. Das zunächst recht geschlossen wirkende Vorkommen des Verbreitungsgebietes täuscht darüber hinweg, dass innerhalb dieses Gebietes die Elsbeere in der Realität zumeist nur einzel- bis horstweise auftritt bzw. in manchen Bereichen sogar ganz fehlt, da dort der Nährstoffbedarf nicht gedeckt werden kann. In Mitteleuropa kommt sie in den wärmeren Gebieten der kollinen bis in die mittlere



Abb. 1: Verbreitungsgebiet von *Sorbus torminalis*. Quelle: CAUDULLO et al. (2023)

montane Stufe vor (KAUSCH-BLECKEN VON SCHMELING 1994, 2011, KAHLE 2004, PIETZARKA et al. 2008, AAS 2011, KÖLLING u. MÜLLER-KROEHLING 2011, WELK et al. 2016).

In den letzten Jahren ist die Elsbeere in den Wäldern Mitteleuropas stark zurückgegangen. Vor allem die Umstellung der Bewirtschaftungsweise der Wälder wird dafür verantwortlich gemacht. Die großflächige Umwandlung von Nieder- und Mittelwäldern in Hochwälder führte dazu, dass sich die Elsbeere angesichts ihrer geringeren Baumhöhe gegenüber anderen Wirtschaftsbaumarten nicht dauerhaft durchsetzen konnte. Hinzu kam wohl noch der Aspekt, dass seit der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts die Wildobstgehölze seitens der Forstwirtschaft mehr oder weniger unbeachtet blieben und erst mit der Rückbesinnung auf eine naturnahe Waldwirtschaft wieder in den Fokus rückten. Viele der deutschen Vorkommen der Elsbeere gehen auf die Nieder- und Mittelwaldbewirtschaftung zurück, da sich diese Bewirtschaftungsformen sehr fördernd auf die Elsbeere auswirken (KAUSCH-BLECKEN VON SCHMELING 1994, 2011, PIETZARKA et al. 2008, AMMER et al. 2011, AAS 2011, GROSSER 2011).

3.4.3 Standort

S. torminalis weist bezüglich der Nährstoffversorgung einen hohen Anspruch an den Boden auf. Häufig wird sie als eine Baumart dargestellt, die sehr eng an kalkhaltige Böden oder andere basischen Gesteine gebunden ist. Sie kommt aber auch gelegentlich auf basenärmeren Gesteinen wie z. B. Buntsandstein vor, benötigt im Allgemeinen für ein gutes Wachstum aber zumindest im Unterboden eine hohe Basensättigung (KAHLE 2004, PIETZARKA et al. 2008, KÖLLING u. MÜLLER-KROEHLING 2011).

Hinsichtlich des Luft- und Wasserhaushaltes des Bodens ist *S. torminalis* deutlich anspruchsloser. Sie kommt sowohl mit sehr trockenen als auch mit wechsellückigen Standorten, die eine kurze Nassphase im Frühjahr aufweisen, zurecht. Eine besondere Stärke dieser Baumart ist ihre Anpassung an forstlich problematische Standorte mit angespanntem Wasserhaushalt, wo sie gegenüber der Buche aber auch der Eiche eine ausgeprägt bessere Konkurrenzkraft aufweist. Aus selbigem Grund konnte sich die Elsbeere auf solchen Standorten bisher halten und behaupten. Auf staunassen Böden lässt ihr Wachstum erheblich nach. Das beste Wachstum zeigt *S. torminalis* auf frischeren, tiefgründigeren und gut nährstoffversorgten Böden, wobei die Wasserversorgung für das Dickenwachstum wichtiger ist als die Nährstoffversorgung (KAHLE 2004, PIETZARKA et al.

Standortsspektrum

Geländewasserhaushalt	oligotroph	schwach mesotroph	mesotroph	gut mesotroph	eutroph	karbonat-eutroph
Moore						
grundnass			2			
grundfeucht					1	
grundfrisch			1			
staunass						
staufrucht			1		1	
wechsellückig					1	
sehr frisch			4	1	7	
frisch			11	3	28	1
mäßig frisch	1		3	1	35	7
mäßig trocken	1		1		4	5
trocken						

Trophie n = 120

Abb. 2: Standortsspektrum der untersuchten Praxisanbauten der Elsbeere

2008, KAUSCH-BLECKEN VON SCHMELING 2011, KÖLLING u. MÜLLER-KROEHLING 2011, DÖRKEN 2012, FORSTBÜRO OBERBAYERN 2013).

Die Standorte der vorgefundenen Praxisanbauten zeigen einen Schwerpunkt im trockeneren, gut mit Nährstoffen versorgtem Standortsbereich auf (Abbildung 2), was den beschriebenen Vorlieben der Baumart an die Nährstoffversorgung sowie dem Konkurrenzvorteil auf diesen Standorten gegenüber anderen Baumarten entspricht. Über ein Fünftel der vorgefundenen Bestände stockt aber gleichzeitig in einem Bereich, dessen Nährstoffversorgung schlechter als eutroph ist. Dies verdeutlicht, dass der Anbau dieser Baumart nicht unbedingt auf kalkhaltige oder andere basenreiche Standorte beschränkt sein muss, sondern dass die Art auch mit geringeren Nährstoffausstattungen der Böden auskommen kann.

Im natürlichen Verbreitungsgebiet schwanken die Temperaturen im Jahresdurchschnitt zwischen 8,8 und 11,8 °C und liegen im Mittel bei 10,2 °C. In den Monaten Mai bis September herrschen Temperaturen zwischen 14,8 und 19,6 °C vor, das Mittel liegt bei 17,2 °C. Die jährlichen Niederschlagssummen liegen zwischen 690 und 1.070 mm, wovon in den Monaten Mai bis September 300 – 440 mm fallen. Es herrschen Extremtemperaturen von +37,8 °C aber auch von -22,6 °C (Abbildung 3). Die Kennwerte lassen erkennen, dass *S. torminalis* an warm-trockene Klimate angepasst ist, aber auch Winterkälte ertragen kann. Innerhalb des Verbreitungsgebietes ist es die Sommerwärme, die die Höhenverbreitung begrenzt (PIETZARKA et al. 2008, WELK et al. 2016).

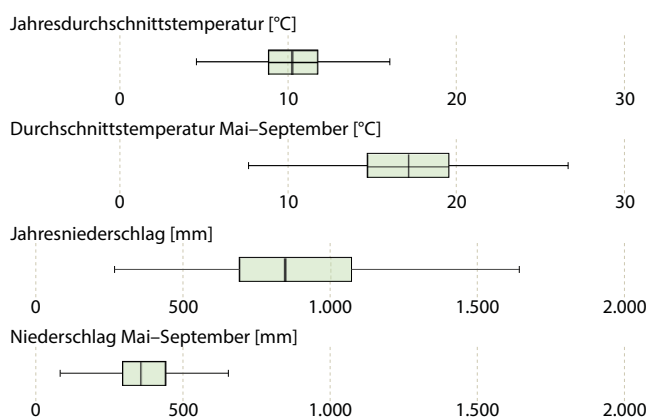


Abb. 3: Klimawerte des natürlichen Verbreitungsgebietes der Elsbeere extrahiert aus dem CHELSA-Datensatz (KARGER et al. 2021)

S. torminalis bildet anfangs eine Pfahlwurzel aus, welche bei Sämlingen bereits nach wenigen Tagen schon mehrere Zentimeter lang ist. PIETZARKA et al. (2008) geben für wenige Tage alte Pflanzen Wurzellängen von 8 – 14 cm an, für einjährige Sämlinge mittlere Wurzellängen von 23,1 cm und für zwei bis drei Jahre alte Pflanzen Wurzellängen von 40 – 60 cm. Später entwickelt sich das Wurzelsystem zu einem tief- und weitreichenden Herzwurzelsystem,

welches Tiefen bis zu 2 m erschließt und in ihrer Ausdehnung den Kronendurchmesser erheblich überschreiten kann (KAUSCH-BLECKEN VON SCHMELING 1994, PIETZARKA et al. 2008, AAS 2011, WELK et al. 2016).

Abbildung 4 zeigt die in den Praxisanbauten angesprochenen Humusformen. Es wird sehr gut deutlich, dass in den Beständen mit Elsbeere vorrangig gute Humusformen vorgefunden wurden. Das liegt unter anderem daran, dass die Streu von *S. torminalis* rasch abgebaut wird (KUNZ et al. 2020). Weitere Faktoren wie die vorwiegend besser nährstoffversorgten Standorte sowie das häufige Auftreten weiterer Mischbaumarten mit guter Streuzersetzung spielen bei diesen Ansprüchen jedoch ebenfalls eine Rolle.

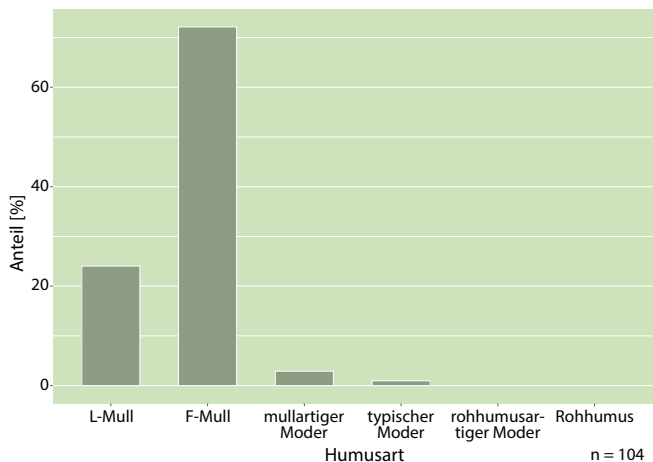


Abb. 4: Humusansprache in den Beständen der Praxisanbauten der Elsbeere

3.4.4 Wachstum und Ertrag

3.4.4.1 Übersicht

S. torminalis erreicht, wenn als Baum und nicht als Strauch erwachsen, in der Regel Oberhöhen von 20 – 25 m, wobei einige Individuen auch Höhen von 30 m erreichen können. Sie erreicht ein maximales Alter von 200 – 300 Jahren und kann Brustdurchmesser von bis zu 1 m erreichen (KAUSCH-BLECKEN VON SCHMELING 1994, PIETZARKA et al. 2008, AAS 2011, WELK et al. 2016).

Die Art gilt als sehr lichtbedürftig, wobei die Einschätzungen zur Lichtbedürftigkeit bzw. Schattenerträgnis stark voneinander abweichen. Die Art kann zuweilen auch bei starker Beschattung im Unterstand überdauern. Für kräftiges Wachstum braucht sie jedoch Licht und eine Freistellung der Krone. Insbesondere die Konkurrenz der Buche macht *S. torminalis* zu schaffen, vor allem bei einzelstamme- weiser Mischung. Die Konkurrenzfähigkeit steigt auf trockeneren, nährstoffreichen Standorten an, wo sie sich gegen die Buche oder auch gegenüber der Eiche behaupten kann (PIETZARKA et al. 2008, AMMER et al. 2011, WELK et al. 2016). In der Jugend weist *S. torminalis* ein rasches Wachstum auf. So liegt laut KAHLE (2004) das durchschnittliche Höhenwachstum in den ersten 19 Jahren bei 25 – 35 cm pro Jahr,

es wurden aber auch maximale Triebblängen von 60 cm festgestellt. Nach der raschwüchsigen Jugendphase ist das Wachstum aber eher langsam und gleichmäßig. Das Höhenwachstum kulminiert im Alter von 20 – 30 Jahren (PIETZARKA et al. 2008, DÖRKEN 2012).

Untersuchungen in ehemaligen Niederwäldern in Rheinland-Pfalz haben aufgezeigt, dass es dort nur eine geringe Korrelation zwischen BHD und Alter gab, was deutlich macht, wie verschieden der BHD bei gleichem Alter sein kann (PYTTEL et al. 2011). PIETZARKA et al. (2008) geben für die Kulmination des Durchmesserzuwachses ein Alter von 50 – 60 Jahren an, verweisen aber auch darauf, dass danach das Wachstum noch lange auf niedrigem Niveau anhält. Für eine im Bestand erwachsene Elsbeere geben sie Jahrringbreiten von 1 – 2 mm an.

Begründung

S. torminalis fruktifiziert etwa mit 20 – 25 Jahren. Die Blütezeit ist von Ende Mai bis Ende Juni. Erste Blüten erscheinen mit oder kurz nach dem Laubaustrieb an der Spitze neuer Triebe. Von Juli bis September reifen die Früchte, welche zu den Apfelfrüchten zählen, aus. Zunächst sind sie rötlich-gelb und mit hellen Lentizellen besprenkelt; später werden sie ledrig und braun. Die reifen Früchte fallen ab Oktober bis in den Januar hinein, sofern sie vorher nicht bereits von Vögeln gefressen wurden. Die Früchte sind zunächst hart und herbsauer, reif sind sie dann teigig und süßsauer (PIETZARKA et al. 2008, AAS 2011, FAUST u. FUSSI 2011).

Aufgrund der großen Beliebtheit der Früchte bei Vögeln ist für eine Beerntung der Einsatz von Zapfenpflückern Ende September bis Anfang Oktober nötig. Von einem Baum einer Samenplantage lassen sich 4 – 5 kg Früchte gewinnen. Gereinigtes und auf 10 % Feuchte getrocknetes Saatgut kann bei 5 °C 4 – 6 Jahre eingelagert werden. Eine Stratifizierung erfolgt üblicherweise zunächst für 2 – 4 Wochen bei 20 °C in feuchtem Sand, anschließend für weitere 16 Wochen bei Temperaturen von 3 – 5 °C. Ein Kilogramm Früchte enthalten rund 1.300 – 3.500 Samenkörner. Das Tausendkorngewicht liegt zwischen 18 und 38 g. Die Keimfähigkeit liegt im Mittel bei 75 %. Pro Kilogramm Saatgut gibt es ungefähr 30.000 lebende Keime aus denen sich rund 20.000 Sämlinge ziehen lassen (PIETZARKA et al. 2008, FAUST u. FUSSI 2011).

In der Praxis kann es bei der Stratifizierung durchaus zu Schwierigkeiten kommen. Auch nach mehrfacher Reinigung und Sterilisation des Saatgutes besteht weiterhin die Gefahr einer Pilzinfektion während der Stratifikation. Abhilfe schaffen nur regelmäßige Kontrollen, um einen Befall frühzeitig zu entdecken.

In der Baumschule werden die Keimlinge zum Schutz vor Spätfrösten häufig bis nach den Eisheiligen überschirmt. Ausgesät werden die Samen in Rillen mit Abständen

zwischen 10 und 15 cm mit etwa 4 g Saatgut pro Laufmeter und einer leichten Abdeckung aus Sägespänen. Die bereits erwähnte tiefreichende Wurzel macht in der Baumschule mitunter bei der Anzucht Schwierigkeiten. Ein Unterschneiden, Verschulen oder Umtopfen nach einjähriger Anzuchtzeit ist für eine kompakte Wurzelentwicklung nötig. Dabei kann es passieren, dass beim Unterschneiden durch die Härte der Wurzel, welche bereits im ersten Jahr die anderer Laubbaumarten überschreitet, das Messer hochgleitet und die Wurzel zu hoch durchtrennt. Wurzelnackte Pflanzen erhält man in handelsüblichen Sortimenten von 1+0 oder 1+1. Darüber hinaus sind auch Sortimente im Container bis 1+2 erhältlich. Dabei sind Größen zwischen 7 und 120 cm zu bekommen (KAUSCH-BLECKEN VON SCHMELING 1994, FAUST u. FUSSI 2011).

Die Früchte werden vor allem von Vögeln, aber auch von Fuchs und Marder verbreitet. Da aber auch Mäuse die verbreiteten Samen gerne annehmen, spielt die vegetative Vermehrung bei *S. torminalis* vermutlich eine nicht so starke Rolle wie die generative Vermehrung. Die Art reproduziert sich sehr gut über Stockausschläge und Wurzelbrut. In vorhandenen Populationen kommen in der Regel sowohl Individuen aus sexueller als auch aus vegetativer Vermehrung vor. Insbesondere die Wurzelbrut trägt zum Überleben von Populationen unter suboptimalen Bedingungen bei. Dabei ist die Entstehung von Wurzelbrut keinesfalls ein Phänomen des Alters, sondern tritt auch an jüngeren Pflanzen mit einem Alter von 10 – 20 Jahren einzeln auf. Die adventive Sprosse bilden sich aus relativ flach streichenden Wurzeln in ca. 10 – 15 cm Tiefe (PIETZARKA et al. 2008, AAS 2011, FAUST u. FUSSI 2011, WELK et al. 2016). Für eine reiche Blüte und somit starke Fruktifikation benötigt *S. torminalis* ausreichend Licht und Wärme. Dementsprechend ist es schlüssig, dass Überschirmung den Anteil blühender Bäume und die Blühintensität negativ beeinflusst. Die generative Vermehrung im Bestand kann durch eine Freistellung der Bäume gefördert werden (PIETZARKA et al. 2008, AAS 2011, FAUST u. FUSSI 2011, WAUER 2011).

Auf Grundlage der Analyse von Bestandesstrukturen kommt KAHLE (2004) infolge der räumlichen Verteilung zu dem Schluss, dass die Elsbeere von Natur aus nicht bestandesbildend auftritt. Dieser Aspekt sollte bei einer Neubegründung dieser Baumart nicht außer Acht gelassen werden, weshalb in erster Linie eine Begründung in Mischformen infrage kommt. Denkbar sind trupp- bis horstweise Mischungen, mit denen die interspezifische Konkurrenz zu anderen Baumarten durch spannungsarme Mischung gering gehalten wird. Mischungen mit Stiel- oder Traubeneiche, Hainbuche, Feldahorn, Linde, Vogelkirsche, Esche und Ahorn im Verband 2,0 x 1,5 m sind z. B. geeignet. Für die Förderung von Naturverjüngung sind kleinflächige

Verjüngungsverfahren bis hin zu Femelhieb förderlich (KAUSCH-BLECKEN VON SCHMELING 1994, 2011, MÜLLER-KROEHLING u. KÖLLING 2011).

Waldbau

Bei *S. torminalis* ist als Licht- bzw. Halblichtbaumart bereits ab dem Jungwuchsstadium eine konsequente Förderung wichtig, wobei ein leichter Seitendruck für einen geraden Wuchs gerade in der Jugend vonnöten ist, da die Bäume sich sonst zum Licht hin krümmen. Insbesondere von Schattbaumarten sollte die Krone der Elsbeere freigestellt werden. Die Beschattung der Krone ist im Wesentlichen ausschlaggebend für eine erhebliche Reduktion der Wuchsleistung. Eine frühe Förderung wirkt sich positiv auf die Entwicklung aus und schöpft das starke jugendliche Wachstumspotenzial aus (KAUSCH-BLECKEN VON SCHMELING 1994, KAHLE 2004, MÜLLER-KROEHLING u. KÖLLING 2011).

Aufgrund der geringen Fähigkeit sich gegen andere konkurrenzstarke Baumarten durchzusetzen, ergibt sich eine hohe Pflegeintensität mit einer frühen und zielgerichteten Förderung durch wiederholte Freistellung. Aber auch bei stark bedrängten und unterdrückten Elsbeeren lohnt sich eine späte Freistellung, da bereits mehrere Untersuchungen nachgewiesen haben, dass *S. torminalis* auch in hohem Alter noch positiv mit gesteigertem Durchmesser-

wachstum und einem späteren Kronenausbau auf eine solche Maßnahme reagiert. Bei konsequenter Behandlung ist die Elsbeere in der Lage, auf geeigneten Standorten eine Stellung in der (mit)herrschenden Schicht einzunehmen (KAUSCH-BLECKEN VON SCHMELING 1994, KAHLE 2004, PIETZARKA et al. 2008, AMMER et al. 2011).

KAHLE (2004) kommt nach Untersuchungen verschiedener Elsbeerenbestände und deren Zuwachsprognosen zum Schluss, dass die Elsbeere im Alter von 120 – 150 Jahren bei entsprechender Pflege in der Lage ist, Dimensionen von 50 cm BHD und mehr bei Höhenwerten von bis zu 30 m zu bilden.

3.4.4.2 Ergebnisse der Untersuchungen

In den Untersuchungen der Praxisanbauten spiegelt sich zum einen die generelle Seltenheit, zum anderen aber auch die Tatsache, dass die Baumart selten bestandesbildend auftritt, wider. Von den 121 bereisten Beständen wurden nur in 40 Aufnahmen durchgeführt. Diese wiederum fanden zu einem überwiegenden Anteil (25 Flächen) in sehr jungen Beständen statt, die nur mittels Sechsstichprobe aufgenommen werden konnten. Aber auch von den 15 **ertragskundlichen Aufnahmen** befindet sich der überwiegende Teil im jüngeren Altersbereich unter 30 Jahre. Drei Bestände liegen mit dem Alter über 120 Jahre,

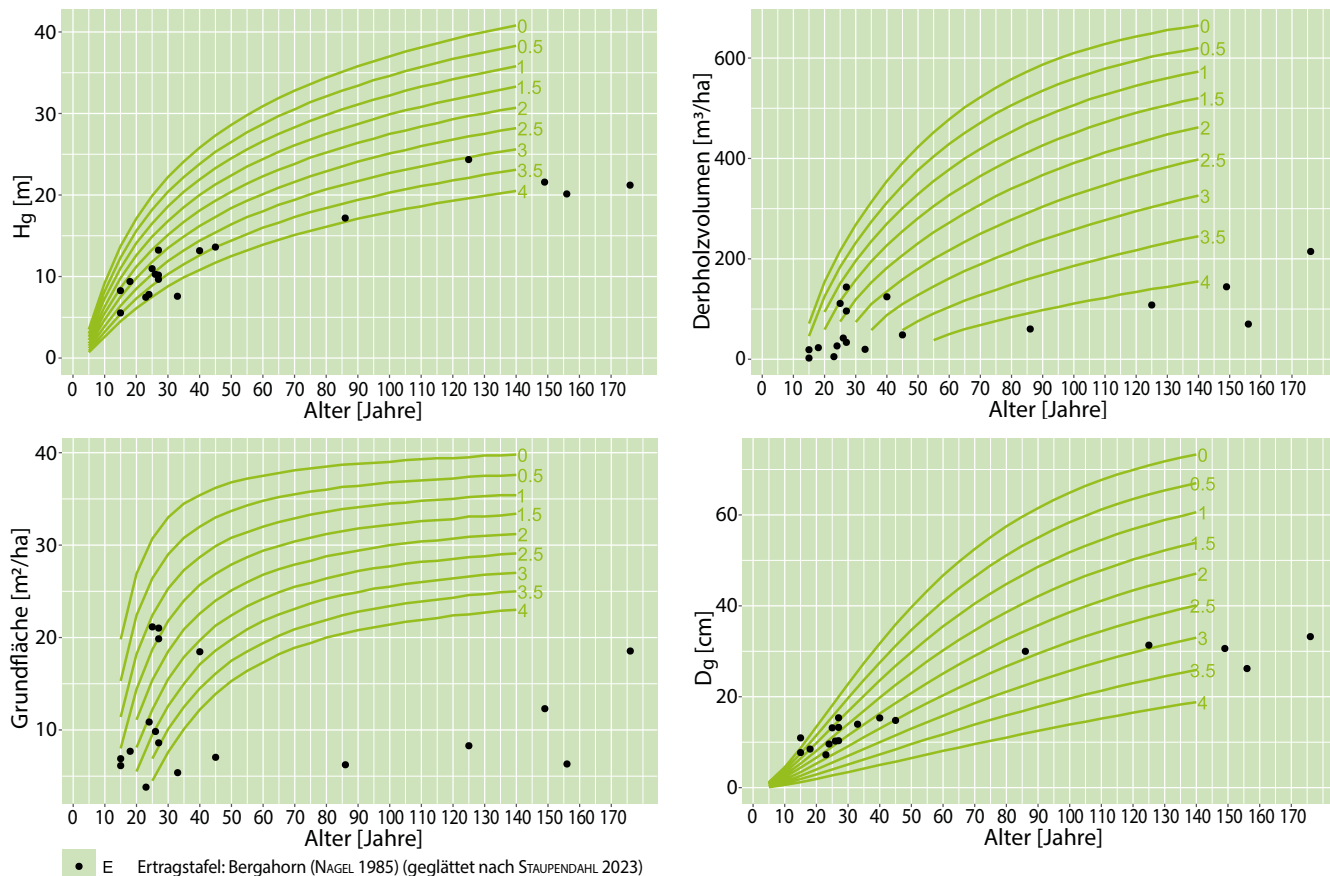


Abb. 5: Mittelhöhen-, Derbholzvolumen-, Grundflächen- sowie Durchmesserentwicklung der untersuchten Praxisanbauten der Elsbeere im Vergleich zur Ertragstafel Bergahorn (NAGEL 1985) geglättet nach STAUPENDAHL (2023). E: Einmalige Aufnahmen

sodass sich für die Altersspanne dazwischen leider eine Lücke ergibt, in der nur ein Bestand im Alter 86 liegt. Dies spiegelt allerdings das beschriebene waldbauliche Interesse an dieser Baumart deutlich wider und ist somit nicht so sehr verwunderlich. Neben den sich erhaltenden alten Vorkommen wird in jüngerer Zeit *S. torminalis* im Waldbau wieder eine größere Beachtung geschenkt, was zu vermehrten, auch kleinflächigeren Anbauten geführt hat.

Bei der Höhenentwicklung (Abbildung 5) zeigt sich zum einen sehr deutlich das beschriebene rasche Jugendwachstum der Art, aber auch, dass diese im Alter nur selten Höhen über 25 m erreicht und somit gegenüber anderen Baumarten der ständigen Förderung bedarf. In der Jugend erreicht der wuchskräftigste Bestand fast die 1. Ertragsklasse vom Bergahorn (NAGEL 1985), im Alter reicht es dann aber lediglich noch für die 3. Ertragsklasse. Ähnliche Tendenzen sind bei der Derbholzvolumen- sowie der Grundflächenentwicklung zu beobachten. Interessant stellt sich wiederum die Durchmesserentwicklung dar. Die jüngeren Bestände weisen durchweg höhere Durchmesser auf, die nicht unter die 2. Ertragsklasse vom Bergahorn (NAGEL 1985) fallen, während die Älteren auch hier maximal die 3. Ertragsklasse erreichen, tendenziell aber eher unter dieser liegen. Dies könnte ein Resultat einer veränderten waldbaulichen Behandlung darstellen. Die jüngeren Anbauten sind alles künstlich begründete Anbauten, die eine mehr oder weniger konsequente Pflege erfahren haben und so ihr Wuchspotenzial optimal ausschöpfen konnten. Bei den aufgenommenen Altbeständen hingegen handelt es sich teilweise um ehemals unterständige Exemplare, die im Rahmen der Räumung der restlichen Baumarten als Überhälter belassen wurden.

Insgesamt wurden in 25 Kulturen und Jungbeständen unter Derbholzgrenze **Sechsbäumstichproben** an der Elsbeere durchgeführt. Betrachtet wurden bei diesen

Auswertungen die Höhen- und Dichteentwicklung sowie die Konkurrenz durch in den Kulturen vorgefundene sonstige Baumarten (vgl. Kapitel 2.1.1.2). Bei der gemeinsamen Betrachtung der Alters-Höhen-Entwicklung und der Alters-Dichte-Entwicklung konnten am Ende von den 25 untersuchten Beständen nur 11 als gelungen kategorisiert werden. Hauptgrund hierfür waren im Wesentlichen die vorgefundene Pflanzendichten, welche nach dem Bewertungsansatz teilweise deutlich unter der Ausgleichsgeraden lagen (Abbildung 6 rechts). Auf 11 Flächen wurden Pflanzenzahlen unter 2.500 Stk./ha vorgefunden. Auf diesen Flächen sind die Elsbeeren zusätzlich vermehrt Konkurrenz durch sonstige Begleitbaumarten ausgesetzt. Es scheinen sich durch die stammzahlarme Elsbeere somit deutlich mehr Begleitbaumarten anzusiedeln, was aufgrund der Wuchseigenschaften in der weiteren Entwicklung zu sehr spannungsreichen Mischungen führen kann und folglich zu hohen Pflegeaufwendungen, sofern die Elsbeeren erhalten und gefördert werden sollen.

Die Auswertungen der Höhenentwicklung der jungen Bestände der Elsbeere verdeutlichen nochmals das erwähnte rasche Jugendwachstum dieser Baumart. 10-jährige Elsbeeren haben nach der quadratischen Ausgleichskurve im Mittel bereits eine Höhe von rund 3,5 m erreicht und liegen somit am oberen Ende der von KAHLE (2004) angegebenen Wuchsspanne von 19 – 35 cm pro Jahr in der Jugend.

3.4.5 Gefährdungen

Bisher gibt es keine explizite an *S. torminalis* auftretenden abiotischen Schäden. Alle in der Literatur aufgeführten Arten sind zumeist polyphage Arten. Da die Art zu den Rosengewächsen zählt, ist sie insbesondere anfällig gegenüber Pilzkrankungen. Diese äußern sich z. B. durch braune Blatt- und Rostflecken. Gegen solche Erkrankungen werden in den Baumschulen Fungizide eingesetzt. Darüber

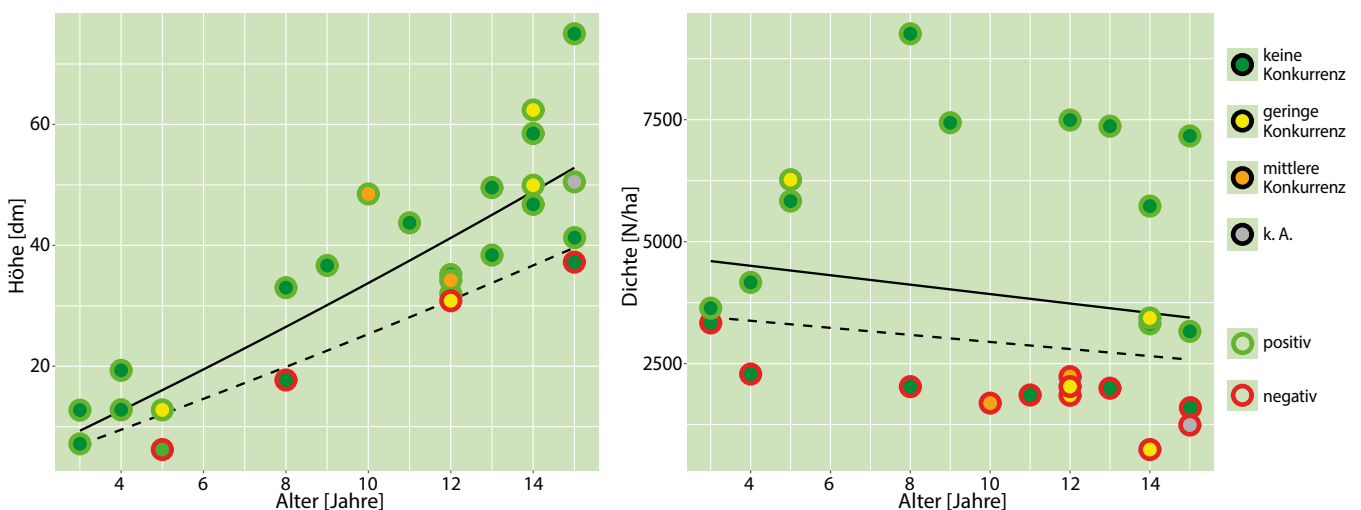
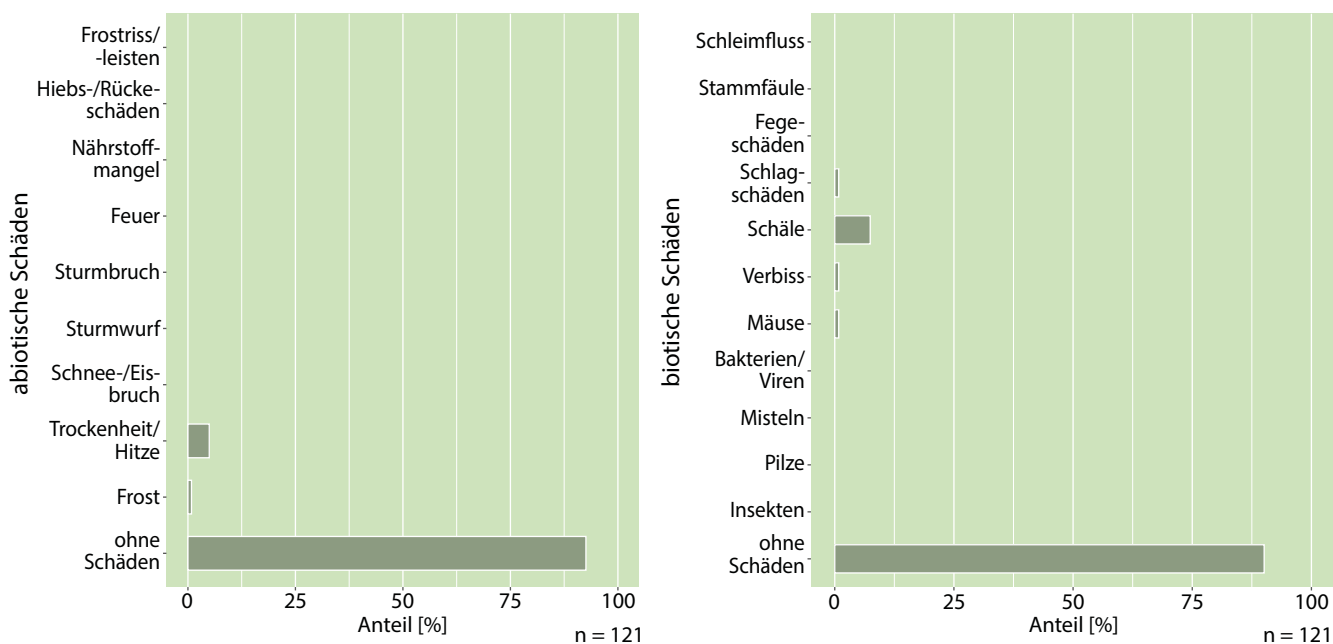


Abb. 6: Darstellung der Alters-Höhen- bzw. Alters-Dichte-Beziehung der Elsbeere mit der ermittelten Konkurrenzintensität der Bestände durch sonstige Baumarten

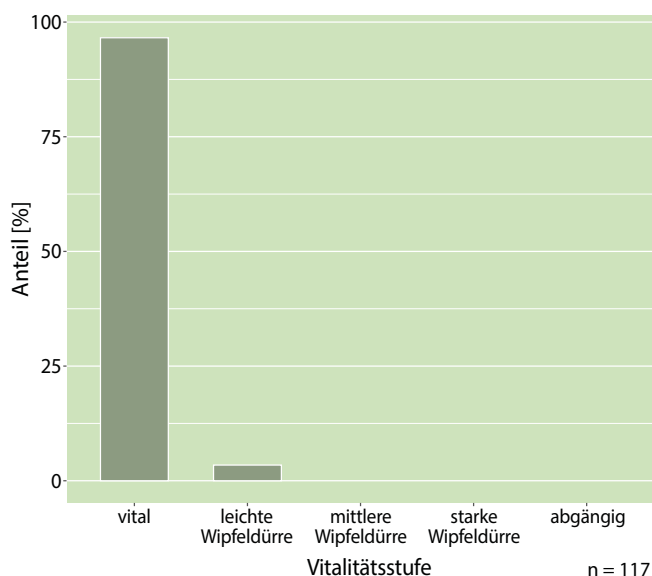
Abb. 7: In den Praxisanbauten vorgefundene abiotische und biotische Schäden an *S. torminalis*

hinaus kommen auch Wurzelhalsfäulen, welche durch die Gattung *Phytophthora* ausgelöst werden, oder auch durch *Verticillium* hervorgerufene Welkeerkrankungen an der Gattung *Sorbus* vor (PIETZARKA et al. 2008, BLASCHKE u. BUßLER 2011, 2011, FAUST u. FUSSI 2011). Bei eigenen Anbauversuchen der NW-FVA konnten während der Stratifizierung und Aussaat vereinzelt Pilzinfektionen festgestellt werden. Dabei handelte es sich hauptsächlich um die Auflaufkrankheit oder auch Umfallkrankheit, ausgelöst durch verschiedene bodenbrütende Pilze der Gattungen *Fusarium*, *Pythium* und einige mehr.

S. torminalis wird durch Wild stark verbissen und durch Rehwild gefegt, was zu nennenswerten Schäden an den Pflanzen führen kann und im Extremfall die vegetative Vermehrung dieser Art verhindert. In der Jugend ist deswegen eine Umzäunung zum Schutz vor dem Wildeinfluss fast unumgänglich (KAHLE 2004, PIETZARKA et al. 2008, AMMER et al. 2011, MÜLLER-KROEHLING u. KÖLLING 2011, MEYER 2011, WELK et al. 2016).

Gegenüber Schäden durch Frost oder Trockenheit gilt *S. torminalis* als sehr widerstandsfähig. Solche Schäden treten höchstens in einem geringen Umfang auf. Insbesondere gegen Spätfröste ist die Art sehr tolerant. Junge Pflanzen vertragen leichte Spätfröste bis ca. -5 °C besser als die meisten anderen Baumarten. Allerdings ist eine Eigenart der Elsbeere, dass sie in der Jugend anfällig gegenüber Frühfrösten ist. Dies liegt in der Johannistriebbildung begründet. Diese Triebe können bis in den November hinein ihr Höhenwachstum fortsetzen, was dazu führt, dass die Terminalknospe nicht rechtzeitig verholzt und infolgedessen zerstört wird. Dies führt wiederum dazu, dass es im Folgejahr zu Zwieselbildungen kommt (PIETZARKA et al. 2008, KAUSCH-BLECKEN VON SCHMELING 2011).

Durch das ausgeprägte Wurzelsystem mit teils tief vordringender Pfahlwurzel ist *S. torminalis* auf ihren Standorten fest verwurzelt und dementsprechend kommen Ausfälle durch Windwurf nur äußerst selten vor (PIETZARKA et al. 2008). Auch in den untersuchten Praxisanbauten stellte sich *S. torminalis* als eine Baumart mit wenigen biotischen und abiotischen Schäden dar (Abbildung 7). Einige wenige Flächen zeigten Schäden, die auf Trockenheit oder Hitze zurückzuführen waren. Insgesamt zeigte sich die Elsbeere selbst nach den Trockenjahren als äußerst vitale Baumart dar (Abbildung 8). Das galt insbesondere für flachgründige, skeletthaltige Kuppen mit begrenzter Wasserspeicherkapazität, wo Buchen und Eichen deutliche Vitalitätsprobleme bis hin zu Absterbeerscheinungen aufwiesen.

Abb. 8: Vitalitätsansprache der Praxisanbauten von *S. torminalis*

3.4.6 Holzverwendung und Stammqualitäten begutachteter Bestände

Das feine, zerstreutporige Holz der Elsbeere ist von heller weißgelblicher bis rötlichbrauner Farbe, bei höheren Baumaltern eher dunkel-rotgelb bis rötlichbraun und dunkelt bräunlich nach. Es besteht kein farblicher Unterschied zwischen Splint- und Kernholz. Es kann jedoch ein fakultativer dunkel-rotbrauner bis schwarzbrauner Farbkern als sogenannter Falschkern auftreten. Die Kernbildung scheint durch Verletzungen aber auch durch die Bildung von Totästen gefördert zu werden und scheint somit eher eine Frage der Behandlung zu sein als eine Altersfrage (KAUSCH-BLECKEN VON SCHMELING 1994, PIETZARKA et al. 2008, MÜLLER-KROEHLING u. KÖLLING 2011, GROSSER 2011, WAGENFÜHR u. WAGENFÜHR 2022).

Das sehr dekorative Elsbeerholz ist meist von schlichter Textur. Infolge eines etwas dichteren Spätholzes treten die Jahrringe ohne besonders auffällig zu werden hervor. Auf der Tangentialfläche ergibt sich somit eine unauffällige feine Zeichnung. Zusammen mit dem warmen Rotton verleiht dies dem Holz sein edles Aussehen (GROSSER 2011, WAGENFÜHR u. WAGENFÜHR 2022).

Das Holz von *S. torminalis* ist hart, dicht, sehr feinfaserig und schwer. Es besitzt gute Elastizitäts- und Festigkeitseigenschaften, die mit denen der Eiche vergleichbar sind. Das Holz ist zäh und lässt sich nur sehr schlecht spalten. Die Volumenschwindung beim Trocknen ist im Vergleich zu anderen Laubhölzern äußerst hoch. Zudem neigt es beim Trocknungsprozess stark zum Reißen und Verwerfen. Im trockenen Zustand dagegen ist es dann äußerst formstabil und maßhaltig. Das Holz lässt sich mechanisch mäßig gut bearbeiten, ist allerdings gut zu dreheln und zu

schnitzen. Es lässt sich aufgrund der dichten Oberflächenbeschaffenheit nur mäßig gut verkleben, dafür aber ausgezeichnet beizen und lackieren. Im trockenen Zustand ist die Dauerhaftigkeit gut. Es besitzt ein gutes Stehvermögen, da es einmal getrocknet nur sehr langsam wieder Feuchtigkeit aufnimmt. Das Holz ist allerdings nicht witterungsfest und pilzanfällig und ist unter dem Einfluss von Witterung dementsprechend nur von geringer Dauerhaftigkeit (PIETZARKA et al. 2008, GROSSER 2011, WAGENFÜHR u. WAGENFÜHR 2022).

Die Verwendung von Elsbeerholz ist vielfältig. Die qualitativ besten Stämme werden heutzutage zu Furnieren verarbeitet. Gedämpft lässt sich das Holz bestens messern. Darüber hinaus findet es Verwendung als Spezialholz für Einzeilmöbel. Insbesondere früher wurde es aufgrund der hohen Maßhaltigkeit für Mess- und Zeichengeräte, wissenschaftliche Instrumente und Maschinenteile eingesetzt. Es findet Verwendung für Musikinstrumente, als Profilholz, für Paneele, Modelle, Formen und Sportgeräte (KAUSCH-BLECKEN VON SCHMELING 1994, PIETZARKA et al. 2008, GROSSER 2011, WAGENFÜHR u. WAGENFÜHR 2022).

Frisches Holz verstockt bei warmer Witterung leicht, weshalb bei der Elsbeere eine Winterfällung mit schneller Abfuhr sowie Einschnitt mit Rinde empfohlen wird (PIETZARKA et al. 2008, WAGENFÜHR u. WAGENFÜHR 2022).

Die natürliche Astreinigung bei *S. torminalis* ist gut und setzt aufgrund der hohen Lichtbedürftigkeit sehr früh ein. Im Bestand erwachsen, führt dies zu langen, astfreien Schäften (KAUSCH-BLECKEN VON SCHMELING 1994, PIETZARKA et al. 2008).

Die in den Praxisanbauten vorgenommene Qualitätseinschätzung (Abbildung 9) zeigt neben einem hohen Anteil an guten Qualitäten der Güteklasse B auch einen sehr hohen Anteil an schlechten Qualitäten, welche der Gruppe „schlechter als Güteklasse B“ zugeordnet wurden. Dabei ist zum einen zu beachten, dass viele der heute vorgefundenen Stämme keine arttypische Wuchsform aufweisen, da während der letzten Jahrhunderte in den Wäldern eine Auslese stattgefunden hat, die aus wirtschaftlicher Sicht die „minderwertigen“ Exemplare übrig gelassen hat (PIETZARKA et al. 2008). Gleichzeitig spielt bei nur kleinen Vorkommen auch die arttypische häufige Zwieselbildung (vgl. Kapitel 3.4.5) eine gewisse Rolle bei dieser Einschätzung. Die häufig beobachtete Krümmung von älteren Stämmen ist auch auf den Phototropismus der Art zurückzuführen (KAUSCH-BLECKEN VON SCHMELING 1994). Ebenso führten schlechte Wuchsformen bei den jüngeren Beständen oftmals zu dieser Einschätzung. Sehr häufig wurden trotz ausreichendem Dichtstand starkastige Elsbeeren mit tief ansetzenden Kronen vorgefunden, die kaum Anzeichen einer natürlichen Astreinigung aufwiesen.

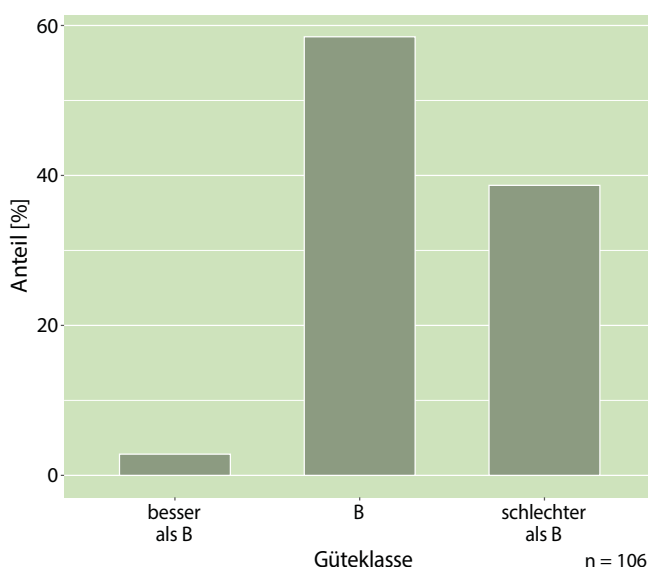


Abb. 9: Qualitätseinschätzung der Praxisanbauten von *S. torminalis* anhand einer optischen Stehendansprache eines potenziellen Z-Baumkollektivs

3.4.7 Sonstige Ökosystemleistungen

Die Blüten von *S. torminalis* bieten zahlreichen Insekten (Hautflüglern, Zweiflüglern, Schmetterlingen und Käfern) ein reiches Angebot an Nektar und Pollen. Durch ihr recht spätes Erscheinen im Mai bis Juni stellen die Blüten eine wichtige Nahrungsquelle für Bienen dar (AAS 2011, BLASCHKE u. BUßLER 2011, Dörken 2012).

Die Früchte von *S. torminalis* sind reich an Vitamin C. Sie schmecken zunächst trocken, mehlig und säuerlich und bilden einen unangenehmen Pelz auf der Zunge. Erst nach dem ersten Frost entwickeln sie ihr angenehm säuerlich-süßes Aroma und das Tannin ist abgebaut. Will man diese Früchte ernten, so ist jedoch Eile geboten, da sie in diesem Zustand äußerst beliebt bei Vögeln sind, welche schnell eine erfolgreiche Ernte verhindern können. Will man dies umgehen, sollten die Früchte unreif geerntet und zum Nachreifen gelagert werden. Aus den Früchten lässt sich Kompott, Marmelade, Gelee oder Fruchtsaft herstellen. Weiter kann man aus den Früchten einen Edelschnaps brennen, welcher bisweilen für Preise um die 200 – 300 € gehandelt wird. Der hohe Preis liegt in der aufwendigen Arbeit und der recht geringen Ausbeute begründet. So liefert ein im Freiland erwachsender, reichlich Früchte tragender Baum ca. 100 – 150 l Maische. Im Durchschnitt lassen sich aus 100 l Maische rund 2 l Schnaps brennen (KAUSCH-BLECKEN VON SCHMELING 1994, 2011, PIETZARKA et al. 2008, WAUER 2011, DÖRKEN 2012).

Darüber hinaus besitzt die Elsbeere aufgrund ihrer attraktiven Herbstfärbung auch einen hohen ästhetischen Wert (Abbildung 12). Im Herbst ist die Elsbeere durch ihre frühe, zunächst karminrote, dann blutrote über ein orange ins gelb übergehende Laubfärbung in den Wäldern gut zu erkennen (KAUSCH-BLECKEN VON SCHMELING 1994, PIETZARKA et al. 2008, MÜLLER-KROEHLING u. KÖLLING 2011, DÖRKEN 2012).

3.4.8 Genetik

Hybridisierungen unter den verschiedenen *Sorbus*-Arten sind in der Literatur bereits vielfach beschrieben. So ist auch *S. torminalis* an einer großen Zahl von Hybriden beteiligt. Insbesondere aus Kreuzungen mit der Mehlbeere (*Sorbus aria*) sind zahlreiche verschiedene Sippen entstanden, von denen ständig neue Taxa beschrieben werden (PIETZARKA et al. 2008, FAUST u. FUSSI 2011).

Verschiedenste Untersuchungen zeigen innerhalb der Bestände eine hohe genetische Variation sowie eine hohe Differenzierung der Bestände. Dies weist auf einen geringen Genfluss auch zwischen den Beständen hin, der wahrscheinlich durch die Verbreitung von Samen durch Vögel zustande kommt (AAS 2011, FAUST u. FUSSI 2011).

MÜLLER-KROEHLING u. KÖLLING (2011) verweisen darauf, dass bei keiner Baumgattung die regionalen Besonderheiten

so ausgeprägt sind wie bei der Gattung *Sorbus*. Bereits frühe Auswertungen eines Elsbeeren-Herkunftsversuchs aus dem Jahr 1979, welcher von KAUSCH-BLECKEN VON SCHMELING (1994) beschrieben wird, zeigen, dass neben Wuchsunterschieden auch Formunterschiede zwischen den Herkünften existieren. *S. torminalis* unterliegt nicht dem Forstvermehrungsgutgesetz (FoVG) und somit gibt es keine Vorschriften zur Ausweisung zugelassener Erntebestände oder sonstige Regelungen für den Handel mit Vermehrungsgut. Das auf dem Markt verfügbare Saatgut kann somit aus den verschiedensten Quellen stammen und muss nicht unbedingt den Ansprüchen einer forstlichen Nutzung entsprechen.

Mit der Elsbeere wurde 1976 in Niedersachsen ein Herkunftsversuch angelegt mit Versuchsflächen in den niedersächsischen Forstämtern Liebenburg und Oldendorf. Dabei schnitten Vorkommen aus Frankreich und Nordbayern (Würzburg, Sailershausen, Schweinfurt) am besten ab. Auch österreichische Elsbeeren gehörten zu den besten, waren allerdings insgesamt nur schwach vertreten, sodass dieses Ergebnis nicht zu hoch bewertet werden darf. Aus Niedersachsen haben die Vorkommen aus Göttingen gut abgeschnitten. Die in Hessen, Niedersachsen und Sachsen-Anhalt angelegten Samenplantagen liefern hochwertiges Vermehrungsgut dieser seltenen aber wertvollen Baumart (NW-FVA 2017). Darüber hinaus kann auf Sonderherkünfte der DKV zurückgegriffen werden (Tabelle 1).

Zukünftig können für *S. torminalis* durch sechs neu angelegte Nachkommenschaftsprüfungen in den vier Trägerländern der NW-FVA weiterführende Anbauerfahrungen und Herkunftsinformationen gesammelt werden.



Abb. 12: Elsbeere mit beginnender Herbstfärbung (Foto: S. Lieven)

Tab. 1: Von der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, Abteilung C – Waldgenressourcen, empfohlene Herkünfte forstlichen Vermehrungsgutes (Herkunftsempfehlungen) (Auszug, Rang 3 wurde nicht mehr aufgelistet).

Land	Anbau- gebiet	Kategorie	Rang	Registernummer	Ausgangsmaterial	Stand
Niedersachsen		ohne	1		SPI BY, NDS, CS, FR, LUX, A (Oldendorf, NDS)	2023
		ohne	1		SPI Harz (Harz, ST)	2023
		ohne	1		SPI Hess.-Nordbayer. Bergland (Wehretal, HE)	2023
		ohne	1		SPI Südnieders./Nordhessen (Liebenburg, NI)	2023
		ohne	1		SPI Tief- u. Hügelland, Flechtlingen (ST)	2023
		ohne	2		Örtlich bewährte, autochthone Vorkommen	2023
		ohne	2		SHK Unteres Weserbergland (NDS)	2023

3.5 Esskastanie (*Castanea sativa*)

Castanea sativa MILLER, 1768 (syn.: *Castanea vesca* GAERTNER, *Castanea vulgaris* LAM.,

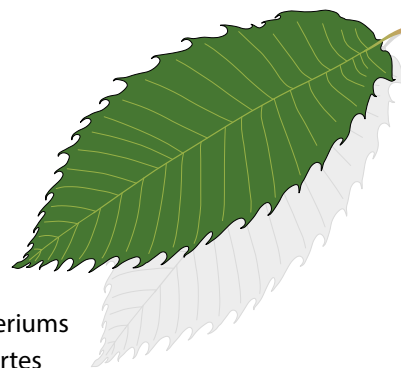
Fagus castanea LINNÉ)

syn.: Edelkastanie

engl.: sweet chestnut

Familie: Fagaceae

Unterfamilie: Castanoideae



Es ist davon auszugehen, dass die Esskastanie bereits zu Zeiten des römischen Imperiums bei uns in Kultur genommen wurde, weshalb sie als Archäophyt (vor 1492 eingeführtes Gehölz) bei uns fest eingebürgert ist. Zwar differenzierten die Römer zwischen „Silvae palaris“ (Wälder zur Nutzung von Masten und Brennholz) und „Silvae castaneariae“ (Wälder zur Fruchtproduktion), dennoch ist aufgrund der historischen Bedeutung der Nutzung der Früchte anzunehmen, dass hauptsächlich Zuchtformen verbreitet sind, die streng auf Merkmale der Fruchtbildung hin selektiert wurden (BOTTACCI 1998, AAS 2018, FAUST u. FUSSI 2018).

3.5.1 Zusammenfassende Bewertung



Eingeschränkte Anbauempfehlung

Obwohl die Esskastanie (*Castanea sativa*) eine wärme-liebende Baumart mit submediterranen-subatlantischen Klimacharakter ist, scheint ihre waldbauliche Bedeutung unter Betrachtung aller relevanten Faktoren der Klimaerwärmung ungewiss.

Untersuchungen zur Trockenheitstoleranz der Baumart haben gezeigt, dass diese durchaus mit Stress bzw. auch mit Mortalität auf zu trockene Standorte reagiert. Ein Aspekt, der sich unter den prognostizierten Klimamodellen durchaus als negativ erweisen kann. So bedingte Wachstumsschwankungen führen bei der Esskastanie, neben

weiteren Faktoren, zu Ringschäle, was eine Wertholzproduktion mit dieser Baumart als schwierig durchführbar erscheinen lässt. Kulturen der Esskastanie werden auch in Zukunft Spätfrost ausgesetzt sein. Mit der Tintenkrankheit, dem Rindenkrebs und der Esskastanien-Gallwespe kommen eingeschleppte Pathogene und Parasiten als Gefährdungen für diese Baumart hinzu. Diese Gefährdungen scheinen durch die bevorstehenden klimatischen Veränderungen begünstigt zu werden, wodurch eine Zunahme des Auftretens zu erwarten ist.

	Merkmal	Bewertung	Erläuterung
Ökologische Zuträglichkeit (OTTO 1993)	Standortsanpassung	++	<i>C. sativa</i> hat grundsätzlich eine breite Standortsamplitude; für Wertholzerzeugung braucht sie aber besser versorgte, frische Standorte
	Bodenpfleglichkeit	+++	Die Streuzersetzung ist sehr gut, wodurch sich eine hohe Bodenpfleglichkeit dieser Baumart ergibt
	Keine Krankheitsverbreitung	+ -	<i>P. cinnamoni</i> , ein Auslöser der Tintenkrankheit, hat ein sehr breites Wirtsspektrum und kann bei Einschleppung auch andere Arten befallen; eine Ausbreitung dieses Pilzes sollte vermieden werden
	Keine Anfälligkeit	--	Es sind bereits jetzt mehrere Pathogene und Parasiten an der Esskastanie bekannt; diese treten auch in Deutschland auf und können durchaus bestandesgefährdend werden; sie profitieren durch die zukünftigen klimatischen Änderungen
	Mischbarkeit	-	Die Mischbarkeit dieser Baumart ist waldbaulich anspruchsvoll; in der Jugend kann sie durch ihr rasches Jugendwachstum, insbesondere bei Stockausschlägen, Begleitbaumarten überwachsen und ausdunkeln; im Alter bleibt das Höhenwachstum gegenüber den anderen heimischen Baumarten zurück, was zur Schwächung der Esskastanie führen kann
	Naturverjüngung	++	In etablierten Esskastanienbeständen verjüngt sich die Esskastanie neben zahlreichen Stockausschlägen auch durch Kernwüchse
	Waldstrukturen	+	Voranbau unter Lichtbaumarten durchführbar, Erhalt von Mischbaumarten in der Jugend bzw. der Esskastanie in älteren Mischwäldern ggf. waldbaulich anspruchsvoll

+++ äußerst positiv ++ sehr positiv + positiv --- äußerst negativ -- sehr negativ - negativ ? unklar

	Merkmal	Bewertung	Erläuterung
Invasivität (Vor et al. 2015)	Negative Standortsbeeinflussung	○	Nicht gegeben; die Streu ist gut zersetzbar
	Hohes Reproduktionspotenzial	●	Esskastanien fruktifizieren jährlich und bilden alle 2 – 3 Jahre eine Vollmast aus; die zahlreichen Früchte werden aber sehr gerne von Tieren als Futter aufgenommen; die Anzahl der keimenden Individuen wird so deutlich reduziert
	Hohes Ausbreitungspotenzial	○	Die schweren Früchte fallen direkt unter den Baum; eine Verbreitung durch Vögel ist zwar möglich, aber zahlenmäßig unbedeutend
	Fähigkeit zur Artverdrängung	●	Insbesondere Stockausschläge überwachsen durch ihr rasches Wachstum Begleitbaumarten und dunkeln diese aus; auf geeigneten Standorten wächst die Esskastanie folglich in Reinkulturen hervor
	Begrenzte Steuerungsmöglichkeiten	●	Aufgrund der hohen Stockausschlagsfähigkeit ist ein Baumartenwechsel in etablierten Esskastanienbeständen nur schwer durchführbar; Schattbaumarten sollen beim Management dieser Baumart hilfreich sein

○ trifft nicht zu ● trifft bedingt zu ● trifft zu

All diese Faktoren sprechen in Summe gegen einen großflächigen Anbau von *C. sativa*¹. Im Rahmen der Förderung der Bestandesstabilität und der Risikosteuerung spricht allerdings nichts gegen eine kleinflächige Einbringung dieser Baumart auf geeigneten Standorten. Dies kann sogar eine ökologische Bereicherung der heimischen Wälder darstellen.

3.5.2 Verbreitung

Bedingt durch die lange Kultivierungsgeschichte lässt sich das natürliche Verbreitungsgebiet von *C. sativa* nicht mehr eindeutig nachvollziehen. Indigen kommt die Esskastanie von der nördlichen Iberischen Halbinsel über Südfrankreich und weite Teile Italiens bis nach Slowenien und vom

südlichen Balkan über das westliche und nördliche Kleinasien bis in den Kaukasus vor. In Kultur wird sie in Süd- und Westeuropa, in Großbritannien, Deutschland und im südlichen Skandinavien angebaut. Auf Madagaskar, den Philippinen, in Japan, den USA, Mexiko und Chile sind ebenfalls Kulturen bekannt (BOTTACCI 1998, UHL 2017, AAS 2018, CONEDERA et al. 2021).

Analog zu den im Verbreitungsgebiet herrschenden Klimabedingungen unterscheidet BOTTACCI (1998) drei unterschiedliche Ökotypen:

- Der atlantische Typ wächst in Regionen mit sehr ausgeglichenem Jahresklima. Es herrschen milde Winter (Mitteltemperatur des kältesten Monats > 3 °C) und kühle Sommer vor.

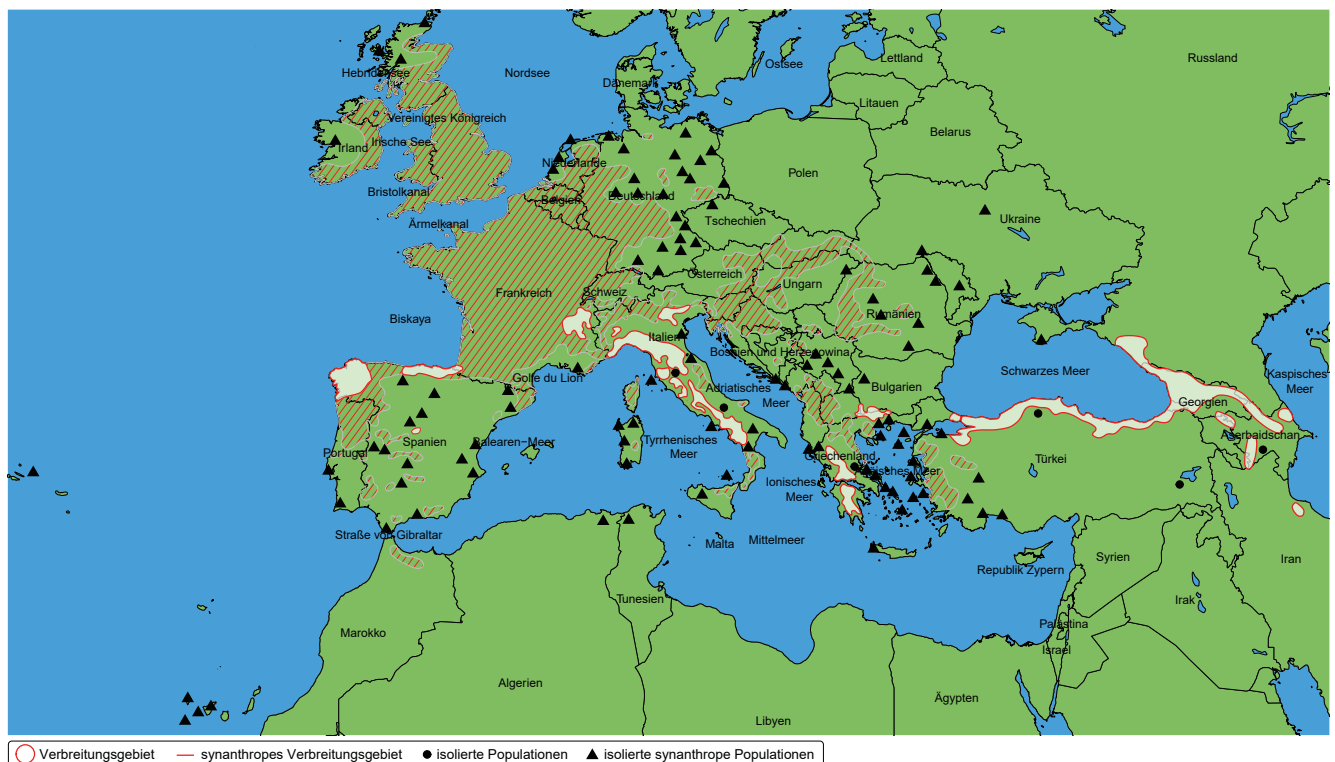


Abb. 1: Verbreitungsgebiet von *Castanea sativa*. Quelle: CAUDULLO et al. (2023)

¹Zu dieser Einschätzung kommen auch andere Arbeiten zur Esskastanie: AAS 2018, CONEDERA et al. 2018, 2021, FAUST u. FUSSI 2018, HÜBNER et al. 2019

- Der kontinentale Typ kommt in Gebirgen mit mittleren Jahrestemperaturen $> +10^{\circ}\text{C}$ vor (Mitteltemperatur des kältesten Monats $> -1^{\circ}\text{C}$; Minimum $-1 - -4^{\circ}\text{C}$). Es herrschen größere jahreszeitliche Temperaturdifferenzen, auch größere Unterschiede zwischen Minima und Maxima vor. Sommer und Herbst sind sehr warm.
- Der mediterrane Typ dominiert im typischen Mittelmeerklima. Vorausgesetzt, es fallen genügend Niederschläge zwischen Mai und September.

THURM u. HEITZ (2018) fanden anhand eines Artverbreitungsmodells heraus, dass bei der Esskastanie vor allem die maximale Temperatur im Sommer die Verbreitung bestimmt. Gebiete mit zu kalten ($< 22^{\circ}\text{C}$), aber auch zu heißen Sommern ($> 30^{\circ}\text{C}$) meidet die Esskastanie. Dabei ergibt sich die Maximaltemperatur im Sommer aus dem 30-jährigen Mittel der durchschnittlichen Monatsmaxima und ist nicht gleichzusetzen mit der „maximalen“ Maximaltemperatur.

3.5.3 Standort

Aufgrund der anthropogenen Verbreitung weit über das natürliche Areal der Esskastanie hinaus, lässt sich die ökologische Nische nur bedingt genau bestimmen. *C. sativa* gehört zu den submontanen, mediterranen Baumarten

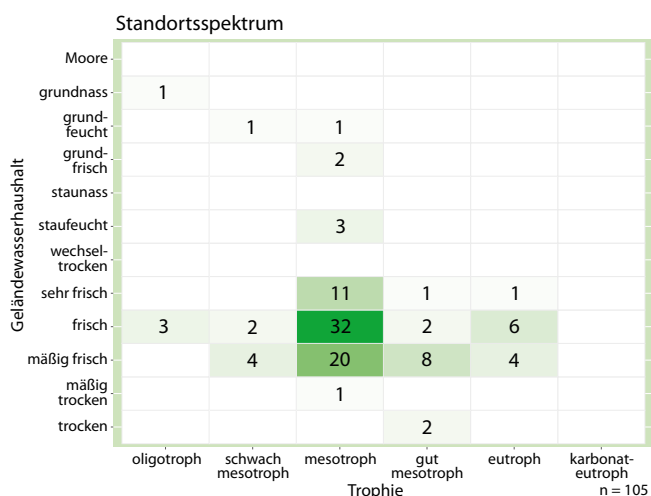


Abb. 2: Standortsspektrum der untersuchten Praxisanbauten der Esskastanie

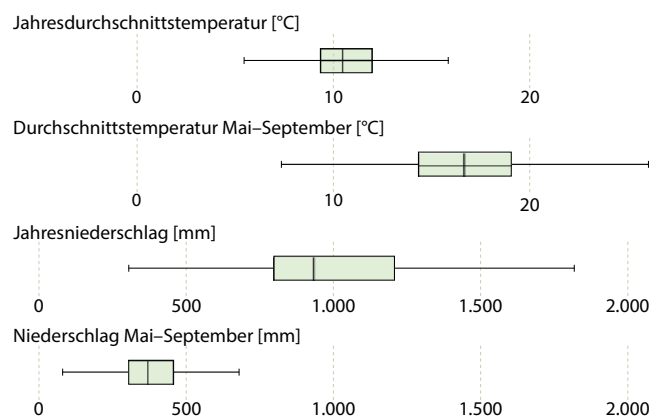


Abb. 3: Klimawerte des natürlichen Verbreitungsgebietes der Esskastanie extrahiert aus dem CHELSA-Datensatz (KARGER et al. 2021)

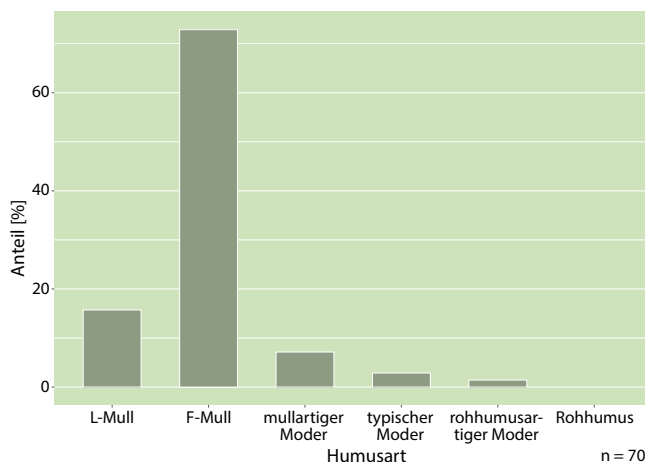


Abb. 4: Humusansprache in den Beständen der Praxisanbauten der Esskastanie

und ist wärmeliebend. Betrachtet man das natürliche und das synanthrope Verbreitungsgebiet, wächst die Art bei einer Jahresdurchschnittstemperatur zwischen 9 und 12°C sowie einer mittleren Durchschnittstemperatur in den Monaten Mai bis September von $14,3$ bis knapp 19°C . In dem betrachteten Gebiet treten maximale Temperaturen von -21°C und $+36,8^{\circ}\text{C}$ auf. Der Jahresniederschlag schwankt zwischen 800 und 1.200 mm, wovon $305 - 455$ mm innerhalb der Monate Mai bis September fallen (Abbildung 3). Die ermittelten Jahresdurchschnittstemperaturen liegen in einem engeren Rahmen als die meisten in der Literatur aufgelisteten Werte, welche sich im Bereich von $8 - 15^{\circ}\text{C}$, mit einem monatlichen Mittel in der Vegetationszeit von über 10°C bewegen. Gutes Wachstum weist die Art bei Jahresniederschlägen von $600 - 1.600$ mm auf. Obwohl die Esskastanie als vergleichsweise trockenisertragend eingestuft wird, meidet sie dürregefährdete Lagen. Auch Standorte mit Stauwassereinfluss werden nicht besiedelt. Sie bevorzugt tiefgründige, gut drainierte, saure bis neutrale Böden mit relativ hohem K- und P-Gehalt. Ansonsten ist sie hinsichtlich der Nährstoffversorgung relativ anspruchslos. Sie meidet jedoch Kalkstandorte, wenn der Kalkgehalt 20% überschreitet (LÖBF 1985, BOTTACCI 1998, HUSMANN et al. 2013, BAUMEISTER et al. 2014, AAS 2018, THURM u. HEITZ 2018, HÜBNER et al. 2019). Auch wenn sie zwar auf nährstoffarmen Böden wächst und auch mal kürzere sommerliche Trockenperioden übersteht, sollten für die Wertholzerzeugung nur Bestände auf tiefgründigen, gut durchlüfteten und gut wasserversorgten, mäßig sauren bis neutralen Böden ausgewählt werden. Die Jahresniederschläge sollten bei diesen Beständen mindestens bei $700 - 800$ mm liegen (BAUMEISTER et al. 2014).

C. sativa bildet ein kräftiges Wurzelsystem mit einer Pfahlwurzel aus, welche allerdings nicht tief in den Boden eindringt. Die wenigen Seitenwurzeln sind intensiv verzweigt und sorgen so für eine feste Verankerung (BOTTACCI 1998). Die untersuchten Praxisanbauten weisen im überwiegenden Teil eine Humusform des F-Mull auf (Abbildung 4).

Dadurch zeigt sich, wie schnell die Laubstreu der Esskastanie abgebaut wird. Dies passt zu dem von SEGATZ (2018) angegebenen Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis (C/N-Verhältnis) von 23:1, welches damit nahezu im optimalen Bereich liegt. Die Laubstreu wird somit recht schnell, in der Regel weitgehend in eineinhalb Jahren, zersetzt (BOTTACCI 1998, SEGATZ 2018).

3.5.4 Wachstum und Ertrag

3.5.4.1 Übersicht

C. sativa kann 20 – 35 m hoch und 500 – 600 Jahre alt werden und dabei einen Stammdurchmesser (BHD) von 1 – 2 m, in Extremfällen sogar 4 m erreichen (LÖBF 1985, BOTTACCI 1998, AAS 2018). Von den Lichtbedürfnissen ist die Esskastanie eine Licht- bis Halbschattbaumart. Vor allem in der Jugend ist die Baumart sehr schattenertragend, wird mit zunehmendem Alter aber auch mit zunehmender geographischer Breite des Anbauorts lichtbedürftiger (BOTTACCI 1998, AAS 2018, HÜBNER et al. 2019).

Das Höhenwachstum der Esskastanie verläuft typisch für eine Pionierbaumart. Der Höhenzuwachs kulminiert bereits um das Alter 15 mit sehr hohen durchschnittlichen Werten. Jährliche Höhenzuwächse können in den ersten Jahren durchaus bei etwas über 2 m liegen. Das Höhenwachstum ist ungefähr bis zum Alter 35 dem der Buche deutlich überlegen. Danach bleibt es aber hinter dieser bonitätsabhängig zurück. Ab dem Alter 70 – 80 wird die Esskastanie auf den jeweils besten Standorten von der Buche überwachsen. Aufgrund einer relativen Kronenlänge von 50 % bei der Esskastanie kann auf solchen Standorten aber bereits ab einem Alter von 20 – 30 Jahren mit einem Einwachsen der Buche in die Krone der Esskastanie gerechnet werden (LÖBF 1985, HEIN et al. 2014).

C. sativa besitzt eine anhaltende Fähigkeit zu Bildung von

Ersatztrieben aus schlafenden (proventiven) Knospen an Stamm und Ästen. Diese Fähigkeit ist für die Konkurrenz-kraft eine wichtige Eigenschaft, da sich für die Esskastanie hier ein hohes Vermögen zur Regeneration der Krone nach Schäden ergibt. Gleichmaßen ermöglichen die Proventivtriebe aber auch die intensive Bildung von Stockaus-schlägen (AAS 2018).

Auf Trockenstress reagiert *C. sativa* mit deutlichem Zuwachsrückgang, wobei ihre Resistenz, Resilienz und Erholungszeit auf vergleichbarem Niveau mit unseren heimischen Baumarten liegen (UHL 2017, HÜBNER et al. 2019).

Begründung

Nach FAUST u. FUSSI (2018) fruktifizieren Esskastanien im Waldbestand mit 40 – 60 Jahren. Mit einer Vollmast ist alle 2 – 3 Jahre zu rechnen. In den Praxisanbauten konnte aber bereits in deutlich jüngeren Kulturen Fruchtbehang beobachtet werden. Jedoch kann das Saatgut nicht lange gelagert werden (6 – 7 Monate). Bei Saatgutprüfungen hat sich ergeben, dass es große Schwankungen bei der Lebensfähigkeit und dem Tausendkorngewicht gibt, weshalb auch die Anzahl der lebenden Keime stark variiert. Des Weiteren können Lagerschäden oder Insektenbefall den Auflauf-erfolg weiterhin erheblich schmälern (BOTTACCI 1998, FAUST u. FUSSI 2018).

C. sativa keimt hypogäisch, d. h. die Keimblätter bleiben in der Frucht und ergrünen nicht. Die ersten sichtbaren Assimilationsorgane sind folglich die Primärblätter. Die Keimhemmung ist leicht zu überwinden.

Zum Thema Begründungsverfahren gibt es in der Literatur verschiedene empfohlene Vorgehensweisen. BOTTACCI (1998) empfiehlt für die zur Holzproduktion vorgesehene Bestände die Saat mit 3 – 4 Früchten pro Pflanzloch. Dies kann in wärmeren Gebieten gleich nach der Ernte im Herbst geschehen, in kälteren Klimata sollte dies besser im nächsten Frühjahr erfolgen. Die Überwinterung des Saatgutes sollte dann bei geringer Luftfeuchte in gut belüfteten Mieten erfolgen. LÜPKE et al. (2018) beschrieben als gängiges Verfahren zur Bestandesbegründung hingegen die Pflanzung im Weitverband (2 x 3 m oder 3 x 3 m). Sie empfehlen als Pflanzgut 2-jährige Pflanzen (1 + 1), welche durch eine Lochpflanzung > 30 cm gepflanzt werden. Berücksichtigt man dabei die von BOTTACCI (1998) beschriebene Entwicklung einer 30 – 40 cm langen Pfahlwurzel im 1. Jahr wird jedoch klar, dass bei diesen Sortimenten die Pfahlwurzel auch ohne Unterschneiden in der Baumschule mit hoher Wahrscheinlichkeit beschädigt werden kann. Daher sind ggf. kleinere, jüngere Sortimente bei einer Pflanzung zu bevorzugen. Bei der Anlage der Anbauversuche im Projekt „Anbauwürdigkeit und ökologische Zuträglichkeit alternativer Baumarten in Hessen“



Abb. 5: Kastanienfrucht frisch nach Abfall auf Kastanienlaub
(Foto: S. Lieven)



Abb. 6: 1/0er Pflanzensortiment der Esskastanie (Foto: S. Lieven)

wurden 1/0er Pflanzen verwendet, welche mit den forstlichen Standardverfahren gut pflanzbare Wurzeln und gut ausgebildete Triebe aufwiesen (Abbildung 6).

Eine Mischung mit anderen Baumarten ist aufgrund der beschriebenen frühen Zuwachskulmination und der Lichtbedürftigkeit dieser Baumart waldbaulich anspruchsvoll. HÜBNER et al. (2019) und LÜPKE et al. (2018) empfehlen die Esskastanie in kleingruppen- bis gruppenweiser Einbringung mit dienenden Schattlaubhölzern. Diese sollen ein rasches astfreies Höhenwachstum fördern und gleichzeitig die Stockaustriebe der Esskastanie hemmen. Allerdings weisen CONEDERA et al. (2021) darauf hin, dass ebendiese schattentoleranten Bäume in die Kastanienkronen einwachsen und deren photosynthetisches Potenzial und damit ihre Leistungsfähigkeit verringern können. Hier ist der Bewirtschaftende gefragt, der dieses Spannungsfeld durch gezielte waldbauliche Eingriffe aufzulösen hat. Die Hainbuche hat sich hier als fördernd für das Wachstum erwiesen. Seitenschutz oder der Anbau unter Schirm ist hilfreich, um winterliches Zurückfrieren der Kultur zu vermeiden (LÖBF 1985, LÜPKE et al. 2018). Ein Phänomen, welches auch bei den Besichtigungen der Praxisanbauten bestätigt werden konnte. In einigen Kulturen wiesen die Esskastanienpflanzen in den Randbereichen, im Schutz der Nachbarbestände, deutlich größere Höhen bei zeitgleich weniger Trieben je Pflanze auf. Dies ist vermutlich dem Schutz vor Frösten geschuldet.

Ein vielfach beobachtetes Phänomen, welches auch in den Praxisanbauten festgestellt wurde, ist, dass die Esskastanie häufig mehrtriebig erwächst. Die Gründe hierfür sind zum einen in dem Zurücktrocknen der Pflanzen nach der Pflanzung oder durch Zurückfrieren bei Frostereignissen und anschließendem Wiederaustrieb zu finden; zum anderen kann es aber auch daran liegen, dass ein Teil der Fruch-

te zwei Embryonen beinhaltet. Die Mehrtriebigkeit geht jedoch mit zunehmendem Alter zurück (HAASE u. LEMMEN 2015).

Aufgrund der Gefährdung durch den Rindenkrebs (siehe Kapitel 3.5.5) muss darauf geachtet werden, dass vom Rindenkrebs nachweislich erregerefreies Saat- bzw. Pflanzgut verwendet wird (CONEDERA et al. 2018, HÜBNER et al. 2019).

Obwohl viele Früchte von Tieren gefressen werden, vermehrt sich die Esskastanie, sofern sie etabliert ist, problemlos (SCHENCK 1939a, BOTTACCI 1998).

Waldbau

Die bereits erwähnte hohe Fähigkeit zur Bildung von Stockausschlägen führt dazu, dass *C. sativa* hauptsächlich im Niederwaldbetrieb mit einem oder zwei Umtrieben bewirtschaftet wird. Ein Umtrieb dauert zwischen 10 und 25 Jahre. Vor dem Abtrieb stehen dann auf 700 – 1.200 Wurzelstöcken 3.000 – 6.000 nutzbare Stämme. Holz- oder Fruchtproduktion im Hochwaldbetrieb sind sehr viel seltener anzutreffen (SCHENCK 1939a, BOTTACCI 1998, AAS 2018). Da die Jugendentwicklung dieser Baumart, wie bereits aufgeführt, sehr rasch ist, muss der Kronenausbau bei dieser Baumart in jungen Jahren erfolgen. Im Alter von ca. 10 – 15 Jahren, bei beginnendem Kronenschluss bei einer Oberhöhe von ca. 12 – 15 m, sollten 60 – 80 Z-Bäume pro Hektar ausgewählt und kräftig freigestellt werden. Im weiteren Verlauf ist darauf zu achten, dass diese Freistellung konsequent weitergeführt wird, um ein möglichst gleichmäßiges Wachstum zu gewährleisten. Dabei ist zu beachten, dass Jungbestände bereits wenige Jahre nach dem Eingriff wieder geschlossen sind. Die Folgeeingriffe sind somit in kurzen Abständen notwendig (BAUMEISTER et al. 2014, LÜPKE et al. 2018, WAMBSGANß u. EHRHART 2018, HÜBNER et al. 2019).

Eine solche waldbauliche Behandlung soll zum einen zu maximalem Dickenwachstum als auch zum anderen zu geringen Schwankungen der Jahrringbreiten führen, wodurch die Gefahr der Ringschale verringert wird. Es sollte bei der Wertholzproduktion darauf geachtet werden, dass die Standorte gut wasserversorgt sind, damit die Gefahr von Trockenstress möglichst gering gehalten wird. Bei einem so erreichbaren durchschnittlichen Radialzuwachs von 4 – 5 mm/Jahr ist es möglich, innerhalb eines Produktionszeitraumes von 55 – 75 Jahren ausreichend astfreies Wertholz mit einem Zieldurchmesser von 50 – 60 cm BHD zu erreichen. Mit geringeren Zieldurchmessern (z. B. 40 cm BHD für Palisadenholz) können bei Z-Baumzahlen von 120 Bäumen je ha auch Produktionszeiten von ca. 35 Jahren erreicht werden (HEIN et al. 2014, WAMBSGANß u. EHRHART 2018). Bei der Bewirtschaftung der Esskastanie sind die besonders hohen Wuchsleistungen der Stockausschläge zu beachten. Diese können in den ersten Jahren ein jährliches Höhenwachstum von 1 m und mehr aufweisen. Hierdurch



Abb. 7: Nach Kalamitätsnutzung des restlichen Bestandes freigestellte junge Esskastanien mit Wasserreiserbildung (Foto: S. Lieven)

besitzen sie die Fähigkeit aufkommende Mischbaumarten, aber auch auflaufende Esskastanienkernwüchse, in den ersten zehn Jahren komplett auszudunkeln. Dies führt dazu, dass sie nach einem Kahlhieb stark dominiert bzw. auf Standorten mit guten Wuchsbedingungen nahezu als Monokultur auftritt (LÖBF 1985, LÜPKE et al. 2018, SEGATZ 2018, WAMBSGANß u. EHRHART 2018). In Rheinland-Pfalz sind zwischen 1960 und 1980 Versuche, die Esskastanie durch Baumarten zu ersetzen, die zur damaligen Zeit bessere Verwertungsmöglichkeiten versprachen, aufgrund der hohen Konkurrenzkraft der Stockausschläge misslungen (WAMBSGANß u. EHRHART 2018).

Bei der Bewirtschaftung der Esskastanie ist durch die starke Ausschlagsfähigkeit der Proventivknospen auch auf starke Wasserreiserbildung nach zu starker Freistellung zu achten (Abbildung 7) (SEGATZ 2018).

Im Allgemeinen gilt bei der Esskastanie, je länger der Produktionszeitraum, desto höher ist auch das Risiko, Ertragsverluste durch klimatische Einflüsse, Erkrankungen wie Rindenkrebs oder Ringschäle zu erleiden (vgl. Kapitel 3.5.5) (BAUMEISTER et al. 2014).

3.5.4.2 Ergebnisse der Untersuchungen

Die **Auswertungen der Praxisanbauten** bestätigen die geschilderten Wachstumseigenschaften von *C. sativa*. In Abbildung 8 ist gut zu erkennen, dass die Esskastanie ein

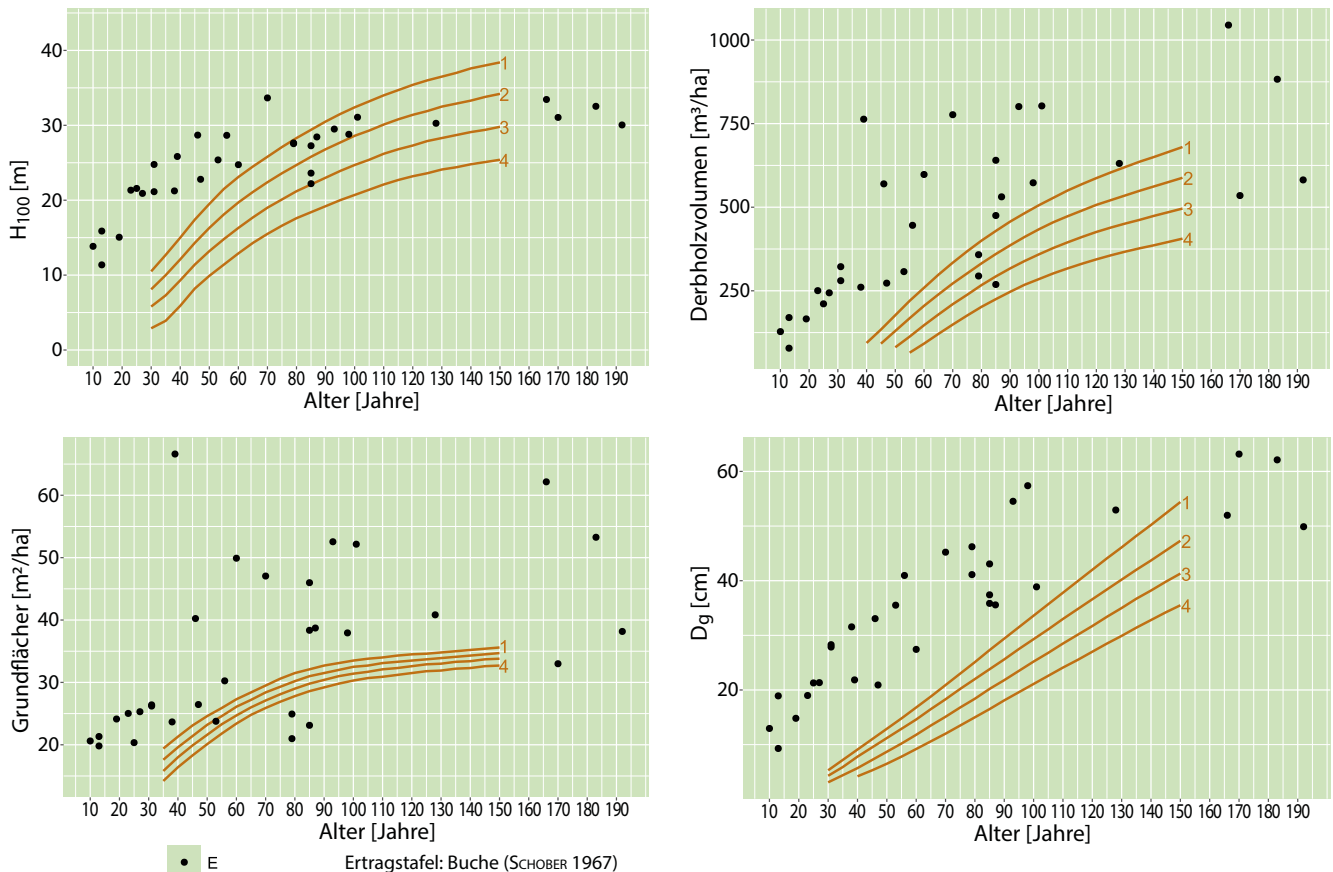


Abb. 8: Oberhöhen-, Derbholzvolumen-, Grundflächen- sowie Durchmesserentwicklung der untersuchten Praxisanbauten der Esskastanie im Vergleich zur Buchenertragstafel (SCHÖBER 1967). E: Einmalige Aufnahmen

schnelles Jugendwachstum aufweist und in ihrer Höhenentwicklung zunächst der Buche deutlich überlegen ist. Ab Alter 30 - 35 flacht dieses Höhenwachstum jedoch stark ab und kann dann nicht mehr mit der Höhenentwicklung der Buche mithalten und bleibt deutlich hinter den besseren Bonitäten zurück. Im Alter ist die Höhenentwicklung der Esskastanie mit einer Buche in der 2. – 3. Ertragsklasse vergleichbar.

Die Volumenentwicklung von *C. sativa* liegt trotz geringerer Höhen im Alter nicht nur in der Jugend zum Teil deutlich über den Volumina der Buchenertragstafel (Abbildung 8). Das höhere Volumen der Esskastanie ist auf die ebenfalls höhere Durchmesserentwicklung dieser Baumart zurückzuführen, die im Gegensatz zum Höhenwachstum auch im Alter anzuhalten scheint. Die teils geringeren Durchmesser in den ganz alten Beständen mit Alter > 160 könnten auf bereits durchgeführte Zielstärkennutzungen zurückzuführen sein.

In den Beständen unter der Derbholzgrenze wurden mittels **Sechsbäumstichproben** die Höhen- und Dichteentwicklung sowie die Konkurrenz durch die in den Kulturen vorgefundenen sonstigen Baumarten ermittelt (vgl. Kapitel 2.1.1.2).

Insgesamt wurden nur in sieben Esskastanienkulturen Aufnahmen durchgeführt. Bei der gemeinsamen Betrachtung der Alters-Höhen- und der Alters-Dichte-Entwicklung konnten allerdings nur vier davon als gelungen kategorisiert werden (Abbildung 9). Auffallend bei der Betrachtung der Alters-Höhen-Entwicklung ist der langsame Start der Esskastanie in den ersten Jahren. Hier können Faktoren wie Spätfrost (vgl. Kapitel 3.5.5) oder das Zurücktrocknen nach der Pflanzung und der Wiederaustrieb aus dem Stock eine Rolle spielen. Man erkennt aber auch, dass, sobald die Pflanzen etabliert sind, das Höhenwachstum stark zulegt. Bei der Alters-Dichte-Entwicklung fällt das hohe

Niveau der Ausgleichskurve auf. Die Kulturen der Esskastanie wurden nach den Feldaufnahmen oftmals mit hohen Pflanzenzahlen um die 5.000 Pflanzen/ha begründet, was einem Pflanzverband von 2 x 1 m entspricht. Dies führt methodisch dazu, dass die Kultur mit immer noch über 3.000 Pflanzen bereits als negativ in der Entwicklung eingestuft wird. Nach LÜPKE et al. (2018) sind für die Begründung auch Weitverbände geeignet, die mit einer geringeren Pflanzenanzahl starten. Eine größere Stichprobe an Beständen wäre hier wünschenswert, um die Kulturentwicklungen besser einstufen zu können.

Abbildung 9 veranschaulicht, dass die Esskastanien in den untersuchten Kulturen insgesamt nur wenig Konkurrenz sonstiger Baumarten aufweisen. Insbesondere die älteren Kulturen unterliegen keiner Konkurrenz mehr, was sicherlich der enormen Wuchseistung in der Jugend zuzuschreiben ist. Selbst in den jüngeren Stadien sollte sich geringe Konkurrenz nicht negativ auf die Kultur auswirken, da die Esskastanie in ihrer Jugend durchaus schattenertragend ist und nach erfolgreicher Etablierung das Potenzial besitzt einen Wuchsrückstand gegenüber Mischbaumarten aufzuholen.

Auch die Esskastanie war Teil des Pflanzenportfolios der **Anbauversuche** (Kapitel 2.1.3) in Hessen. Abbildung 10 zeigt die Überlebensrate (links) sowie die Höhenentwicklung (rechts) auf den vier Versuchsflächen. Bei der Überlebensrate ist zu erkennen, dass die Esskastanie nach drei Wuchsjahren deutliche Unterschiede zwischen den Standorten aufzeigt. Während die Ausfälle in Jesberg und in Wetzlar nach den ersten Jahren nur geringfügig anstiegen und nun auf beiden Flächen bei knapp 26 % liegen, stiegen die Ausfälle in Darmstadt bis zuletzt weiter an, sodass Ende 2024 dort nur noch 2 % der beobachteten Individuen lebten. In Hessisch Lichtenau auf dem südexponierten Buntsandsteinhang lebten zum Ende des zweiten Jahres noch 53 % der Pflanzen. Hier konnten sich jedoch einige zuvor

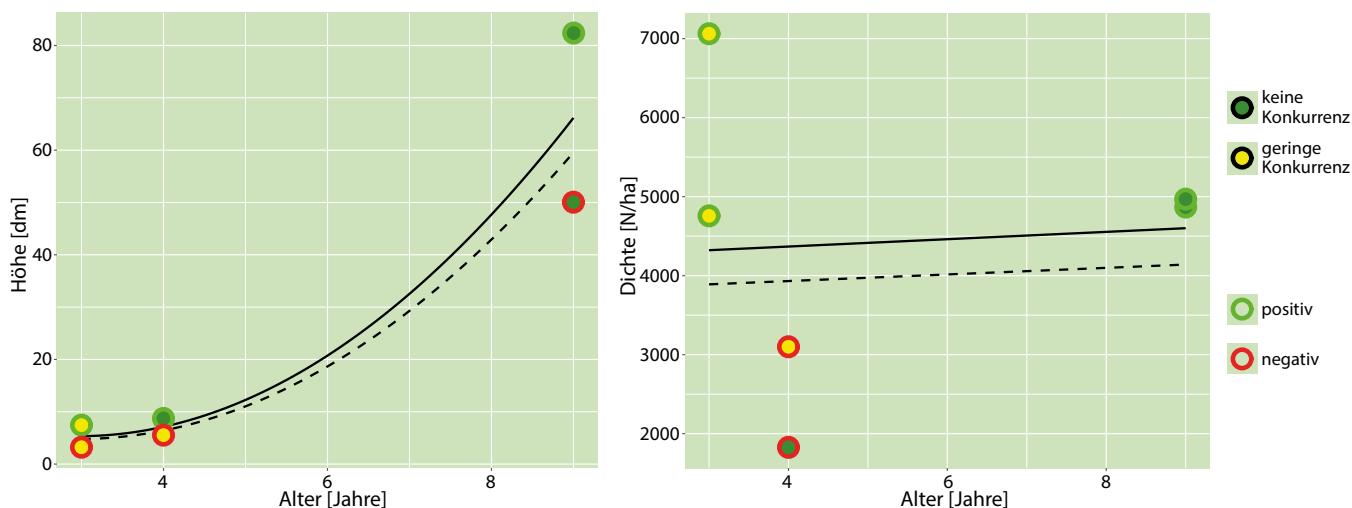


Abb. 9: Darstellung der Alters-Höhen- bzw. Alters-Dichte-Entwicklung der Esskastanie mit der ermittelten Konkurrenzintensität der Bestände durch sonstige Baumarten

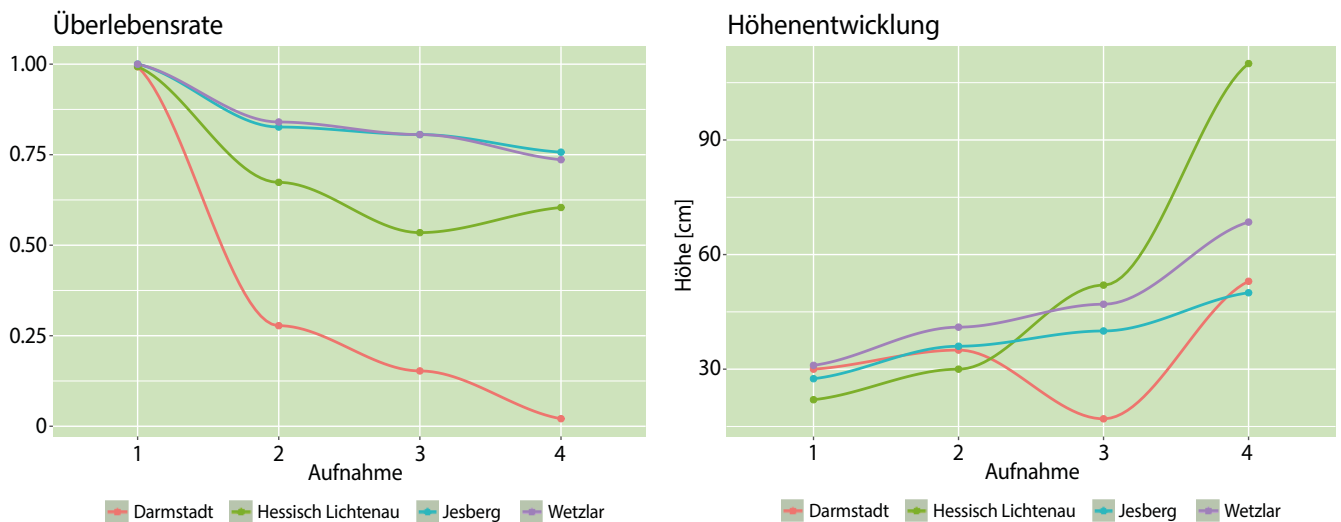


Abb. 10: Überlebensrate (links) sowie Höhenentwicklung (rechts) der Esskastanie auf den vier Anbauversuchen in Darmstadt, Hessisch Lichtenau, Jesberg und Wetzlar in Hessen. Bei der Höhenentwicklung wurden jeweils nur die zum Aufnahmezeitpunkt noch lebenden Exemplare berücksichtigt.

als abgestorben angesprochene Individuen aus Stockausschlag regenerieren, sodass sich die Anzahl der überlebenden Individuen zum Ende des Jahres 2024 auf 60 % erhöhte. Die Entwicklung der Höhe zeigt, dass bei einer erfolgreichen Etablierung die Esskastanie bereits im ersten Jahr nach der Pflanzung, trotz der sehr trocken-warmen Witterung des Jahres 2022, nennenswerte Höhenzuwächse aufweist (Aufnahme 2). Der positive Wachstumstrend hält bis auf die Versuchsfläche in Darmstadt kontinuierlich an, wenn auch in unterschiedlicher Stärke. Den größten Höhenzuwachs im Jahr 2024 mit im Mittel 61 cm wies die Esskastanie in Hessisch Lichtenau auf, während sich der Höhenzuwachs im gleichen Zeitraum in Jesberg auf 16,5 cm beschränkte. Ein Grund für die dort im Vergleich geringeren Zuwächse könnten die auf diesen Flächen in höherer Zahl auftretenden Stockausschläge sein, die teils geringere Höhen als die Ursprungspflanze aufweisen und somit rechnerisch mit negativen Höhenzuwächsen in die Mittelwertbildung einfließen. Auch die negative Höhenentwicklung bei der dritten Aufnahme in Darmstadt von -14 cm kann in Teilen auf Stockausschläge zurückgeführt werden. Dort ist als weiterer Grund allerdings auch das Zurücktrocknen von Pflanzen für diese Entwicklung verantwortlich.

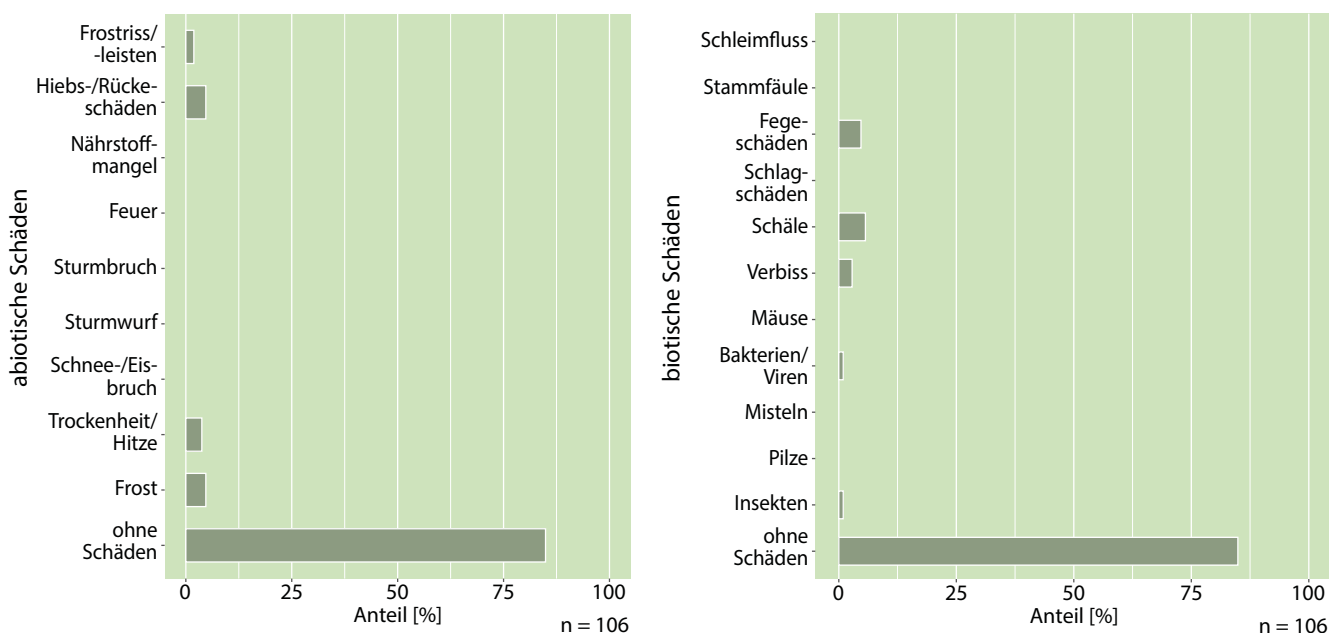
Die extremen Wuchsbedingungen in der Etablierungsphase spiegeln sich auch bei der Esskastanie in den verschlüsselten Schäden, die während der Bonituren aufgenommen wurden, wider. So sind die häufigsten Schäden bei der ersten Bonitur im Sommer 2022 „Dürre Kronen“, „Hitze“ und „Trocknis“. In der Folge fehlen bei der zweiten Aufnahme an etlichen Pflanzen die Terminalknospen, was auf ein Zurücktrocknen der Pflanzen hinweist. Dies konnten die Esskastanien aber teilweise durch Stockausschläge vorläufig kompensieren. Trotz besserer Wuchsbedingungen im Jahr 2023 traten auch bei der dritten Aufnahme

nach der zweiten Wuchsperiode erneut die Schäden „Dürre Kronen“ sowie „Terminalknospe fehlt“ auf. Vornehmlich kamen diese Schädigungen in Jesberg und Wetzlar vor, jedoch ließen sich die Gründe hierfür nicht eindeutig identifizieren. Denkbar wäre, dass es sich hier um vitalitätsgeschwächte Individuen handelt, aber auch standörtliche Einflüsse sind nicht auszuschließen.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Esskastanie mit den trockenen Bedingungen nach der Pflanzung vor allem auf dem trockenen Sandboden bei Darmstadt enorme Schwierigkeiten hatte. Regenerationsversuche durch Stockausschläge kamen zwar vor, konnten dort aber die hohen Ausfälle nicht in nennenswertem Umfang kompensieren. Auf den anderen Anbauversuchen nehmen Stockausschläge jedoch nennenswerte Anteile an den lebenden Exemplaren ein. Bisher vorgefundene Schäden belaufen sich auf die Folgen von Hitze und Trockenheit der letzten Jahre.

3.5.5 Gefährdungen

Ein Risiko bei der Begründung von *C. sativa* ist die extreme Spätfrostempfindlichkeit dieser Baumart in der Jugendphase, obwohl der ausgewachsene Baum selbst winterhart ist. Trotz Klimawandel wird dieses Risiko weiterhin bestehen bleiben (LÖBF 1985, BOTTACCI 1998, HUSMANN et al. 2013, FAUST u. FUSSI 2018). Auch in der überwiegenden Anzahl der Praxisanbauten sowie in den Anbauversuchen konnten Spätfrostschädigungen beobachtet werden, welche zu der geschilderten Mehrtriebzigkeit führten. Untersuchungen von UHL (2017) zu Zuwachsreaktionen auf Trockenstress bei der Esskastanie haben gezeigt, dass die Esskastanie bei Dürreereignissen ein ähnliches Verhalten wie die Buche zeigt. Beide verlieren in den Untersuchungen etwa 25 % Zuwachs im Trockenjahr und erreichen nach etwa zweieinhalb Jahren wieder das Zuwachsniveau

Abb. 11: In den Praxisanbauten vorgefundene abiotische und biotische Schäden an *C. sativa*

vor dem Trockenjahr. Im Vergleich zur Eiche und zur Kiefer reagiert die Esskastanie mit einem stärkeren Zuwachsrückgang. CONEDERA et al. (2021) konnten mit Modellen anhand der aktuellen Verbreitung der Esskastanie in der Schweiz die Empfindlichkeit dieser Baumart gegenüber Wasserstress, vornehmlich im Falle von Niederschlagsmangel in Verbindung mit hohen Temperaturen während der Vegetationsperiode, verdeutlichen. Dies hat sich insbesondere mit der hochsignifikanten negativen Auswirkung des mittleren „Standardized Precipitation Evapotranspiration Index (meanSPEI)“ auf die Überlebenswahrscheinlichkeit der Esskastanien gezeigt. Eine Eigenschaft der Esskastanie, der es bei der Auswahl zukünftiger Anbaustandorte großer Aufmerksamkeit zu schenken gilt, sofern das Risiko der Ringschäle (s. u.) verringert werden soll.

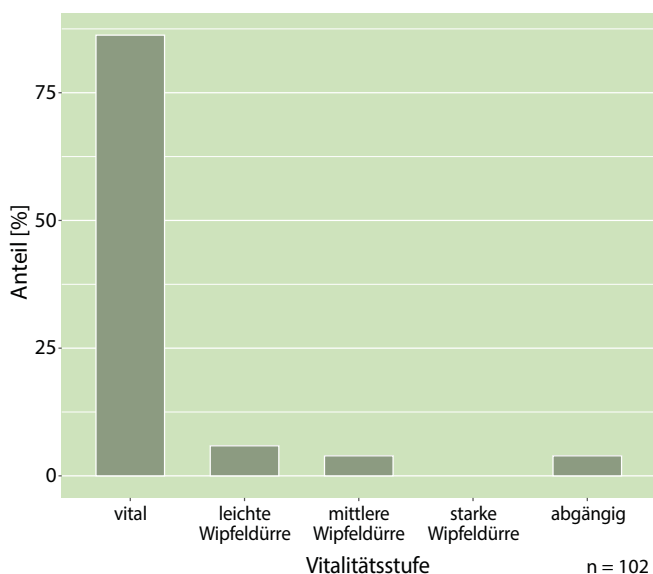
Wildverbiss wird an der Esskastanie kaum festgestellt. Allerdings wird die Kastanie vom Rehbock gefegt und vom

Rotwild geschält (Abbildung 11) (LÖBF 1985). Darüber hinaus ist die Esskastanie nennenswerten Produktionsrisiken ausgesetzt, die im Folgenden näher beschrieben und erläutert werden. Deren Berücksichtigung in Pflegekonzepten zur Wertholzproduktion bzw. bei der Überlegung über einen Anbau dieser Baumart stellt die waldbauliche Abwägung vor große Herausforderungen.

BOTTACCI (1998) berichtet, dass ausgelöst durch den starken Krebsbefall im letzten Jahrhundert viele Hochwälder in weniger anfällige Niederwälder umgewandelt worden sind. BRANDL et al. (2023) berichten aus Südfrankreich, dass die Esskastanie dort aufgrund der Gefahr von Ringschäle und Rindenkrebs kaum gefördert wird. Neben den folgenden Gefährdungen kann auch der Hallimasch die Esskastanie befallen (SCHENCK 1939a).

Ringschäle

Ringschäle ist ein Resultat aus inhomogenen Spannungen im Stamm und unterschiedlich spannungsresistenten Stammbereichen. Ringrisse entstehen, wenn sich Holzspannungen entlang von Frühholzgefäßen eines Jahrringes entladen. Esskastanien neigen bei Wachstumsstress dazu, bei den Frühholzzellen kleinere Gefäße und mehr Holzstrahlen auszubilden. Später weisen diese Frühholzschichten eine erhöhte Spannungstoleranz aus. Durch unterschiedliche Jahrringbreiten können Spannungen verschoben und überlagert werden und es kann infolge zu einer inhomogenen Kräfteverteilung im Stamm kommen. Dies bedeutet, dass Ringschäle auftritt, wenn auf enge Jahrringe breite Jahrringe folgen. Es existiert also ein episodisch sehr unregelmäßiger Jahrringaufbau. Ringschäle ist bei der Holzverwertung ein großes Problem. Die Schnittholzausbeute wird drastisch reduziert. Folglich sinkt der Wertholzanteil eines betroffenen Stammes

Abb. 12: Vitalitätsansprache der Praxisanbauten von *C. sativa*

enorm (HUSMANN et al. 2013, HEIN et al. 2014, RICHTER u. EHMCKE 2018).

Ringschäle kann durch verschiedene Ursachen auftreten (BAUMEISTER et al. 2014):

- eine Schädigung des Kambiums (Krebs, Frost, Verletzung),
- ökologische Einflüsse (zu saure oder zu feuchte Böden),
- mechanische Einflüsse, die Spannungen im Holz auslösen (starke Wachstumsschwankungen, Austrocknung, Windeinflüsse).

Es konnte nachgewiesen werden, dass zwischen Ringschälwahrscheinlichkeit und Wachstumsschwankungen ein statistisch signifikanter Zusammenhang besteht. Es wurde festgestellt, dass bei konstanten Jahrringbreiten über 4 mm das Risiko der Ringschäle deutlich zurückgeht. Wachstumsschwankungen werden neben der Witterung auch durch die Behandlung bestimmt. Der anfänglich hohe Radialzuwachs der Esskastanie fällt ohne Z-Baum-orientierte Pflege durch den frühen Kronenschluss schnell ab, was zu entsprechenden Spannungen führt (HUSMANN et al. 2013, BAUMEISTER et al. 2014, WAMBSGANß u. EHRHART 2018). Witterungsbedingte Wachstumsschwankungen können nicht beeinflusst werden. Da jedoch die Durchforstungsstärke einen signifikanten Einfluss auf den Zuwachs hat, können die unvermeidbaren Wachstumsschwankungen durch die Witterung durch geringere Eingriffsstärken in der Durchforstung, also eine weniger starke Freistellung der Z-Bäume, abgepuffert werden. HUSMANN et al. (2013) empfehlen deshalb, junge Esskastanienbestände, die auf Standorten mit abschnittsweise ungünstigen Witterungsverhältnissen stehen, in den ersten 20 – 25 Jahren nicht zu stark freizustellen. Nach dieser Phase sind die Zuwachstrends rückläufig und es kann eine stärkere Behandlung des Holzvolumenzuwachses angegangen werden, ohne



Abb. 13: Esskastanienstamm mit Ringschäle im Forstamt Rüdesheim (Hessen) (Foto: S. Lieven)

die Ringschälwahrscheinlichkeit zu erhöhen. Nach 40 Jahren sollte die geringe Reaktionsfähigkeit der Bäume bei Freistellung keine Wachstumsschübe mehr hervorrufen. Dies bedeutet, dass auf Standorten, auf denen die Esskastanie unter Trockenstress leiden könnte, die oben genannte waldbauliche Behandlung weniger stark angewandt werden sollte. Für eine gute Holzqualität müssen auf diesen Standorten also geringere Zuwächse und somit längere Produktionszeiten in Kauf genommen werden. BAUMEISTER et al. (2014) verweisen allerdings auch darauf, dass das Ringschälrisiko generell mit steigendem Alter zunimmt.

Nach HUSMANN et al. (2013) ist etwa jeder dritte Baum über 45 cm Brusthöhendurchmesser bei der Esskastanie durch Ringschäle betroffen. Das Ausmaß der Ringschäle kann bei stehenden Bäumen nicht eingeschätzt werden. Somit kann erst nach dem Hieb beurteilt werden, ob ein Stamm auf den Wertholzplatz kommt oder mit großen Erlöseinbußen nur noch als Energieholz vermarktet werden kann (HUSMANN et al. 2013, WAMBSGANß u. EHRHART 2018).

HEIN et al. (2014) weisen nach einem Literaturstudium zur Ringschäle darauf hin, dass die statistischen Zusammenhänge allerdings erhebliche Streuungen aufweisen. Aufgrund dessen muss dieses Phänomen als eine mögliche bleibende Restriktion für die Wertholzproduktion mit dieser Baumart angesehen werden.

Tintenkrankheit

Die Tintenkrankheit der Esskastanie wurde in Europa zum ersten Mal in Portugal im Jahre 1838 offiziell nachgewiesen (CONEDERA et al. 2018).

Mit der Tintenkrankheit befallene Bäume zeigen eine schütterere Belaubung der Krone mit kleinen vergilbten Blättern. Die Fruchtproduktion wird beeinträchtigt, die Früchte bleiben klein und reifen kaum mehr aus. Infizierte Bäume sterben nach zwei bis drei Jahren ab, junge Bäume gelegentlich auch schon nach einem Jahr. Der Name „Tintenkrankheit“ bezieht sich auf das Austreten schwarzer Exsudate an der Stammbasis, welche bei einer Infektion auftreten (BOTTACCI 1998, CONEDERA et al. 2018, AUF DER MAUR et al. 2022).

Ausgelöst wird diese Erkrankung hauptsächlich durch zwei Pilze der Gattung *Phytophthora*: *P. cambivora* und *P. cinnamomi*. Aber auch andere *Phytophthora*-Arten können die Symptome auslösen. Die genannten Arten besitzen ein breites Wirtsspektrum. Bei *P. cinnamomi* sind es mehr als 4.000 potenzielle Wirtspflanzen. Beide Arten sind kälteempfindlich und profitieren vom Klimawandel und der damit einhergehenden globalen Erwärmung. Dies gilt insbesondere für *P. cinnamomi*, welcher bisher nicht in Regionen vorkommt, in denen die Minimaltemperaturen unterhalb von 1,4 °C liegen (CONEDERA et al. 2018, AUF DER MAUR et al. 2022).

P. cambivora wurde 1917 als Erreger der Tintenkrankheit bei der Esskastanie beschrieben, befällt aber nicht nur Kastanien. Der Erreger dringt über die Wurzel ein und breitet sich im Baum nach oben hin aus. Ein Befall hat das Absterben des Gewebes zur Folge, was durch schwarze Verfärbungen unter der Rinde erkennbar wird. Diese steigen von den verfaulenden Wurzeln ausgehend an der Stammbasis flammenartig nach oben auf. An jungen infizierten Bäumen können oberflächlich eingesunkene Rindenpartien auf einen Befall hindeuten. Da bei befallenen Bäumen mit der Zeit der Transport von Wasser und Nährstoffen gestört ist, kommt es zu oben genannten Symptomen sowie zum Absterben der Bäume. Der Erreger *P. cinnamomi* verursacht bei der Esskastanie die gleichen beschriebenen Symptome (CONEDERA et al. 2018, AUF DER MAUR et al. 2022). Der Befall wird durch einen nassen, undurchlässigen Boden begünstigt. Aber auch extreme Trockenheit, die das Wurzelwachstum der Bäume stört, kann die Anfälligkeit erhöhen. Ist ein Boden erst einmal mit einem Erreger infiziert, kann dieser nicht mehr ausgerottet werden. Eine Bekämpfung der Krankheit ist somit unrealistisch und es kann lediglich versucht werden eine weitere Ausbreitung zu verhindern. Dies kann insbesondere bei der neuen Anpflanzung geschehen, indem nur geeignete Standorte ohne Stau- und Grundwasserbeeinflussung bepflanzt werden und das Pflanz- oder Saatmaterial nur aus nachweislich infektiionsfreien Baumschulen bezogen wird (CONEDERA et al. 2018, AUF DER MAUR et al. 2022).



Abb. 14: Schütterere Kronen befallener Bäume. Quelle: CONEDERA et al. (2018)

Die Tintenkrankheit befällt auch das Wurzelsystem der Esskastanie, wodurch es nicht zur Ausbildung von neuen Stockausschlägen an der Basis befallener Bäume kommt (CONEDERA et al. 2018, AUF DER MAUR et al. 2022).

Nach dem Erstnachweis der Krankheit wurde in vielen Ländern ein Massensterben der Kastanienbäume beobachtet. Es ist davon auszugehen, dass bedingt durch die Klimaerwärmung und die damit einhergehenden milderen Winter, die Ausbreitung der Erreger in Zukunft zunehmen wird (AUF DER MAUR et al. 2022).

Kastanienrindenkrebs

Der Kastanienrindenkrebs wurde im Jahr 1904 erstmalig im Osten der USA an der amerikanischen Esskastanie (*Castanea dentata*) entdeckt, wohin er von Asien aus eingeschleppt wurde. Bis 1950 schaffte es der Pilz, die amerikanische Esskastanie fast vollständig auszurotten und zerstörte dort rund 3,6 Mio. ha Kastanienwald. In Europa wurde die Krankheit erstmals 1938 entdeckt und ist mittlerweile in allen wichtigen Kastaniengebieten Europas verbreitet (BOTTACCI 1998, PETERS et al. 2015, CONEDERA et al. 2018). In Bayern wurden im Juni 2016 Erstnachweise für den Rindenkrebs erbracht (HÜBNER et al. 2019).

Bei der Krankheit handelt es sich um eine Pilzinfektion durch *Cryphonectria parasitica*. Dieser Pilz befällt nur die oberirdischen Baumteile. Symptome sind Absterberscheinungen in der Krone befallener Bäume. Welkende Blätter während der Vegetationsperiode oder braune, hängende Blätter an einzelnen Ästen im Winter sind typische Anzeichen für einen Befall. Abgetötet werden meist nur jüngere Bäume, bei denen die befallene Stelle am Stamm liegt. Bei älteren Bäumen sind häufig nur einzelne Äste in den Kronen betroffen (PETERS et al. 2015, CONEDERA et al. 2018, AUF DER MAUR et al. 2022).

Durch *Chryphonectria parasitica* wird die Rinde der Stämme und Äste der Esskastanie befallen. Die infizierte Rinde wird an der Infektionsstelle rot, sinkt ein und springt nach dem Absterben auf. Durch Überwallungsversuche des kranken Gewebes entwickeln sich die typischen Ausprägungen des Rindenkrebses. Später wächst der Pilz durch die Rinde und tötet das Kambium ab. Dadurch wird das Transport- und Wachstumsgewebe zerstört. Bei einer ast- oder stammumfassenden Ausprägung führt dies dazu, dass die Teile oberhalb der Infektionsstelle absterben. Unterhalb der Infektionsstelle kommt es häufig zur Ausbildung zahlreicher Wasserreiser (BOTTACCI 1998, PETERS et al. 2015, CONEDERA et al. 2018, WAMBSGANß u. EHRHART 2018, AUF DER MAUR et al. 2022)

Sollte ein Befall in einem Bestand auftreten, ist eine Beseitigung der Krankheit nur am Anfang realistisch, wenn nur wenige Einzelbäume betroffen sind. In diesem Fall müssen befallene Äste oder Stämme entnommen werden. Das



Abb. 15: Aktiver Rindenkrebs. Quelle: CONEDERA et al. (2018)

befallene Pflanzenmaterial sollte unmittelbar vor Ort verbrannt werden oder abtransportiert und dann einer Verbrennungsanlage zugeführt werden. In jedem Fall ist eine Desinfizierung des verwendeten Schnittwerkzeuges nach der Arbeit an befallenen Esskastanien mit 70 %-haltigem Spiritus oder Alkohol vorzunehmen. Bei einem Befall von mehreren Bäumen in einem Bestand sind mechanische Sanierungsmaßnahmen jedoch meist aussichtslos (PETERS et al. 2015, CONEDERA et al. 2018). In Regionen, wo der Kastanienrindenkrebs aktuell noch nicht vorhanden ist, sollten unbedingt präventive Maßnahmen eingehalten werden, um die Ausbreitung dieser Krankheit nicht künstlich zu beschleunigen. Darunter fällt insbesondere das Verwenden von nachweislich infektionsfreiem Pflanzgut der Esskastanie aus kontrollierten Baumschulen. Nach Pflanzungen sollten die Jungpflanzen dann regelmäßig auf Symptome kontrolliert werden, um ggf. eine rechtzeitige Beseitigung vornehmen zu können (CONEDERA et al. 2018).

HÜBNER et al. (2019) betrachten eine weitere Ausbreitung des Rindenkrebses als wahrscheinlich und sehen in ihm derzeit das Hauptrisiko für den Anbau der Esskastanie. Auch WAMBSGANß u. EHRHART (2018) gehen von einer weiteren Ausbreitung der Krankheit aus und stellen für viele Bestände die Frage, ob das Risiko für eine Wertholzproduktion nicht zu groß ist.

Esskastaniengallwespe

Die Esskastaniengallwespe (*Dryocosmus kuriphilus*, YASUMATSU, 1951) stammt ursprünglich aus Südchina und wurde über infizierte Zuchtbäume in verschiedene Länder Asiens, die USA und Europa verschleppt. Dort verbreitet sie sich seit 2002 weitläufig und ist fest etabliert. Sie gilt als

einer der bedeutendsten global verbreiteten Kastanien-schädlinge (PFLANZENSCHUTZAMT BERLIN 2017, HAUSL-HOFSTÄTTER 2018, CONEDERA et al. 2018).

D. kuriphilus lebt ausschließlich auf Baumarten der Gattung *Castanea*. Bei dieser Art kommen nur weibliche Individuen vor. Sie vermehrt sich ausschließlich parthenogenetisch (ungeschlechtlich). Die Gallwespe ist nur 2,5 – 3,0 mm groß und erwachsene Insekten bilden nur eine Generation pro Jahr aus. Diese leben lediglich bis zu 10 Tage. Die Flugzeit ist zwischen Juni und August. In dieser Zeit legen sie bis zu 100 kleine Eier in neu gebildete Kastanienknospen, ohne zunächst auffällige Symptome an den Bäumen hervorzurufen. Aus den Eiern schlüpfen im Spätsommer oder Herbst die Larven, die zunächst ohne zu fressen in den Knospen überwintern. Beim Austrieb im Folgejahr werden die Larven aktiv und stimulieren die Kastanie durch Sekretausscheidungen zur Bildung von 0,5 – 2,5 cm großen, glattwandigen, hellgrünen bis rosaroten Gallen. (BAFU 2015, PFLANZENSCHUTZAMT BERLIN 2017, HAUSL-HOFSTÄTTER 2018, CONEDERA et al. 2018).

In den Gallen entwickeln sich mehrere Individuen. Die Gallenbildung kann die Blüten- und Fruchtbildung der Bäume um 65 – 75 % reduzieren. Das Zweigwachstum ist deutlich reduziert, bei schwerem oder langjährigem Befall kann der Baum absterben. Nach dem Schlüpfen der Gallwespen trocknen die Gallen und die damit verbundenen Pflanzengewebe ein. So entstehen Eintrittspforten für weitere Schaderreger, wie z. B. den Kastanienrindenkrebs. Die Esskastanien versuchen mit der Ausbildung von Ersatztrieben auf diese Schädigung zu reagieren und verbrauchen dabei ihre Reserven (PFLANZENSCHUTZAMT BERLIN 2017, HAUSL-HOFSTÄTTER 2018, CONEDERA et al. 2018).

Die Larven verpuppen sich in den Gallen nach wenigen Wochen Fraß. Sie schlüpfen von Juni bis Juli und schwär-



Abb. 16: *Dryocosmus kuriphilus* – die Esskastaniengallwespe. Quelle: HAUSL-HOFSTÄTTER (2018)

men aus. Die Ausbreitungsentfernung kann mit Windunterstützung bis zu 20 km oder weiter betragen (BAFU 2015, PFLANZENSCHUTZAMT BERLIN 2017, CONEDERA et al. 2018). Neben der natürlichen Verbreitung erfolgt die Verschleppung der Esskastaniengallwespe in erster Linie mit Pflanzenmaterial wie Jungpflanzen oder Pfropfreiser. Aber auch eine passive Verschleppung in Autos und Lastwagen ist möglich (BAFU 2015).

Chemische Maßnahmen sind gegen *D. kuriphilus* nicht wirksam. Die Wespenlarve ist im Innern der Galle vor den Insektiziden geschützt (BAFU 2015). In China hat die Art verschiedenen Gegenspieler, wovon *Torymus sinensis* (KAMUJO, 1982), eine Schlupfwespe, die größte Wirtsspezifität zeigt. Ihr Lebenszyklus ist zudem dem ihres Wirtes sehr ähnlich. Verschiedene Länder haben deswegen zur Schädlingsbekämpfung *T. sinensis* eingeführt. Die Weibchen dieser Art legen ihre Eier im Frühjahr entweder direkt auf die Larven von *D. kuriphilus* oder an die Wand der Larvenkammer. Die geschlüpften Larven fressen als Ektoparasiten an den Wirtslarven und verpuppen sich im Winter. Die Imagines verlassen die Gallen im folgenden Frühjahr. Aus Italien ist der Antagonist 2013 erfolgreich in die Schweiz eingewandert und hat dort zu einer deutlichen Erholung der Esskastanie verholfen. CONEDERA et al. (2018) halten es für denkbar, dass die Art auch bei uns auf natürlichem Wege Einzug halten kann (BAFU 2015, HAUSL-HOFSTÄTTER 2018, CONEDERA et al. 2018).

Auch wenn die Esskastaniengallwespe in Deutschland schon vorzufinden ist und eine flächige Ausbreitung wahrscheinlich erscheint, sollte die weitere Ausdehnung in Gebiete ohne Befall möglichst verhindert oder verzögert werden. Dafür ist es insbesondere wichtig, dass kein verseuchtes Pflanzenmaterial in befallsfreie Gebiete verbracht wird (BAFU 2015, PFLANZENSCHUTZAMT BERLIN 2017, CONEDERA et al. 2018).

3.5.6 Holzverwendung und Stammqualitäten begutachteter Bestände

C. sativa hat ringporiges, mittelschweres Holz. Das Splintholz ist grau bis weiß-bräunlich und hebt sich deutlich vom Kernholz ab. Dieses ist fahlbraun bis dunkelbraun und dunkelt nach. Die Jahrringe sind durch die Ringporigkeit gut zu erkennen. Das Holz weist zahlreiche, homogen aufgebaute, ein- oder zweireihige Holzstrahlen auf, die jedoch mit dem bloßen Auge nicht zu erkennen sind. Im Querschnitt rufen sie eine geflammte Zeichnung hervor. Dies ist ein Kriterium, um Kastanienholz von dem der Eiche zu unterscheiden, mit dem es aufgrund von Gemeinsamkeiten in Farbe und Textur verwechselt werden kann (SACHSSE 1984, BOTTACCI 1998, RICHTER u. EHMCKE 2018, WAGENFÜHR u. WAGENFÜHR 2022).

Das Holz gilt als relativ dauerhaft, insbesondere unter Wasser. Wenn es größeren Schwankungen der Luftfeuchtigkeit ausgesetzt ist, wird es jedoch leicht abgebaut. Für die Dauerhaftigkeit sind im Wesentlichen die hohen Tanninhalte des Esskastanienholzes schuld. Diese sind jedoch auch für die hohen Säuregehalte verantwortlich (pH-Wert des Kernholzes < 4), was bei Kontakt mit eisenhaltigen Metallen im feuchten Milieu zu Korrosionsverfärbungen führt. Das Holz ist wenig anfällig für Pilze. Die Trocknung ist schwierig, da das Holz zu Rissbildungen und Verwerfungen neigt. Es lässt sich allerdings leicht bearbeiten und gut spalten (SACHSSE 1984, BOTTACCI 1998, WALKER 2009, RICHTER u. EHMCKE 2018).

Wie bereits erwähnt, zählen Ringrisse zu den häufigsten Holzfehlern. Diese treten insbesondere in unzureichend oder viel zu spät durchforsteten Beständen mit stärkerem Holz > 30 cm BHD auf. Bei solchen Stämmen wird die vielseitige Verwendungsmöglichkeit des Holzes in der Regel auf die Verwendung als Brennholz eingeschränkt. Dabei hat das Esskastanienholz einen niedrigeren Heizwert als Buchen-, Eichen- und Lärchenholz und knistert beim Verbrennen (SCHENCK 1939a, BOTTACCI 1998, WAMBSGANß u. EHRHART 2018).

Da dem Holz die Merkmalskombination „belastbar und elastisch“ zugewiesen wird, kommt bei guten Holzqualitäten als Verwendungszweck grundsätzlich der Einsatz als Konstruktionsholz im Innen- und Außenbereich für geringe Beanspruchungen infrage. Darüber hinaus kann es für Parkett oder Möbel, zur Fenster- und Türenherstellung, für Fassdauben, Rebpfähle, Furnierwaren oder Zellstoff verwendet werden. In der Holzwerkstoffindustrie kann das Esskastanienholz prinzipiell zur Faser- und Spanplattenherstellung eingesetzt werden. Das Holz lässt sich gut verleimen, beizen und polieren. Das im Pfälzerwald produzierte Esskastanienholz findet in großen Mengen Einsatz in den alpinen Hangschutzverbauungen sowie zunehmend auch im ökologischen Garten- und Landschaftsbau. Insbesondere haben hier gerade, junge Triebe aus Stockausschlag mit Durchmesser zwischen 10 und 20 cm eine hohe Nachfrage, da diese sich ideal für den Rundholzverbau eignen. Für ein solches Sortiment lassen sich bis zu 90 €/Fm erwirtschaften. Allerdings ist der Markt für Esskastanienholz aufgrund des geringen Angebotes in Deutschland aktuell sehr klein (SACHSSE 1984, BOTTACCI 1998, WALKER 2009, LÜPKE et al. 2018, RICHTER u. EHMCKE 2018, WAMBSGANß u. EHRHART 2018, HÜBNER et al. 2019, WAGENFÜHR u. WAGENFÜHR 2022).

Die Beobachtungen in den Praxisanbauten haben ergeben, dass die Esskastanie die von BOTTACCI (1998) beschriebenen geraden, kräftigen Stämme ausbildet. Allerdings wurde in den Beständen häufig ein nicht zu vernachlässigender hoher Anteil an Stämmen mit Drehwüchsigkeit

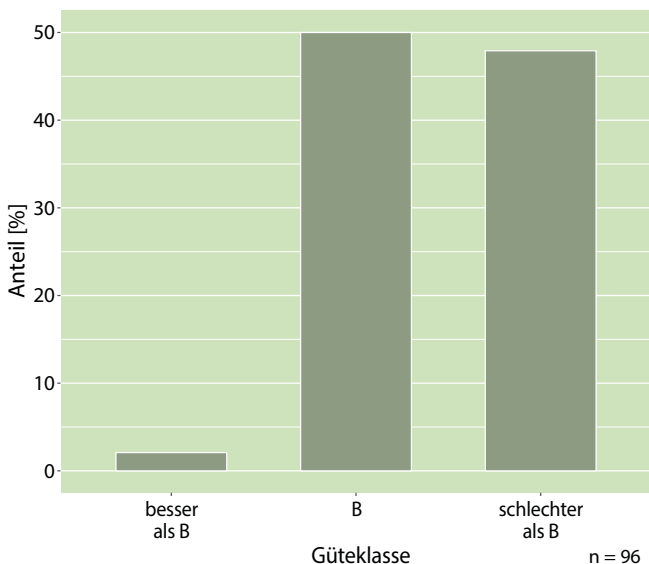


Abb. 17: Qualitätseinschätzung der Praxisanbauten von *C. sativa* anhand einer optischen Stehendansprache eines potenziellen Z-Baumkollektivs. Häufiger Grund für den hohen Anteil schlechter Qualitäten war extreme Drehwüchsigkeit. Da äußerlich Ringschäle bei der Esskastanie nicht zu erkennen ist, dürfte der Anteil an der Güteklasse B in Wahrheit noch höher sein.

festgestellt, wodurch es oftmals in der Bewertung der Qualität zu Abwertungen kam (Abbildung 17). Da die äußere Stehendansprache die Ringschäle nicht erkennen lässt, kann es sein, dass der Anteil der schlechten Qualitäten sogar noch ein wenig höher liegt.

3.5.7 Sonstige Ökosystemleistungen

Die bekannteste Nebennutzung der Esskastanie, welche auch durchaus von wirtschaftlicher Bedeutung sein kann, ist wohl die Fruchtproduktion. Dies betrifft sowohl die Wildform (Kastanien) als auch die selektierten Maronen (vgl. Kapitel 3.5.8). In einem Esskastanienbestand entstehen durchschnittlich 0,7 – 1,0 t Früchte/ha/Jahr; es sind aber bei günstigen Bedingungen bis zu 3 t/ha/Jahr möglich. Aus den Kastanien wird nach dem Trocknen, Erhitzen, Schälen und Mahlen Mehl hergestellt. Die selektierten Maronen werden hingegen in unverarbeitetem Zustand angeboten und sind für den direkten Verzehr gedacht (BOTTACCI 1998).

Aufgrund der jahreszeitlich späten Blüte im Juni sind Esskastanien beim Imkern eine begehrte Bienentrachtpflanze, da *C. sativa* sowohl insekten- als auch windbestäubt ist. Die Bäume liefern reichlich Honig von einer hohen Qualität. Dieser hat einen aromatisch-herben Geschmack und man sagt ihm antibakterielle Wirkungen nach, weshalb er sehr begehrt ist (BOTTACCI 1998, AAS 2018, WAMBSGANß u. EHRHART 2018).

Laut BOTTACCI (1998) soll auch die Ernte von Speisepilzen eine für die Waldbesitzenden durchaus lohnende Nebennutzung darstellen. Die Esskastanie geht zahlreiche My-

korrhiza-Symbiosen mit essbaren Pilzen ein. BOTTACCI (1998) verweist aber auch darauf, dass für eine stabile Pilzproduktion bei Bestandesbegründung die Verwendung mit Mykorrhizapilzen inokuliertes Pflanzmaterial zuträglich ist. Abgesehen von den Nebennutzungen weist *C. sativa* auch eine positive Wirkung auf die Lebensgemeinschaften der Wälder auf. Als Lichtbaumart mit dauerhaftem Holz bietet sie im Alter mit ihrer strukturreichen Rinde mit Hohlräumen für viele Arten Habitate. Dies wird auch durch Auswertungen von BWI-Daten durch HÜBNER et al. (2019) bestätigt, nach denen an der Esskastanie zahlreiche Biotopmerkmale (z. B. Totholz, Höhlen etc.) erfasst wurden. Die Biodiversität ist mit den wärmeliebenden Eichenwäldern vergleichbar. Alte und dicke Exemplare der Esskastanie besitzen das Potenzial zur Fortpflanzungs- und Ruhestätte sehr seltener Arten. Es wurde bereits der Eremit (*Osmoderma eremita*) an Esskastanien nachgewiesen und auch Fraßspuren des Heldbocks (*Cerambyx cerdo*) festgestellt. Die Stöcke sind auch als Substrat für die Larven des Hirschkäfers (*Lucanus cervus*) geeignet (SEGATZ 2018, WAMBSGANß u. EHRHART 2018, HÜBNER et al. 2019).

Bei den Besichtigungen der Praxisanbauten fiel relativ schnell der hohe Anteil an Spechthöhlen an den Esskastanienbäumen auf. SEGATZ (2018) berichtet, dass Esskastanien bereits relativ früh und bei geringem Stammumfang Buntspechthöhlen aufweisen können. Der Buntspecht legt seine Höhle gern im Bereich abgestorbener Äste an. In Waldrandnähe nutzt auch der Grünspecht häufig Esskastanien als Brutbaum. Neben Spechten nimmt auch der Waldkauz die geräumigen Höhlen der Esskastanien an, die infolge des Ausfaulens stärkerer Äste entstehen.

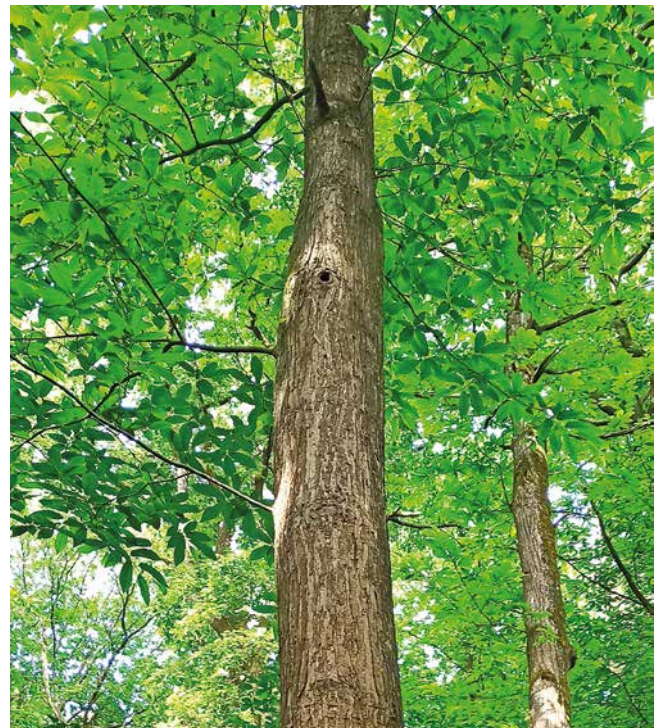


Abb. 18: Spechthöhle in einem Esskastanienstamm (Foto: S. Lieven)

3.5.8 Genetik

Genetische Untersuchungen haben ergeben, dass die deutschen Esskastanienpopulationen eine Verwandtschaft zu den bosnischen Herkunftsorten aufweisen. Es hat sich jedoch ein eigenständiger Genpool in Deutschland ausgebildet. Die deutschen Esskastanienbestände weisen eine vergleichsweise hohe Diversität auf. Diese nimmt im Verbreitungsgebiet der Esskastanie von Ost nach West kontinuierlich ab. In den türkischen und griechischen Vorkommen ist sie höher als in Italien und Frankreich. Mütterlich vererbte Chloroplastenmarker deuten auf mehrere südliche Refugien während der letzten Eiszeit hin. Anpassungsrelevante Merkmale wie Blattaustrieb und Triebabschluss weisen geografische Differenzierungsmuster auf. Ähnlich wie bei der Eiche kommt es bei *C. sativa* vermehrt zur Bestäubung von Nachbarbäumen. Die Gewinnung von Saatgut von benachbarten Bäumen ist daher kritisch zu betrachten. Ein Mindestabstand von 40 – 50 m zwischen den Bäumen sollte eingehalten werden (FAUST u. FUSSI 2018, HÜBNER et al. 2019).

BOTTACCI (1998) unterscheidet im Hinblick auf die Verwertung zwischen Kastanien- und Maronen-produzierenden Bäumen. *C. sativa* var. *domestica eudomestica* enthält pro Cupula 2 – 4 Früchte mit dunkelbraunem, filzig behaartem Perikarp. Die ins Sameninere reichende Testa umschließt 2 – 3 Keimblätter. Die Früchte sind 2,5 – 3,5 cm lang und 3,0 – 4,0 cm breit. *C. sativa* var. *domestica macrocarpa* enthält

hingegen nur 1 – 2 große ovale Früchte pro Cupula, die Maronen. Sie besitzen ein blasses, mit dunklen Längsstreifen versehenes Perikarp. Die dünne Samenschale reicht nicht in das Innere des Samens hinein, welches nur ein Keimblatt pro Samen besitzt. Die Früchte sind 3,0 – 4,0 cm lang und 3,5 – 4,5 cm breit.

C. sativa unterliegt dem Forstvermehrungsgutgesetz (FoVG). Es gibt in Deutschland zwei Herkunftsgebiete, das Norddeutsche Tiefland (808 01) und das übrige Bundesgebiet (808 02) (BLE 2002). Die Einteilung in nur zwei Herkunftsgebiete ist nach FAUST u. FUSSI (2018) ausreichend, da noch keine weitreichenden Anpassungsvorgänge dieser nicht autochthonen Art erfolgt sind und die waldbauliche Bedeutung sich auf wenige Regionen beschränkt. In Tabelle 1 können die für diese Baumart aktuell von der NW-FVA herausgegebenen Herkunftsempfehlungen eingesehen werden².

Der Artbastard *C. sativa* x *C. molissima* gilt als widerstandsfähiger gegen den Kastanienrindenkrebs. Extra zur Holzherzeugung gezüchtete Cultivare wie „Politora do Stozze-ma“ sollen exzellente Holzeigenschaften aufweisen und raschwüchsig sein. Sie bilden lange, ungeteilte Stämme und weisen jährliche Massenleistungen von 11 Fm/ha auf (BOTTACCI 1998).

²Für Schleswig-Holstein befindet sich die Empfehlung aktuell in der Überarbeitung, sodass leider zum Redaktionsschluss keine Empfehlungen zur Verfügung standen.

Tab. 1: Von der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, Abteilung C – Waldgenressourcen, empfohlene Herkünfte forstlichen Vermehrungsgutes (Herkunftsempfehlungen) (Abk. „alt“ bei Rang steht für „Alternative Herkünfte“)

Land	Anbau- gebiet	Kategorie	Rang	Registernummer	Ausgangsmaterial	Stand
Hessen	808 02	geprüft	1	074 808 02 096 4	FA Haardt, Gmd. Birkweiler, Abt. 2 b	2014
	808 02	ausgewählt	2	072 808 02 001 2	FA Annweiler, Stadt Annweiler Abt. XV 1 b 1, RP	2014
	808 02	ausgewählt	2	074 808 02 002 2	FA Traben-Trarbach, Gmd. Wintrich Abt. 27 a, RP	2014
	808 02	ausgewählt	2	k. A.	SHK Bernkastel (RP)	2014
	808 02	ausgewählt	3	k. A.	zugelassene Bestände aus dem HKG 808 02	2014
Niedersachsen	808 01	ausgewählt	1	03 1 808 02 054 2	SHK Unteres Weserbergland (NDS)	2022
	808 01	ausgewählt	2	k. A.	Erntebestände aus dem HKG 808 01	2022
	808 01	ausgewählt	3	03 * 808 02 *** 2	niedersächsische Erntebestände aus dem HKG 808 02	2022
	808 02	ausgewählt	2	07 4 808 02 002 2	FA Traben-Trarbach Gmd. Wintrich Abt. 27 a 0, (RP)	2022
	808 02	ausgewählt	3	k. A.	SHK Bernkastel (RP)	2022
	808 02	ausgewählt	4	k. A.	Erntebestände aus dem HKG 808 02	2022
Sachsen-Anhalt	808 01	ausgewählt/ geprüft		*** 080 01 *** *	Erntebestände aus dem HKG 808 01	2023
	808 01	ausgewählt/ geprüft	alt.	*** 808 02 *** *	Erntebestände aus dem HKG 808 02	2023
	808 02	ausgewählt/ geprüft		*** 080 02 *** *	Erntebestände aus dem HKG 808 02	2023
	808 02	ausgewählt/ geprüft		15 * 080 01 *** *	Erntebestände aus dem HKG 808 01, Sachsen-Anhalt	2023

3.6 Feldahorn (*Acer campestre*)

Acer campestre LINNÉ 1753

syn.: Maßholder

engl.: field maple

Familie: Sapindaceae

Unterfamilie: Hippocastanoideae



3.6.1 Zusammenfassende Bewertung



Anbauempfehlung

Die Widerstandfähigkeit des Feldahorns (*Acer campestre*) gegen Hitze und Trockenheit macht diese Baumart zu einer interessanten Alternative in der Anpassung der Wälder an den Klimawandel. Aufgrund seiner Seltenheit, seiner oft geringen Wuchshöhe und Unkenntnis weiterer Eigen-

schaften wird der Feldahorn oftmals als Baum zweiter Klasse betrachtet, was der Art aber nicht gerecht wird. Diese bisher seltene Baumart bietet großes Potenzial, zum Erhalt naturnaher, multifunktionaler Wälder beizutragen.

	Merkmal	Bewertung	Erläuterung
Klimaanpassung in Anlehnung an OTTO (1993)	Standortanpassung	+	Dem Feldahorn wird eine gewisse Trockenheitstoleranz nachgesagt; jedoch schränken die hohen Ansprüche an die Nährstoffversorgung den Standortsbereich deutlich ein
	Bodenpfleglichkeit	+++	Durch die tiefe Durchwurzelung des Bodens und die leicht zersetzliche Streu ist die Art als sehr bodenpfleglich einzustufen
	Keine Krankheitsverbreitung	++	Vom Feldahorn geht aktuell keine Gefährdung für andere Baumarten aus
	Keine Anfälligkeit	++	Zwar gibt es Pathogene, die den Feldahorn befallen, die Populationen bleiben bisher aber meist trotz Befall stabil
	Mischbarkeit	+-	Das rasche Wachstum in der Jugend lässt recht rasch nach, weshalb in Mischbeständen später eine regelmäßige Pflege zugunsten des Feldahorns nötig werden kann
	Naturverjüngung	+++	Bei Vorkommen fruktifizierender Altbäume und geeigneten Keimbedingungen findet sich i. d. R. Naturverjüngung ein, die bisweilen jedoch einem deutlichen Verbisssdruck unterliegt
	Waldstrukturen	++	Die Eigenschaft als Halbschattbaumart ermöglicht es dem Feldahorn auch im Unter- und Zwischenstand zu überdauern, wodurch sich strukturreiche Mischbestände etablieren können

+++ äußerst positiv ++ sehr positiv + positiv --- äußerst negativ -- sehr negativ - negativ ? unklar

3.6.2 Verbreitung

Der Feldahorn (*Acer campestre*) ist eine weit verbreitete Baumart in Europa, die sich im Bereich submediterraner, subatlantischer und gemäßigt subkontinentaler Klimazonen erstreckt. Das natürliche Verbreitungsgebiet erstreckt sich über den größten Teil Europas und umfasst Breiten von 55° bis 38° N, beginnend in Mittel- und Südengland, Südschweden und Dänemark bis hin zu den Pyrenäen, Sizilien, Griechenland und der nördlichen Türkei. Vereinzelt Vorkommen sind auch in Spanien und Nordafrika dokumentiert. Die östliche Grenze der Verbreitung zieht sich durch die Region Woronesch in Russland, die Halbinsel Krim, den Kaukasus und die südlichen Ufer des Kaspischen Meeres. In Mitteleuropa ist der Feldahorn ein typischer Vertreter

der artenreichen Laubwälder, die sich von der Ebene bis in mittlere Gebirgslagen erstrecken, und findet sich häufig in krautreichen Eichenwäldern, Hartholzauen und unterwuchsreichen Buchenwäldern. Ursprünglich war die Art im niedersächsischen Tiefland und in den Niederlanden rar, hat sich jedoch mittlerweile in ganz Deutschland ausgebreitet, was unter anderem auf Anpflanzungen zurückzuführen ist, von denen viele verwildert sind. Bevorzugt besiedelt der Feldahorn wärmere Ebenen und Täler und ist bis etwa 1.000 m ü. NN im Bergland häufig anzutreffen (SCHÜTT 1992, NAGY u. DUCCI 2004, HÄBERLE 2011, SAVILL u. WISE 2013, UTOLOVA et al. 2014, FRITSCH u. KAMP 2014, AAS 2015, ZECHIN et al. 2016, DÖRKEN 2017, FORSTER et al. 2019).



Abb. 1: Verbreitungsgebiet von *Acer campestre*. Quelle: CAUDULLO et al. (2023)

Innerhalb Europas hat der Feldahorn auch eine bemerkenswerte Vorkommenstradition auf den britischen Inseln, insbesondere in Südost- und Zentralengland, wo er als einzige der drei mitteleuropäischen Ahornarten vorkommt. Seine Ausbreitung nimmt jedoch nach Westen und Norden ab. In England kommt er typischerweise nur bis zu einer Höhe von 300 m vor. Im Mittelmeerraum ist der Feldahorn relativ selten, jedoch gibt es Vorkommen, die bis in den nördlichsten Teil Algeriens und weiter über Nord-Sizilien und den nördlichen Rand des Peloponnes bis zum Südrand des Kaspischen Meeres reichen (HÄBERLE 2011, FRITSCH u. KAMP 2014).

In den letzten Jahren ist der Feldahorn jedoch als bundesweit gefährdet oder selten eingestuft worden, was auf seine regional beschränkte Verbreitung sowie auf die geringen Anteile in Eichenwaldgesellschaften zurückzuführen ist, die häufig von der Buche abgelöst werden. Zudem ist der Verlust von Lebensräumen in Hartholzauen ein weiteres Risiko für die Bestände des Feldahorns (FRITSCH u. KAMP 2014).

3.6.3 Standort

A. campestre stellt hohe Ansprüche an die Bodenbeschaffenheit, insbesondere an die Basenversorgung und den pH-Wert. Er gedeiht optimal auf mäßig trockenen bis frischen, lehmigen Böden mit neutraler bis alkalischer Reaktion (pH 6 – 8) und guter Drainage, wobei kalkhaltige Substrate deutlich bevorzugt werden. Staunässe und stark saure Böden unter pH 6 werden gemieden, allerdings werden zeitlich begrenzte Überschwemmungen (bis 100 Tage) in Auenbereichen toleriert. Der Wasserbedarf ist im

Vergleich zu den Verwandten Spitz- und Bergahorn geringer. Die Art zeigt eine bemerkenswerte ökologische Amplitude: Neben schweren Lehmböden bewächst sie auch sandige Substrate, sofern basenreich, und übersteht selbst nährstoffarme Dünenstandorte (SCHÜTT 1992, MILLS 1996, NAGY u. DUCCI 2004, HÄBERLE 2011, SAVILL u. WISE 2013, AAS 2015, KÖLLING et al. 2015, ZECCHIN et al. 2016, DÖRKEN 2017, FORSTER et al. 2019).

Klimatisch ist die Baumart an submediterrane bis gemäßigt subkontinentale Bedingungen adaptiert, mit einer Präferenz für sommerwarme Lagen (Juni – August, Mittel 17 – 19 °C) bei gleichzeitiger Winterhärte. Die prognostizierte Klimaerwärmung wird als vorteilhaft eingeschätzt, da selbst bei +3,2 °C die Toleranzgrenzen nicht überschritten werden. Im Vergleich zu Rotbuche und Traubeneiche zeigt der Feldahorn intermediäre Trockenheitsresistenz – geringer als Eiche, aber höher als Buche –, wobei Jahrringanalysen eine gute Erholungsfähigkeit nach Dürrejahren belegen (SCHÜTT 1992, NAGY u. DUCCI 2004, KLEMMT et al. 2015, KÖLLING et al. 2015, FORSTER et al. 2019).

Die beschriebenen Standortsansprüche des Feldahorns lassen sich anhand der Standorte der dokumentierten Vorkommen aus den Praxisanbauten sehr gut nachvollziehen (Abbildung 2). Ein klarer Schwerpunkt findet sich im Bereich der sehr guten Nährstoffversorgung. Die Präferenz für Kalkstandorte ist hier allerdings nicht so deutlich repräsentiert. Bezüglich der Wasserversorgung wird aber auch hier die Präferenz für mäßig trockene bis frische Standorte sehr gut deutlich.

Die Auswertungen der natürlichen Verbreitungsgebiete mit den Klimadaten aus dem CHELSA-Datensatz (KARGER

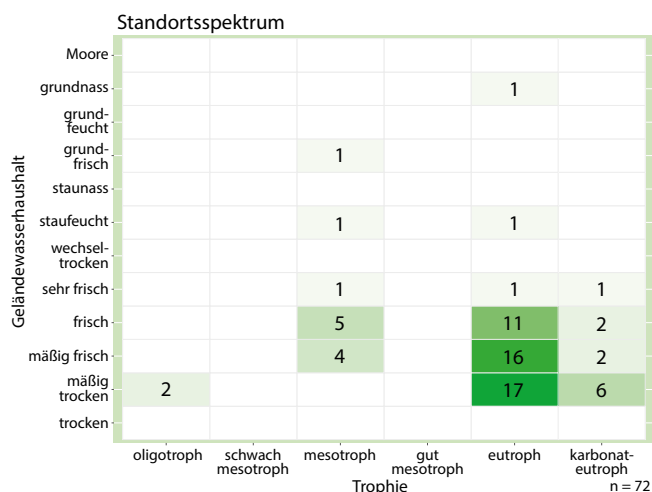


Abb. 2: Standortsspektrum der untersuchten Praxisanbauten des Feldahorns

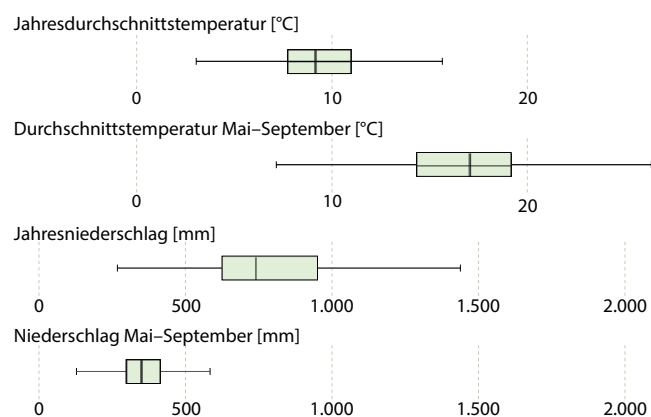


Abb. 3: Klimawerte des natürlichen Verbreitungsgebietes des Feldahorns extrahiert aus dem CHELSA-Datensatz (KARGER et al. 2021)

et al. 2021) zeigen, dass der Feldahorn eine Jahresdurchschnittstemperatur von 9,2 °C benötigt, bei einer Spanne von 7,8 – 11,0 °C (Abbildung 3). In den Monaten Mai bis September erreicht die Durchschnittstemperatur dann 17,0 °C (14,3 – 19,2 °C). Es werden Extremwerte von -22,6 °C, aber auch von +35,0 °C erreicht. Im Jahresverlauf fallen zwischen 625 und 950 mm Niederschlag, im Mittel 740 mm. Davon entfallen auf die Monate Mai bis September im Mittel 350 mm (298 – 412 mm).

Der Feldahorn bildet ein Herz-Senkerwurzelsystem aus, mit welchem er in der Lage ist, auch stark tonige Böden zu erschließen. Mit seinen Adventivwurzeln kann er zur Bodenverbesserung beitragen und ist in der Lage, die Stabilität von Hängen zu erhöhen und so Erosion zu vermindern. Dies gilt sogar für steile Schutthänge. Insbesondere der Oberboden wird durch ein stark quervernetztes Wurzelwerk erschlossen. Eine ausgeprägte Pfahlwurzel fehlt (SCHÜTT 1992, HÄBERLE 2011, FRITSCH u. KAMP 2014, AAS 2015, ZECCHIN et al. 2016, DÖRKEN 2017, FORSTER et al. 2019).

Die Streu des Feldahorns ist leicht zersetzlich und trägt somit zum Erhalt einer guten Humusform bei. Dadurch stellt sich die Art als eine bodenbiologisch günstige Mischbaumart dar (SCHÜTT 1992, HÄBERLE 2011, FORSTER et al. 2019). Dies zeigen auch die Humusansprachen in den bereisten

Praxisanbauten (Abbildung 4). In den überwiegenden Beständen wurden mullartige Humusarten angesprochen. Nur wenige schlechtere Humuszustände wurden beobachtet, wobei hier, wie aber auch bei den anderen Humusansprachen, zu berücksichtigen ist, dass die Feldahorne i. d. R. nicht in Reinbeständen angetroffen wurden. Beeinflussungen der Humusformen durch die Streu anderer Baumarten sind somit immer mit zu berücksichtigen.

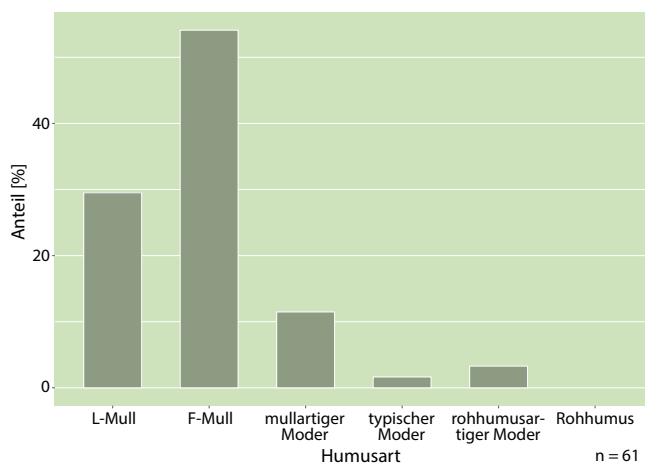


Abb. 4: Humusansprache in den Beständen der Praxisanbauten des Feldahorns

3.6.4 Wachstum und Ertrag

3.6.4.1 Übersicht

A. campestre ist ein mittelgroßer Baum, der typischerweise Höhen von 10 – 20 m erreicht, in Ausnahmefällen jedoch auch bis zu 28 m wachsen kann. Verschiedene Autoren weisen dabei auf eine Diskrepanz zwischen Literaturangaben und Inventurauswertungen hin. Während in der Literatur vorwiegend Angaben zwischen den aufgeführten 10 und 20 m zu finden sind, liefern Inventuren Nachweise von Einzelexemplaren, die Höhen bis 28 m erreichen können. Das relative Höhenwachstum korreliert positiv mit Sommertemperaturen und Schluffanteilen im Boden, während hohe Sommerniederschläge es reduzieren. Die Art zeichnet sich durch einen Brusthöhendurchmesser (BHD) von bis zu 70 cm aus, wobei bei hervorragenden Bedingungen auch Durchmesser von 90 cm möglich sind. Der Feldahorn ist eine langsamwüchsige Baumart mit einer Lebensdauer von 150 – 200 Jahren. Zwar kann er in jüngeren Beständen mit der Höhenentwicklung noch mithalten, jedoch wird der Abstand mit zunehmendem Alter größer. Seine Wuchsform ist oft mehrstämmig, was auf ein stark ausgeprägtes Stockausschlagvermögen zurückzuführen ist, das es ihm ermöglicht, nach starkem Rückschnitt oder Verletzungen zu regenerieren. Diese Eigenschaft ist ein wesentlicher Grund dafür, dass der Feldahorn in den vergangenen Jahrhunderten durch die Mittel- und Niederwaldwirtschaft begünstigt wurde. In der Jugendphase zeigt der Feldahorn eine strikt monopodiale Wuchsform, was bedeutet, dass er zunächst einen klaren Hauptstamm

entwickelt, der später von Seitentrieben begleitet wird (SCHÜTT 1992, MILLS 1996, NAGY u. DUCCI 2004, HÄBERLE 2011, FRITSCH u. KAMP 2014, AAS 2015, KLEMMT et al. 2015, STARK 2015, DÖRKEN 2017).

Der Feldahorn zählt zu den Halbschattbaumarten. NAGY u. DUCCI (2004) beschreiben die Art insbesondere in den ersten zehn Jahren als sehr schattentolerant, verweisen gleichzeitig aber darauf, dass in den Jahren mit Samenproduktion die Lichtansprüche höher sind. An Waldaußenrändern bleibt das Wachstum tendenziell unterdurchschnittlich, was auf Lichtkonkurrenz und verringerte Standortverfügbarkeit in Verbindung mit dem vergleichsweise langsamen Wachstum zurückgeführt wird. Darin werden auch die Gründe gesehen, warum der Feldahorn zumeist an Waldränder oder auf Extremstandorte verdrängt wird (SCHÜTT 1992, MILLS 1996, HÄBERLE 2011, SAVILL u. WISE 2013, AAS 2015, KLEMMT et al. 2015, STARK 2015, ZECCHIN et al. 2016, FORSTER et al. 2019).

Wirtschaftlich gewinnt der Feldahorn zunehmend an Bedeutung: Bei konsequenter Durchforstung erreicht er Brusthöhendurchmesser von 40 – 70 cm und liefert Wertholz der Stärkeklasse 4 bis zu einem Alter von 140 Jahren. Die Zuwachsleistungen und Endhöhen fallen jedoch bei dieser mattwüchsigen Art geringer aus als bei Berg- und Spitzahorn. Im Universitätsforstamt Sailershausen wurde ein Zuwachs von 5 Efm/ha/Jahr nachgewiesen, wobei die Art 2,6 % der Bestockung einnimmt und ihre Flächenanteile seit 2004 um 18 % ausdehnte. Trotz mattwüchsiger Erscheinung ermöglicht die klimabedingte Trockenstressresistenz des Feldahorns den Einsatz als Alternative zur Rotbuche auf Standorten mit eingeschränkter Wasserversorgung (NAGY u. DUCCI 2004, HÄBERLE 2011, KLEMMT et al. 2015, STARK 2015, FORSTER et al. 2019).

Begründung

Der Feldahorn ist ein einhäusiger Baum, dessen Blüten klein, gelbgrün und in aufrechten Köpfen stehen, typischerweise in Gruppen von zehn. Die Blütezeit beginnt meist Ende April, häufig gleichzeitig mit oder kurz vor dem Laubaustrieb. Die Art zeigt ein komplexes Reproduktionssystem, das durch morphologische und zeitliche Anpassungen gekennzeichnet ist. Die Blüten sind morphologisch zwittrig, jedoch funktionell eingeschlechtig, wobei eine Reduktion eines Geschlechtsorgans zur Ausbildung von männlichen oder weiblichen Blüten führt. Die Art ist überwiegend einhäusig (monözisch), wobei 1 – 2 % der Individuen rein männliche oder weibliche Blüten aufweisen können. Zur Vermeidung von Selbstbefruchtung tritt Heterodichogamie auf: Ein Teil der Population blüht vorwiegend männlich (proterandrisch), der andere vorwiegend weiblich (protogyn), was eine zeitliche Trennung der Geschlechterphasen bewirkt und zu einer höheren genetischen Diversität der

Nachkommen beiträgt. Die Bestäubung erfolgt primär durch Bienen, Fliegen und Käfer aber auch Selbstbestäubung kann vorkommen (MILLS 1996, HÄBERLE 2011, SAVILL u. WISE 2013, AAS 2015, ZECCHIN et al. 2016, DÖRKEN 2017).

Die Früchte entwickeln sich zu geflügelten Spaltfrüchten (Samaras) mit horizontal angeordneten Flügeln, die als Schraubenflieger windverbreitet werden. Die Samenreife erfolgt zwischen August und Oktober, wobei eine starke Keimhemmung aufgrund verholzter Samenschalen besteht. Fruchtbildung beginnt bereits ab einem Alter von zehn Jahren. Die Angaben zur Samenmenge pro kg Samen variieren zwischen den Autoren deutlich und liegen in der Spanne zwischen 5.500 – 15.000. Die natürliche Keimung erfordert mindestens 16 – 18 Monate, da die Samenruhe mindestens ein Jahr dauert. Die stark verholzte, harte Samenschale ist für diese stärkere Keimhemmung als bei den anderen Ahornarten verantwortlich. Stratifikation bei Temperaturen knapp über dem Gefrierpunkt bringt die höchsten Keimungsraten, wobei feuchte Lagerung im Sand die Keimruhe bricht. Die generative Vermehrung dominiert, obwohl vegetative Methoden wie Stecklinge und Veredelung möglich sind (MILLS 1996, NAGY u. DUCCI 2004, HÄBERLE 2011, SAVILL u. WISE 2013, AAS 2015, ZECCHIN et al. 2016, DÖRKEN 2017).

In Beständen, die aus Naturverjüngung hervorgegangen sind, ist der Feldahorn meist nur in einzel- bis truppweiser Mischung vorhanden. Durch seine Eigenschaft als Halbschattbaumart wird er in solcher Naturverjüngung auch kaum von anderen Baumarten überwachsen. Bei künstlicher Begründung sollte man diese Baumart ebenfalls nicht als Reinbestand anpflanzen, sondern in gruppenweiser Mischung mit anderen Baumarten begründen (STARK 2015).

Waldbau

Spezielle Pflegekonzepte für den Feldahorn sind aufgrund der bisherigen Seltenheit der Baumart bisweilen rar. Dennoch finden sich in der berücksichtigten Literatur einige Hinweise zur Bewirtschaftung, die im Folgenden zusammengefasst werden. HÄBERLE (2011) verweist darauf, dass der Feldahorn in seiner Jugendphase im Durchmesserwachstum positiv auf Freistellung reagiert, vergleichbar mit *A. platanoides* oder auch *A. pseudoplatanus*. NAGY u. DUCCI (2004) weisen darauf hin, dass in den ersten Jahren die Sprossverlängerung begrenzt ist, da die Sämlinge zunächst in ihr Wurzelsystem investieren. Ab einem Alter von 5 – 8 Jahren beginnt ein schnelles Wachstum, was dann ca. 25 Jahre lang anhält.

Um bei entsprechender Pflege Holz der Stärkeklasse 4 und höher zu produzieren, ist eine frühzeitige Sicherung von 100 – 150 Optionen einschließlich Mischbaumarten essenziell, die Abstände zwischen den Optionen betragen zu diesem Zeitpunkt 8 – 10 m. Eine gewisse Kronenspan-

nung zur Förderung der Astreinigung sollte erhalten bleiben. Eingriffe sind meist nur notwendig, wenn die ausgewählten Optionen gefährdet werden. Es können aber auch unbefriedigende Stammformen wie Protzen, Zwiesel oder krumme Stämme entnommen werden. Die erste Durchforstung erfolgt bei Erreichen einer grünastfreien Schaftlänge von 4 – 6 m oder einem Brusthöhendurchmesser (BHD) von 14 cm, wobei 70 – 100 Z-Bäume durch die Entnahme der stärksten Bedränger umlichtet werden sollten. Bei der Auswahl der Z-Bäume sollten ausschließlich Bäume der Kraft'schen Klasse 1 und 2 ausgewählt werden. Angesichts der Neigung des Feldahorns zur Ausbildung einer Sekundärkrone bei plötzlicher Freistellung sollte die Pflege schrittweise in mehreren Eingriffen erfolgen, um negative Auswirkungen auf die Qualitätsentwicklung zu minimieren. Der Abstand der Z-Bäume beträgt in diesem Stadium 10 – 12 m. Eine regelmäßige Begutachtung der Z-Bäume alle 5 Jahre ist notwendig, um gegebenenfalls weitere Eingriffe vorzunehmen. Ab einem Alter von 50 werden die Zeiträume zwischen den Eingriffen größer. Der Nebenbestand ist zu jedem Zeitpunkt zu erhalten (STARK 2015, FORSTER et al. 2019).

3.6.4.2 Ergebnisse der Untersuchungen

Die NW-FVA kann beim Feldahorn auf keine langfristigen Beobachtungs- oder gar ertragskundlichen Versuchsflächen zurückgreifen, um wissenschaftliche Erkenntnisse zu

gewinnen. Es konnten aber von den in den Praxisanbauten identifizierten 72 Vorkommen immerhin 8 Bestände ertragskundlich untersucht werden. Die daraus errechneten Bestandeswerte liefern Hinweise auf das Wachstum des Feldahorns, erlauben aber keine abschließende Bewertung. Insbesondere die älteren Bestände waren geprägt durch hohe Mischungsanteile anderer Baumarten, die sich auf die Kennziffern auswirken. Zur Einstufung der Wuchsleistungen wurde die Ertragstafel für den Bergahorn (NAGEL 1985) verwendet (Abbildung 5).

Bei der Höhenentwicklung der Bestände wird auf den ersten Blick deutlich, dass die jüngeren Bestände in der Höhenentwicklung wuchskräftiger erscheinen als die älteren, aufgenommenen Bestände. Auch bei den anderen Kennwerten zeigt sich diese Differenzierung. Als eine potenzielle Erklärung käme hierfür ein verändertes Behandlungsregime bei den Beständen in Betracht. In den jüngeren Beständen könnte der Feldahorn durch gezielte Pflegemaßnahmen gefördert worden sein und wurde infolgedessen nicht von anderen Baumarten überwachsen und konnte sein Höhenwachstum dadurch bis zum jetzigen Zeitpunkt unbeeinflusst fortsetzen. Eine weitere Erklärung kann aber auch sein, dass es sich bei den Altbeständen um ehemalige durchgewachsene Nieder- oder Mittelwälder handelt und die Wurzelalter ggf. deutlich höher liegen, was sich auf die Produktivität der Bäume auswirkt. Da die Behandlungsgeschichten bei den Praxisanbauten im De-

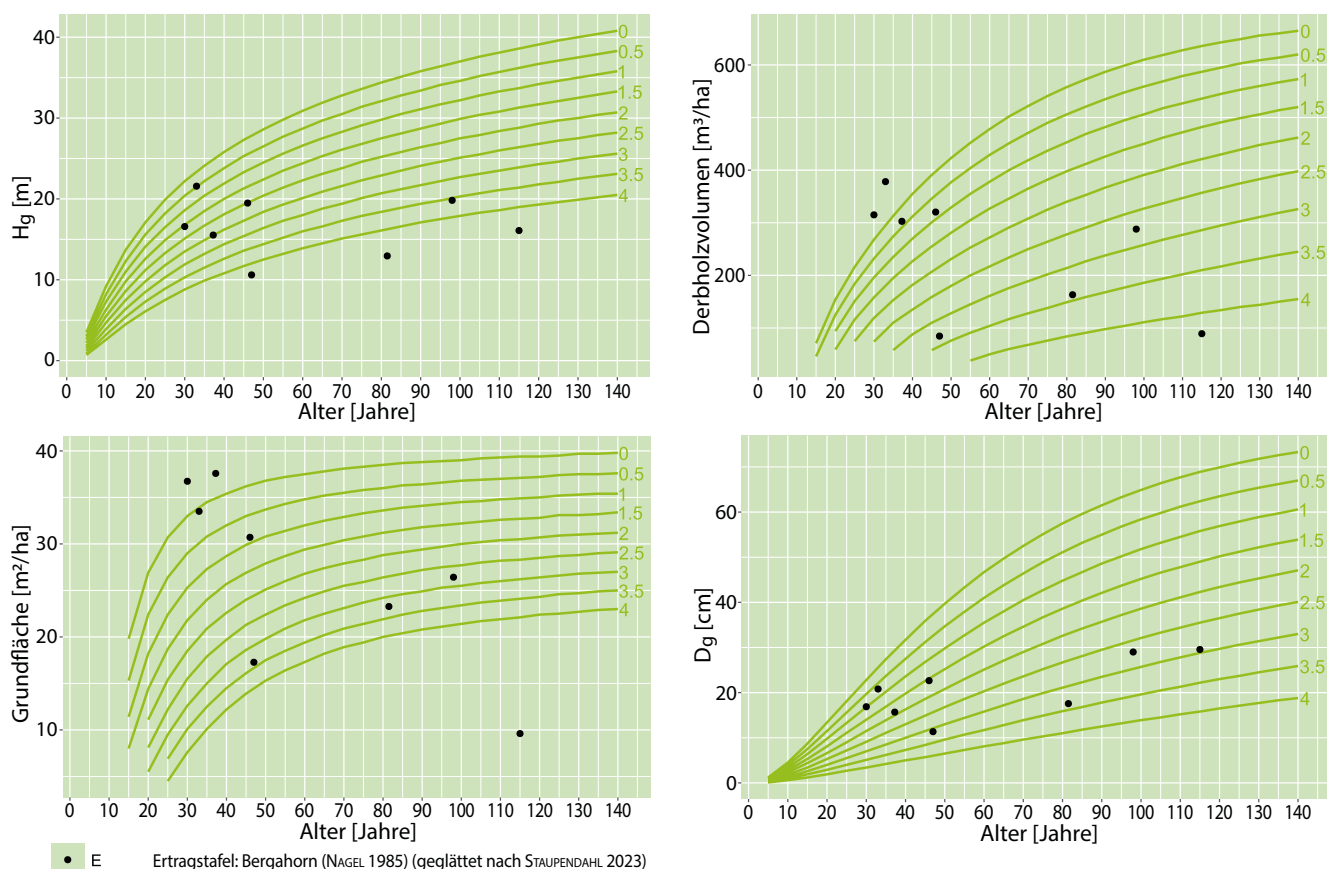


Abb. 5: Mittelhöhe-, Derbholzvolumen-, Grundflächen- sowie Durchmesserentwicklung der untersuchten Praxisanbauten des Feldahorns im Vergleich zur Ertragstafel des Bergahorns (NAGEL 1985)(geglättet nach STAUPENDAHL 2023). E: Einmalige Aufnahmen

tail jedoch nicht bekannt sind, lassen sich über diese Vermutungen hinaus keine weiteren Rückschlüsse ziehen. Dennoch demonstrieren insbesondere die jungen Bestände das bereits beschriebene Potenzial der Art, mehr als nur ein Baum 2. Ordnung zu sein und Wertholz der Stärkeklasse 4 zu produzieren. Hierfür sollten die Bestände jedoch eine Ertragsklasse besser als die 2. nach der verwendeten Ertragstafel für den Bergahorn haben.

3.6.5 Gefährdungen

A. campestre zeigt eine vergleichsweise geringe Anfälligkeit gegenüber biotischen und abiotischen Schadfaktoren, wobei bestimmte Pathogene und Insekten dennoch relevante Risiken darstellen. Pilzliche Erreger wie die Rußrindenkrankheit (*Cryptostroma corticale*), die vor allem Bergahorn befällt, verursachen beim Feldahorn selten schwere Schäden, treten jedoch nach extremen Trockenperioden

verstärkt auf. Gegenüber dem Ahornrunzelschorf (*Rhytisma* spp.) ist die Art resistent, da cuticuläre Wachse auf den Blättern die Sporenkeimung hemmen und eine erhöhte Ausbreitungsresistenz vorliegt. *Eutypella parasitica* löst in Kroatien Stammkrebs aus, während die *Verticillium*-Welke und der Ahornstammkrebs als potenzielle Bedrohungen im Zuge des Klimawandels gelten (HÄBERLE 2011, FORSTER et al. 2019).

Auch Insektenbefall kommt bei *A. campestre* vor, darunter Gallmilben (*Aceria spec.*), die rötliche Blattgallen verursachen, sowie Raupen des Ahorn-Zahnspinners (*Ptilodon cucullina*) und des Blausiebs (*Zeuzera pyrina*), die Blattfraß oder Bohrschäden verursachen. Der Asiatische Laubholzbockkäfer (*Anoplophora glabripennis*) stellt ein invasives Risiko dar, da er sich auch an Feldahorn entwickelt. In Baumschulen gefährden *Ceratocystis virescens* und Echter Mehltau (*Uncinula bicornis*) junge Sämlinge, während

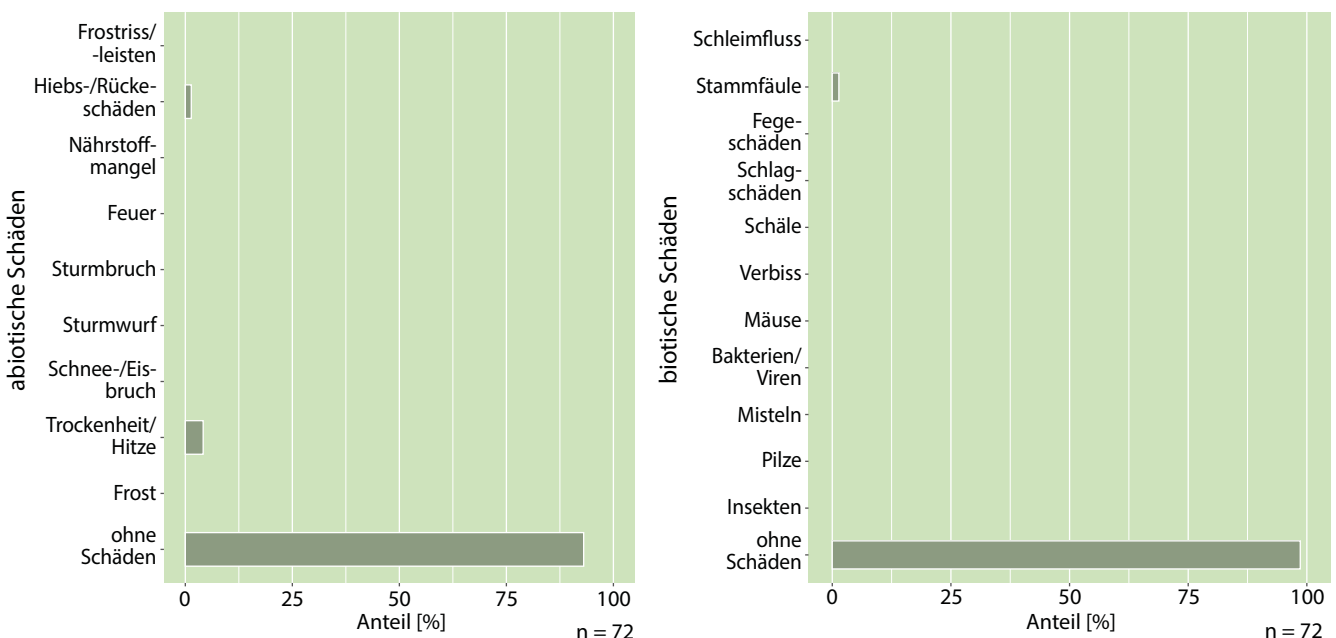


Abb. 6: In den Praxisanbauten vorgefundene abiotische und biotische Schäden an *A. campestre*

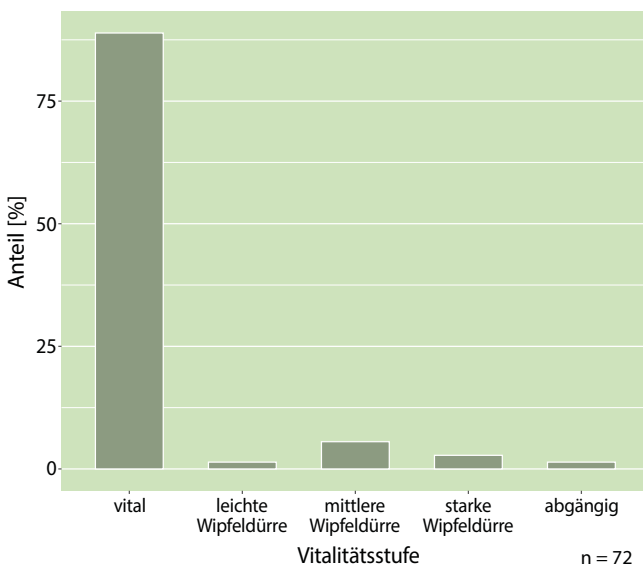


Abb. 7: Vitalitätsansprache der Praxisanbauten von *A. campestre*

ältere Bäume selten ernsthaft geschädigt werden (MILLS 1996, HÄBERLE 2011, ZECCHIN et al. 2016, FORSTER et al. 2019). Abiotische Schäden durch Luftverschmutzung oder Schwermetalle sind aufgrund der glatten Blattoberfläche und dicken Cuticula gering, da diese Partikel schlecht binden. Die Frostepfindlichkeit variiert: Winterfröste schaden stärker als Spätfröste, während Trockenstress vergleichsweise gut toleriert wird (HÄBERLE 2011). Symbiotisch beherbergen alte Feldahorne über 100 Flechtenarten und seltene Moose, wobei Misteln (*Viscum album*) historisch vereinzelt nachgewiesen wurden, jedoch in aktuellen Erhebungen kaum noch auftreten. Die ökologische Resilienz der Art wird durch ihre geringe Anfälligkeit für Pathogene und die Fähigkeit, selbst unter Schädlingsbefall stabile Populationen zu erhalten, unterstrichen (MILLS 1996, STARK 2015, FORSTER et al. 2019).

Die geringe Anfälligkeit gegenüber abiotischen und biotischen Gefährdungen wurde auch in den Praxisanbauten deutlich. Nur vereinzelt wurden Schädigungen in den Beständen festgestellt (Abbildung 6). Auch die Vitalitätsansprache zeigt einen erfreulich hohen Anteil vitaler Bestände (Abbildung 7). Es wurden aber auch Bestände angetroffen, die in ihrer Vitalität eingeschränkt waren. In gemeinsamer Betrachtung mit den abiotischen Schäden zeigt sich, dass Trockenheits- und Hitzeschäden hier auch eine Rolle gespielt haben.

3.6.6 Holzverwendung und Stammqualitäten begutachteter Bestände

Der Feldahorn besitzt Holz, bei dem sich Splint- und Kernholz farblich nur wenig voneinander unterscheiden. Im Vergleich zum Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*) ist das Holz des Feldahorns merklich dunkler, typischerweise rötlichweiß bis hellbraun, und hat eine stärkere Neigung zum bräunlich werden mit der Zeit. Im höheren Baumalter entwickelt sich häufig ein graubrauner bis brauner Falschkern, was als fakultative Farbkernbildung bezeichnet wird. Auf den Radialflächen zeigen die Holzstrahlen zahlreiche rötlichbraune, glänzende Spiegel, die das Holzbild erheblich beeinflussen. Die Längsflächen weisen eine feine Fladerung im Tangentialschnitt und eine feine Streifung im Radialschnitt auf. Markflecken, die im Handwerk manchmal als Leberflecken bezeichnet werden, sind ebenfalls häufig zu finden. Gehobelt ergibt das Holz einen ansprechenden seidenartigen Glanz, während ein spezieller Geruch nicht wahrzunehmen ist (SCHÜTT 1992, GROSSER u. EHMCKE 2015, FORSTER et al. 2019).

Die Jahrringe sind durch schmale, dunklere Spätholzblätter deutlich getrennt und zeigen oft einen wellenförmigen Verlauf. Die Gefäße im Feldahorn sind zerstreutporig

angeordnet, jedoch nicht in besonders großer Anzahl. Das Holz des Feldahorns ist schwer, ausgesprochen hart und zäh, was es für verschiedene Anwendungen wertvoll macht. Es ist gegenüber dem Holz der nahen, verwandten Arten nicht minderwertig, allerdings ist seine Bedeutung als Wirtschaftsbaumart bisher begrenzt, da nur selten Bäume in größeren Dimensionen vorkommen (SCHÜTT 1992, NAGY u. DUCCI 2004, HÄBERLE 2011, GROSSER u. EHMCKE 2015).

Feldahorn hat eine hohe Rohdichte, was ihm ausgezeichnete Eigenschaften hinsichtlich Elastizität und Festigkeit verleiht. Das Holz schwindet nur mäßig und zeigt ein gutes Stehvermögen, was bedeutet, dass es kaum zum Arbeiten neigt. Eine einfache Bearbeitbarkeit mit sämtlichen Werkzeugen, sowohl manuell als auch maschinell, ist gegeben, und es lassen sich problemlos glatte, gleichmäßige Oberflächen herstellen. Holzverbindungen mit Nägeln und vorgebohrten Schrauben sind leicht zu erstellen und halten gut, während es sich auch unproblematisch verkleben lässt. Die Oberflächenbehandlung, einschließlich Polieren und Beizen, ist ebenfalls ohne Schwierigkeiten durchführbar. Gegenüber holzerstörenden Pilzen ist Feldahorn jedoch wenig dauerhaft und gehört zur Dauerhaftigkeitsklasse 5 (GROSSER u. EHMCKE 2015, FORSTER et al. 2019).

Das Holz des Feldahorns findet Anwendung in vielen Bereichen, insbesondere für Drechsler- und Schnitzarbeiten und in der Herstellung von Werkzeugstielen, einschließlich Axtstielen. Es wird auch für hochwertigen Möbelbau, Küchengeräte und Spielwaren genutzt. Dicke Stämme, selbst solche mit Fehlern, sind bei Drechslern und Schnitzern gefragt. Hochgeschätztes Maserholz wird in der Furnierindustrie verarbeitet und ist für erlesene Möbel und Innenausbauten gefragt. Das Holz ist zudem für die Herstellung von Holzkohle und Brennholz von hohem Heizwert geeignet. Aufgrund seiner schwer spaltbaren und elastischen Eigenschaften wird Feldahorn in der Musik- und Kunstbranche geschätzt, insbesondere im Instrumentenbau, wo fein gemasertes Holz Verwendung findet (NAGY u. DUCCI 2004, GROSSER u. EHMCKE 2015, FORSTER et al. 2019).

Das beschriebene Vorkommen des Feldahorns in reliktischen Nieder- und Mittelwäldern sowie auf Extremstandorten beeinflusste im Wesentlichen auch die Qualitäten, die in den Praxisanbauten angesprochen wurden (Abbildung 8). Folglich ist es nicht verwunderlich, dass der größere Anteil der Bestände in die schlechteste Qualitätsstufe eingeordnet wurde. Insbesondere jüngere Bestände, die historisch bedingt eine andere Bewirtschaftung erfahren haben, weisen häufig jedoch sehr gute Qualitäten auf. Darunter finden sich sowohl Vorkommen aus Naturverjüngung als auch aus Pflanzung. An solchen Beständen wird das Potenzial dieser Baumart deutlich und es zeigt sich, dass der Feldahorn ein größeres Potenzial besitzt als ein Baum zweiter Klasse, als welcher er häufig abgetan wird.

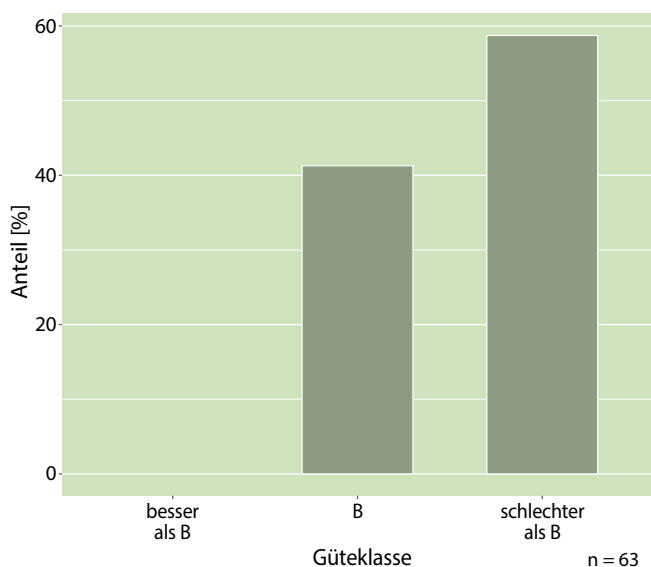


Abb. 8: Qualitätseinschätzung der Praxisanbauten von *A. campestre* anhand einer optischen Stehendansprache eines potenziellen Z-Baumkollektivs

3.6.7 Sonstige Ökosystemleistungen

A. campestre ist für seine auffällige Herbstfärbung bekannt, die in Nuancen von Gelb bis Rot variiert und ihn zu einer der schönsten Baumarten in Hecken und Niederwäldern macht. Die Bedeutung des Feldahorns erstreckt sich über seine ästhetischen Merkmale hinaus, da er auch eine wesentliche Rolle im Ökosystem spielt. Der Baum hat einen hohen Wert für viele Insektenarten, insbesondere für Honigbienen, Wildbienen, Hummeln, Schmetterlinge und Käfer, die das reichhaltige Nektarangebot und den Pollen intensiv nutzen. Darüber hinaus bietet der Feldahorn einen Lebensraum für zahlreiche phytophage Großschmetterlingsarten. An den drei heimischen Ahornarten der Gattung *Acer* entwickeln sich insgesamt 59 solcher Arten. Seine raue Borke und die Fähigkeit, lichte, totholzreiche Kronen auszubilden, schaffen heterogene Mikrohabitate, die für viele Insekten sowie für Vögel und Fledermäuse attraktiv sind (SCHÜTT 1992, MILLS 1996, ZECCHIN et al. 2016, DÖRKEN 2017, FORSTER et al. 2019).

In der medizinischen Verwendung wird die Rinde des Feldahorns in Form von Abkochungen zur Behandlung von Augenentzündungen eingesetzt und hat sich als Anticholesterin- und Adstringensmittel bewährt. Außerdem wird der Einsatz von Extrakten des Feldahorns in der Krebsforschung untersucht, insbesondere aufgrund ihrer hemmenden Wirkung auf die Fettsäure-Synthese, was die Potenziale dieser Pflanze als therapeutisches Mittel unterstreicht (HÄBERLE 2011, ZECCHIN et al. 2016).

3.6.8 Genetik

Die Informationen über die genetischen Ressourcen von *A. campestre* sind sehr spärlich, da bislang keine umfassenden genetischen Studien vorliegen. Der Feldahorn gilt als taxonomisch geteilte Art, deren innerartliche Klassifizierung sich auf morphologische, phänologische und teilweise auch ökogeografische Merkmale stützt. Aufgrund des ausgeprägten morphologischen Polymorphismus und des sehr breiten ökologischen Spektrums wird eine genetische Differenzierung innerhalb der Art vermutet. Die Fortpflanzungseigenschaften des Feldahorns, wie Insektenbestäubung, teilweise Selbstkompatibilität, begrenzte Samenausbreitung und eine gute vegetative Vermehrungsfähigkeit, können dazu führen, dass die Variation zwischen einzelnen Populationen höher ist als bei anderen weit verbreiteten Arten. Zusätzlich schränkt die beobachtete Trennung von funktionell eingeschlechtlichen Blüten – auch an einzelnen Exemplaren – sowie deren Aufteilung auf mehr oder weniger ausgeprägte Blühphasen die Möglichkeit einer zufälligen Paarung erheblich ein (NAGY u. DUCCI 2004).

Da der Feldahorn nicht dem Forstvermehrungsgutgesetz unterliegt, werden in Baumschulen häufig Pflanzen angeboten, deren Herkunft unbekannt ist. Das große Verbreitungsgebiet der Art bedingt eine enorme Formenvielfalt. In der Vergangenheit wurden zahlreiche Varietäten beschrieben, die sich in Habitus, dem Vorhandensein oder Fehlen von Korkleisten sowie der Blattform unterscheiden. Heute werden jedoch nur noch wenige dieser Varietäten als taxonomisch relevant anerkannt. Es wird empfohlen, in ausgewiesenen Genzentren geeignete Bestände zur Gewinnung von Vermehrungsgut auszuweisen. Dies soll gewährleisten, dass im Bedarfsfall geeignetes Vermehrungsgut für Ex-situ- oder In-situ-Maßnahmen zur Verfügung steht (FRITSCH u. KAMP 2014, STARK 2015, DÖRKEN 2017).



Abb. 9: Geflügelte Spaltfrüchte des Feldahorns (Foto: H.-J. Arndt)

3.7 Flatterulme (*Ulmus laevis*)

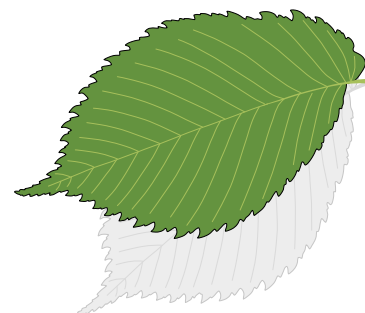
Ulmus laevis PALL., 1784 (syn.: *U. effusa* WILLD., 1787; *U. pendunculata* Foug., 1787; *U. recemosa* BORKH., 1800)

syn.: Flatterrüster, Weißrüster, Wasserrüster, Rispenulme

engl.: european white elm, russian elm

Familie: Ulmaceae

Unterfamilie: Ulmoideae



3.7.1 Zusammenfassende Bewertung



Anbauempfehlung

Die Flatterulme (*Ulmus laevis*) ist eine ökologisch wertvolle, klimawandelrobuste Baumart mit Potenzial für den naturnahen Waldumbau in Deutschland. Sie verträgt wechselfeuchte bis überstaute Böden, wie sie möglicherweise durch Extremwetterereignisse häufiger auftreten werden

und zeigt zugleich eine hohe Toleranz gegenüber sommerlicher Trockenheit. Ihre tiefe Durchwurzelung, geringe Anfälligkeit für das Ulmensterben und ihr hoher Biodiversitätswert machen sie besonders geeignet für Auen- und grundwasserbeeinflusste Standorte.

	Merkmal	Bewertung	Erläuterung
Klimaanpassung in Anlehnung an OTTO (1993)	Standortsanpassung	+	Obwohl es sich um eine typische Auwaldart handelt ermöglicht eine gewisse Trockenheitstoleranz auch die Besiedlung von tiefgründigen Standorten außerhalb dieses Bereiches
	Bodenpfleglichkeit	+++	Die Streu ist sehr schnell zersetzbar
	Keine Krankheitsverbreitung	+++	Von der Flatterulme gehen keine Gefährdungen für das Ökosystem aus
	Keine Anfälligkeit	++	Gegen das Ulmensterben ist die Flatterulme weniger anfällig und auch sonst gibt es keine bestandesgefährdenden Gefahren
	Mischbarkeit	+	Das rasche Wachstum bringt in der Jugend zusammen mit einer gewissen Schattentoleranz gegenüber der Konkurrenz einen Wuchsvorteil; dieser lässt mit dem Alter jedoch nach
	Naturverjüngung	+-	Fruchtbildung häufig und zahlreich, jedoch oft mit hohem Hohlkornanteil; braucht Rohboden zum Keimen, weshalb Naturverjüngung oftmals ausbleibt
	Waldstrukturen	++	Das Verjüngungsverhalten sowie die Konkurrenzkraft führen in der Regel dazu, dass sich Flatterulmen meist nicht flächig oder in größeren Mischungsanteilen verjüngen, sondern eher in Kleinstrukturen im Bestand eingemischt sind

+++ äußerst positiv ++ sehr positiv + positiv --- äußerst negativ -- sehr negativ - negativ ? unklar

3.7.2 Verbreitung

Nach der letzten Kaltzeit erfolgte die Rückwanderung der Flatterulme aus einem mutmaßlich auf dem Balkan gelegenen Refugialgebiet. Im Gegensatz zur Feld- und Bergulme stammt die heutige Population der Flatterulme aus einem einzelnen Refugium, was ihre vergleichsweise geringe genetische Variabilität erklärt. Die Abgrenzung ihrer Verbreitung wird durch taxonomische Unsicherheiten erschwert, da sie häufig mit der Feldulme (*Ulmus minor*) verwechselt wird (COLLIN 2003, MÜLLER-KROEHLING 2003a). Viele als anthropogen eingestufte Vorkommen wurden bei genetischen Untersuchungen als autochthon identifiziert (MÜLLER-KROEHLING 2003a). Trotz ihrer ökologischen Anpassungsfähigkeit

und ihres großen Verbreitungsgebiets bleibt die Flatterulme in Mitteleuropa eine seltene Art.

Das natürliche Areal der Flatterulme erstreckt sich von Spanien über Frankreich und Belgien über Mitteleuropa bis nach Russland (Abbildung 1). Die nördliche Verbreitungsgrenze verläuft bis Südfinnland, während ihre südliche Verbreitung in Nordgriechenland endet. Östlich reicht ihr Areal bis zum Uralgebirge. In Osteuropa, insbesondere in den baltischen Staaten, zeigt sie ihr optimales Wachstum und erreicht dort ihre höchste Frequenz in eichenreichen Laubwäldern (COLLIN 2003, MÜLLER-KROEHLING 2003a, AAS 2019, CAUDULLO u. DE RIGO 2021a, ŠEHO et al. 2021).

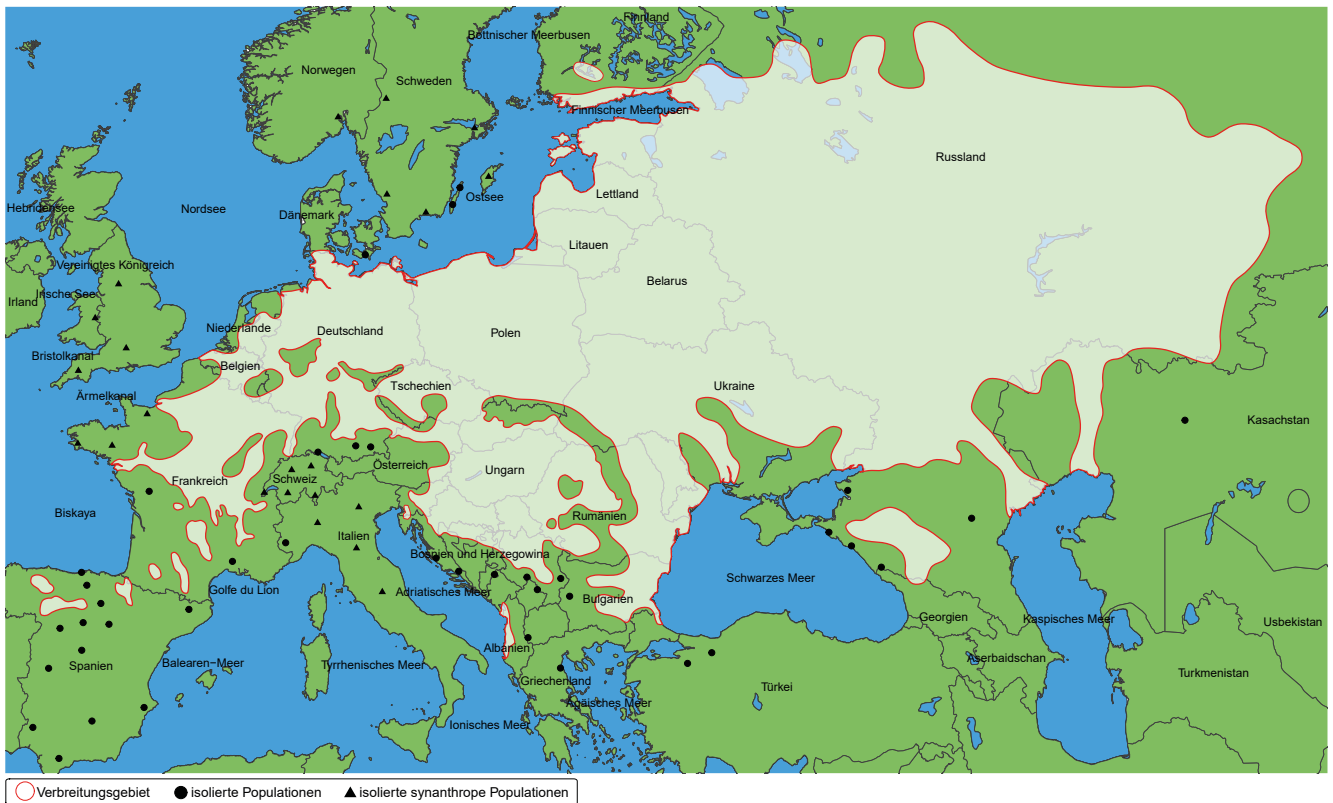


Abb. 1: Verbreitungsgebiet von *Ulmus laevis*. Quelle: CAUDULLO et al. (2023)

In Deutschland tritt die Flatterulme nur vereinzelt auf und wurde in forstwirtschaftlichen und landschaftspflegerischen Maßnahmen lange vernachlässigt. Die verbliebenen Vorkommen konzentrieren sich entlang der großen Flusstäler wie Rhein, Main, Donau, Elbe und Oder. Während sie in Ostdeutschland lokal häufiger vorkommt, sind ihre Bestände in den westlichen und südlichen Bundesländern rückläufig. In den Alpen fehlt sie weitgehend, mit Ausnahme tieferer Lagen in der Schweiz (MÜLLER-KROEHLING 2003a, AAS 2019).

3.7.3 Standort

Die Flatterulme zeigt eine hohe Anpassungsfähigkeit an unterschiedliche Bodenverhältnisse. Optimale Wachstumsbedingungen findet sie auf schweren Ton- und Lehmstandorten mit hoher Wasserspeicherkapazität, während sie auch auf leichten Sandböden oder organischen Niedermoorstandorten etabliert sein kann. Ihr tiefreichendes Senker- und Herzwurzelsystem ermöglicht eine effektive Nutzung von Grundwasserressourcen, wodurch sie schwankende Wasserstände toleriert. Besonders konkurrenzstark ist sie auf regelmäßig überfluteten Gleyböden, wo sie gegenüber weniger flutresistenten Baumarten im Vorteil ist (AAS 2019, ŠEHO et al. 2021).

Die europäische Ulmenflora zeigt generell eine Präferenz für nährstoff- und basenreiche, wasserführende Standorte in der Nähe von Fließgewässern. Die Flatterulme ist dabei typischerweise in den Auen größerer Ströme wie Rhein, Elbe und Donau anzutreffen (SCHÜTT 1992, 1992, CAUDULLO

u. DE RIGO 2021a). Durch ihre hohe Toleranz gegenüber langanhaltenden Überflutungen und hohem Grundwasserstand tritt die Flatterulme als Begleitbaumart in Auwäldern, Bruchwäldern und feuchten Bachschluchtwäldern auf, erreicht jedoch selten Dominanz. Sie wächst meist einzeln oder in kleineren Gruppen und findet sich bevorzugt in stärker überschwemmten und gestörten Standorten. Ihre Fortpflanzungsstrategie ist an die hydrochorische Verbreitung angepasst: Die behaarten Flügelnüsse weisen eine erhöhte Schwimmfähigkeit auf, wodurch die Regeneration entlang von Flusssystemen erleichtert wird. Dort vergesellschaftet sie sich mit Stieleiche (*Quercus robur*), Gemeiner Esche (*Fraxinus excelsior*), Schwarzerle (*Alnus glutinosa*), Weiden (*Salix* spp.) und Pappeln (*Populus* spp.). Auch in Tieflandmischwäldern mit hohem Eichenanteil kann sie als subdominante Baumart auftreten. Gleichzeitig zeigt *U. laevis* eine moderate Trockenresistenz, die eine Besiedlung tiefgründiger, gut durchwurzelbarer Böden außerhalb klassischer Auwälder ermöglicht. Zudem reagiert sie weniger empfindlich auf abgesenkte Grundwasserspiegel als viele andere Baumarten (MÜLLER-KROEHLING 2003a, THURM et al. 2019, CAUDULLO u. DE RIGO 2021a).

Die Flatterulme zeigt eine bemerkenswerte ökologische Plastizität und kommt in Gebieten mit klimatischen Schwankungen von Südspanien bis Südfinnland vor. Trotz ihrer Fähigkeit, in nördlichen Breiten zu überleben, wird sie aufgrund ihrer Präferenz für feuchte und wärmere Standorte als thermophil klassifiziert. In den nordöstlichen Bereichen ihres Areals nimmt sie oft eine strauchförmige

Wuchsform an, bleibt jedoch reproduktiv (MÜLLER-KROEHLING 2003a, THURM et al. 2019).

Betrachtet man das natürliche Verbreitungsgebiet von *U. laevis*, wächst die Art bei einer Jahresdurchschnittstemperatur von im Mittel 5,9 °C bei einer Spanne, die von 3,9 – 8,5 °C reicht. Hier findet sich die nordöstliche Verbreitung der Flatterulme wieder. In den Monaten Mai bis September steigt die mittlere Temperatur auf knapp 16,0 °C bei einer Spanne von 13,2 – 17,9 °C. Der Jahresniederschlag im natürlichen Verbreitungsgebiet beläuft sich auf 671 mm (610 – 735 mm). Davon entfallen rund 354 mm (319 – 382 mm) auf die Monate Mai bis September (Abbildung 3).

Die in den Praxisanbauten vorgefundenen Standorte bestätigen die aus der Literatur abgeleiteten Standortsansprüche der Flatterulme (Abbildung 2). Die Bestände standen vornehmlich auf sehr gut mit Wasser versorgten bzw. auf wasserbeeinflussten Standorten oder solchen mit Grundwasseranschluss.

U. laevis besitzt ein leicht zersetzliches Laub. Die Blätter dieser Art zersetzen sich bereits nach wenigen Wochen, wodurch eine günstige Humusform gefördert wird (SCHÜTT 1992, MÜLLER-KROEHLING 2003a, 2019a). Diese Eigenschaft konnte auch in den Praxisanbauten bestätigt werden, bei

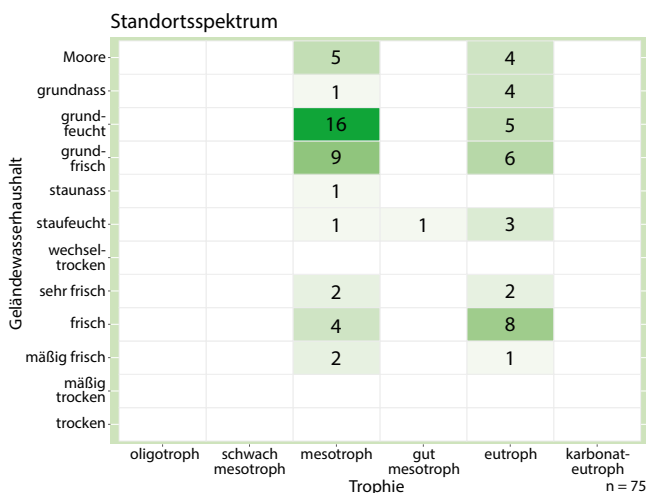


Abb. 2: Standortsspektrum der untersuchten Praxisanbauten der Flatterulme

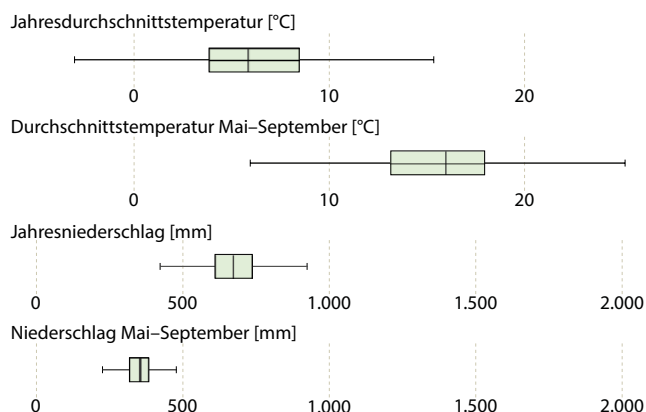


Abb. 3: Klimawerte des natürlichen Verbreitungsgebietes der Flatterulme extrahiert aus dem CHELSA-Datensatz (KARGER et al. 2021)

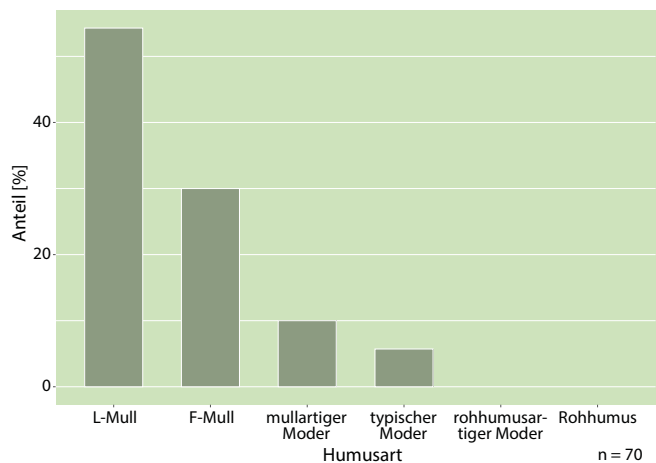


Abb. 4: Humusansprache in den Beständen der Praxisanbauten der Flatterulme

denen im Wesentlichen Mull-Humusarten angesprochen wurden (Abbildung 4).

Die Tiefenerschließung durch die Wurzel bei der Flatterulme ist ausgeprägt. In jungen Jahren bildet die Art eine kräftige Pfahlwurzel aus, die bereits bei wenige Wochen alten Sämlingen deutlich länger sein kann als der oberirdische Teil der Pflanze. Mit zunehmendem Alter entwickelt sich daraus ein kombiniertes Herz-Pfahlwurzelsystem. Mit ihrem Wurzelsystem ist sie auch in der Lage, starke Pseudogleye mit hohem Tongehalt zu erschließen (SCHÜTT 1992, MÜLLER-KROEHLING 2003a, LWF 2019, THURM et al. 2019).

3.7.4 Wachstum und Ertrag

3.7.4.1 Übersicht

U. laevis kann Höhen von 35 m (im Maximalfall 40 m) erreichen und dabei BHD von 3 m erlangen. Sie wird im Schnitt bis zu 300 Jahre alt, kann in Einzelfällen aber auch mal 500 Jahre erreichen. Charakteristisch für diese Baumart sind breite, reichästige Kronen und die teilweise sehr mächtigen Brettwurzeln (SCHÜTT 1992, MÜLLER-KROEHLING 2003a, AAS 2019). Bisher hatte die Flatterulme waldbaulich eine eher geringe Bedeutung, weshalb Informationen zum Wachstum selten sind und waldwachstumskundliche Messreihen bisweilen fehlen. *U. laevis* zählt zu den Halbschattbaumarten. Ihr Jugendwachstum wird als rasch beschrieben. Der Höhenzuwachs dieser Baumart verläuft in der Jugend ähnlich dem der Esche und kulminiert ebenfalls ähnlich früh (SCHÜTT 1992, MÜLLER-KROEHLING 2003a, THURM et al. 2019).

Begründung

Die Flatterulme verfügt über eine Kombination generativer und vegetativer Vermehrungsmechanismen, die ihre Etablierung in naturnahen Auwaldökosystemen begünstigen. Fruchtbar wird die Art mit 35 – 40 Jahren. Die Blüte erfolgt früh im Jahr bereits im März, etwa zwei Wochen nach Feld- und Bergulme, aber immer noch lange vor Laubaustrieb. Dabei ist die Blütenbildung in hohem Maße von der

Vorjahreswitterung abhängig. Die Blüte kann zum Beispiel nach sehr nassen Spätsommern ausfallen. Mastjahre treten bei der Flatterulme alle 2 – 3 Jahre auf. Ihre windbestäubten Blüten sind jede einzeln bis über 2 cm lang gestielt, weshalb sie schlaff hängen und der Blütenstand dadurch flattrig wirkt (Namensgebung). Sie entwickeln sich rasch zu geflügelten Früchten, die ab April reifen. Bis zur Reifung sind die Samen grün und tragen bis zum endgültigen Laubaustrieb zur photosynthetischen Produktion des Baumes bei. Sie sind Mitte bis Ende Mai vollständig ausgebildet. Die primäre Ausbreitung erfolgt sowohl anemochor über den Wind als auch hydrochor durch Wasserströmungen, was ihre Keimung in Überschwemmungsgebieten erleichtert. In Hauptwindrichtung können sich die Samen mehrere hundert Meter ausbreiten, quer zur Hauptwindrichtung übersteigt die Ausbreitungsweite 50 m. Ein Hauptteil der Keimlinge (90 %) findet sich allerdings in einem Radius von rund 30 m um den Baum (SCHÜTT 1992, EBERT 2003, MÜLLER-KROEHLING 2003a, AAS 2019, CREMER et al. 2019, CAUDULLO u. DE RIGO 2021a).

Die Samen der Flatterulme weisen eine hohe initiale Keimfähigkeit auf, die jedoch rasch abnimmt. Unter natürlichen Bedingungen bleibt die Keimfähigkeit bis zu einem halben Jahr erhalten. Mit einer gezielte Saatgutlagerung unter -4 – -10 °C bei etwa 10 % Feuchte kann diese Phase bis zu 5 Jahre verlängert werden. Das Tausendkorngewicht variiert zwischen 7 und 12 g, wobei ein Kilogramm Saatgut rund 100.000 Samen enthält. Die direkte Aussaat nach Samenreife ist in der Praxis die effizienteste Methode. Die Rillensaat erfolgt mit 2 – 4 g Samen pro Laufmeter, während für die Breitsaat etwa 15 g/m^2 verwendet werden. Als Lichtkeimer benötigen die Samen offenes, feinkörniges Substrat. Abhängig von den Standortbedingungen können pro Kilogramm Saatgut 10.000 – 30.000 Sämlinge auflaufen, sofern günstige Keimbedingungen herrschen. Für nach der Reife gesäte Flatterulmen beginnt die Keimung nach 2 – 3 Wochen (EBERT 2003, MÜLLER-KROEHLING 2003a, CREMER et al. 2019). Neben der generativen Reproduktion zeigt die Flatterulme eine hohe Regenerationsfähigkeit durch Stockausschlag, insbesondere nach mechanischen Verletzungen oder Fällungen. Im Gegensatz zur Feldulme bildet sie jedoch nur selten Wurzelsprosse. Diese vegetative Vermehrung ist standortsspezifisch und tritt bevorzugt auf, wenn das Wurzelsystem gestört wird, beispielsweise durch Bodenbewegungen oder Erosion. Besonders charakteristisch für die Art ist ihre Fähigkeit zur sogenannten „Katastrophenkeimung“, die eine rasche Etablierung nach Hochwasserereignissen ermöglicht. Diese Strategie setzt jedoch dynamische Flusslandschaften mit regelmäßigen Überschwemmungen voraus. In regulierten Flussauen mit stark veränderter Hydrologie ist die Naturverjüngung entsprechend limitiert (SCHÜTT 1992, MÜLLER-KROEHLING 2003a, AAS 2019).

Die Saatgutgewinnung gestaltet sich aufgrund unregelmäßiger Samenproduktion herausfordernd. Mastjahre treten in Intervallen von 2 – 3 Jahren auf. Während einzelner ertragsreicher Jahre kann pro Baum eine Erntemenge von 10 – 15 kg Rohsaatgut erzielt werden, bei besonders vitalen Individuen sogar bis zu 25 kg. Allerdings liegt der Anteil nicht keimfähiger Samen oft hoch, was die effektive Samenausbeute verringert. Die beste Erntezeit ist Mitte Mai zur Reifezeit der Samen. Zur Ernte wird das Saatgut meist durch Schütteln der Bäume auf Planen gesammelt, um mechanische Schäden an den Samen zu minimieren (CREMER et al. 2019).

Im forstlichen Alltag wird die Flatterulme häufig mit der Hainbuche kombiniert, um eine bessere Erdstamm-bildung zu fördern, da die Flatterulme zu Wasserreiserbildung neigt. Pflanzverbände bestehen üblicherweise aus 4.000 – 6.000 Stk./ha, ergänzt durch 2.000 Hainbuchen. Die Pflanzengröße beträgt idealerweise etwa 1 m Höhe. Soll eine nachhaltige Förderung der natürlichen Verjüngung angestrebt werden, setzt dies jedoch die Renaturierung von Flussauen und die Wiederherstellung von Überschwemmungsdynamiken voraus, um die optimalen Bedingungen für die Keimung und Etablierung dieser Baumart zu gewährleisten (EBERT 2003).

Waldbau

Über die waldbauliche Behandlung von Flatterulmen wurden in der gesichteten Literatur nur wenige bis gar keine Angaben gefunden. Dies mag daher kommen, dass dieser Baumart bisweilen in der forstlichen Praxis eine eher geringe Wertschätzung zukam. In den baltischen Ländern hat sie eine waldbaulich größere Rolle. Für skandinavische Verhältnisse wird eine Behandlung in der Jugend ähnlich der Eiche sowie der Esche empfohlen mit einem relativen Dichtstand zur Erzielung gerader Stämme (MÜLLER-KROEHLING 2003b, 2003a).

3.7.4.2 Ergebnisse der Untersuchungen

Für die Flatterulme konnte bei den Auswertungen auf keine langfristigen Versuchsflächen zurückgegriffen werden. Von den 75 bereisten Flatterulmenanbauten konnten in 14 Beständen **ertragskundliche Aufnahmen** durchgeführt werden. Diese decken eine Altersspanne von 18 – 185 Jahren ab, wobei ein deutlicher Schwerpunkt in Beständen unter einem Alter von 50 Jahren zu erkennen ist. Zu diesen Aufnahmen kommen noch fünf Aufnahmen in jüngeren Beständen hinzu, welche die Derbholzgrenze noch nicht erreicht hatten. Die Ergebnisse der ertragskundlichen Untersuchungen sind in Abbildung 5 dargestellt. Als Referenz für die Darstellung wurde die Ertragstafel für die Buche (SCHOBER 1967) gewählt.

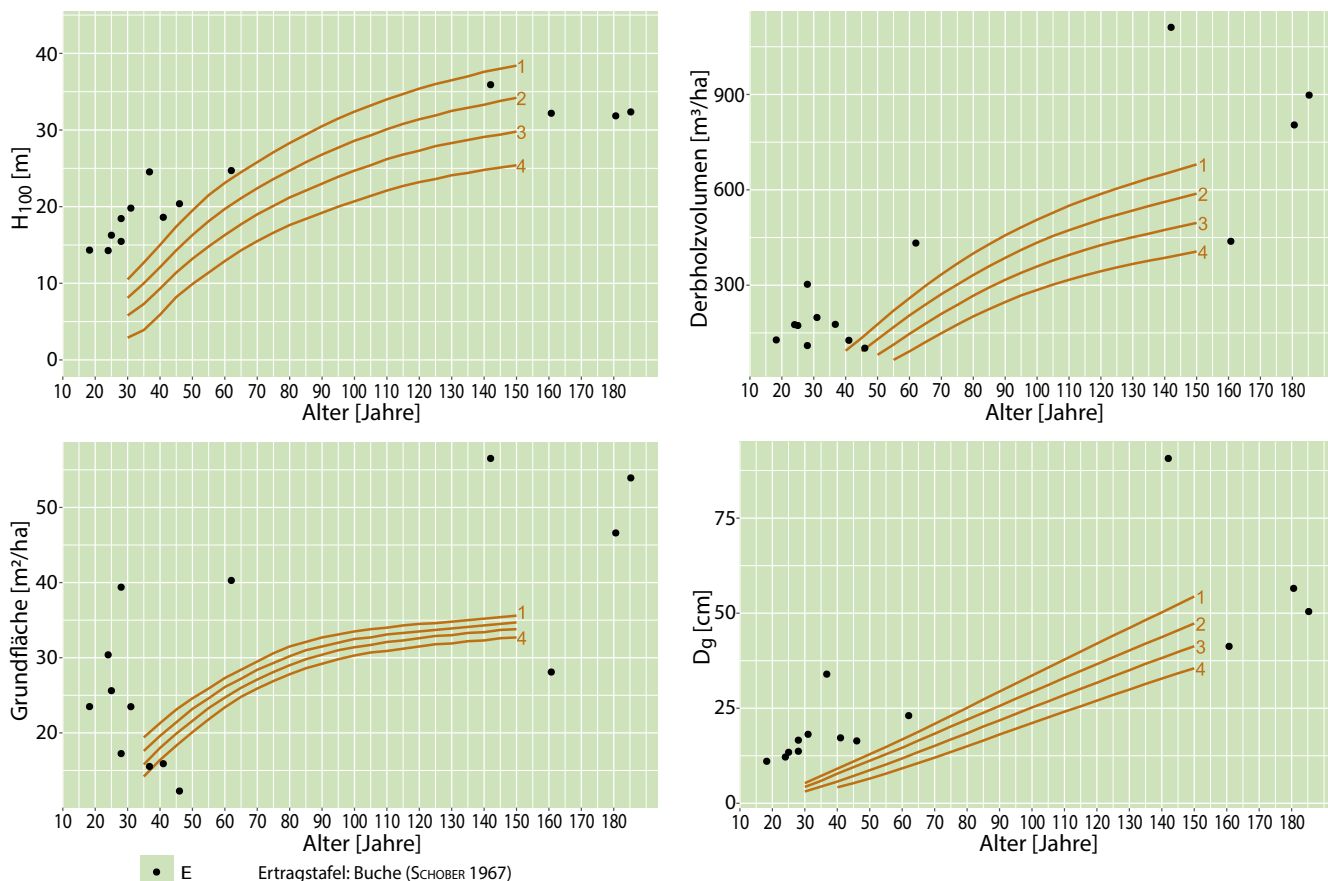


Abb. 5: Oberhöhen-, Derbholzvolumen-, Grundflächen- sowie Durchmesserentwicklung der untersuchten Praxisanbauten der Flatterulme im Vergleich zur Buchenertragstafel (SCHÖBER 1967). E: Einmalige Aufnahmen

Beim Vergleich der ertragskundlichen Kennwerte der Flatterulmenbestände mit der Ertragstafel der Buche lässt sich gut erkennen, dass *U. laevis* ein deutlich rascheres Jugendwachstum aufweist. Dies gilt sowohl für das Höhenwachstum als auch für das Dickenwachstum. Alle ermittelten Oberhöhen der jungen Bestände weisen bis zu einem Alter von knapp über 60 Jahren Werte über der 1. Ekl. der Buchenertragstafel auf. Bei den älteren Beständen bewegen sich die ermittelten Werte hingegen innerhalb des Ertragstafelfächers. Analog verhalten sich die ermittelten Durch-

messer. In Kombination mit vergleichbaren bzw. auch höheren Grundflächen resultieren am Ende in den jungen Beständen auch höhere Bestandesvolumina im Vergleich zur Buche.

Dieser Wuchsunterschied zur Buche scheint im Alter nachzulassen und sowohl die Bestandeshöhe als auch die Durchmesser entsprechen mehr dem Ertragsniveau der Buche. Bei der Grundfläche wurden hingegen auch in den alten Beständen deutlich höhere Werte ermittelt. Dies können allerdings auch Effekte aus der Bewirtschaftung

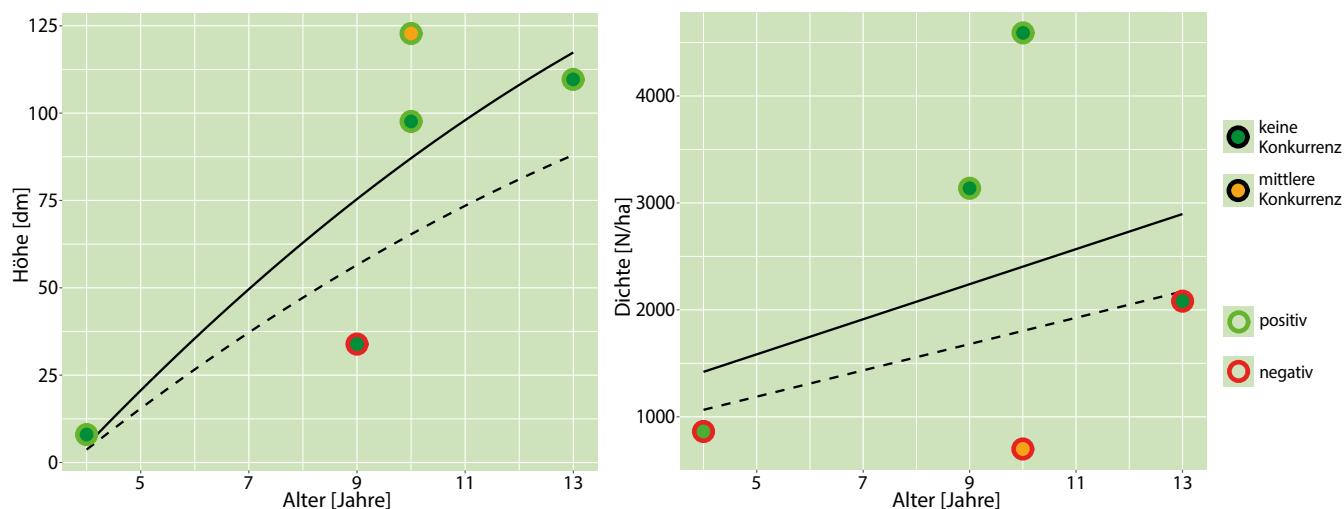


Abb. 6: Darstellung der Alters-Höhen- bzw. Alters-Dichte-Entwicklung der Flatterulme mit der ermittelten Konkurrenzintensität der Bestände durch sonstige Baumarten

der Praxisanbauten sein, da es sich hier zumeist um sehr extensiv bis gar nicht bewirtschaftete Sonderstandorte handelte.

Die Aufnahmen in den Beständen unter der Derbholzgrenze (**Sechsbaumstichproben**) zeigen, trotz des geringen Stichprobenumfanges, dass bei *U. laevis* bereits im Jungendalter das rasche Höhenwachstum einsetzt. Bereits mit elf Jahren haben die Bestände im Mittel knapp 10 m Höhe erreicht (Abbildung 6). Dieses rasche Jugendwachstum dürfte im Wesentlichen auch dafür verantwortlich sein, dass die aufgenommenen Kulturen keinem nennenswerten Konkurrenzdruck durch andere Baumarten unterlagen. Die erfolgte Bewertung der Dichte ist aufgrund der geringen Stichprobe wiederum nicht so eindeutig. Hier wurden drei Bestände mit zu geringer Dichte eingestuft, wobei hier zwei Kulturen Stückzahlen von unter 1.000 Stk./ha aufweisen. Diese geringen Stückzahlen mögen zwar aus forstwirtschaftlicher Sicht gering erscheinen, sind jedoch vor dem Aspekt, dass unter den Flächen auch Kulturen, die als eine ökologische Aufwertung nasser Standorte dienen sollten, durchaus nachvollziehbar. Für die Erzeugung qualitativ hochwertiger Stämme sollte aber auf deutlich höhere Stammzahlen zurückgegriffen werden.

3.7.5 Gefährdungen

Die Flatterulme weist eine bemerkenswerte Widerstandsfähigkeit gegenüber verschiedenen biotischen und abiotischen Stressfaktoren auf. Dennoch unterliegt sie spezifischen Gefährdungen, die ihre Vitalität und langfristige Bestandesentwicklung beeinflussen können. Zu den wesentlichen Risikofaktoren zählen klimatische Extremereignisse, phytopathogene Infektionen und Fraßfeinde, deren Wirkung jedoch im Vergleich zu anderen Ulmenarten geringer ausfällt.

Hinsichtlich der Frosttoleranz gilt die Flatterulme als winterhart, ist jedoch aufgrund ihrer frühen Blütezeit anfällig für Spätfröste, die zu erheblichen Schäden an den reproduktiven Strukturen führen können. Junge Flatterulmen sind gegen Frühfröste und Dürre empfindlich, was durch eine dichte Grasdecke noch weiter verschärft werden kann (SCHÜTT 1992, EBERT 2003, MÜLLER-KROEHLING 2019b, THURM et al. 2019).

Neben einer ausgeprägten Widerstandskraft gegenüber der dominierenden Ulmenkrankheit (s. u.) existieren jedoch weitere biotische Risiken. Der Asiatische Laubholzböckkäfer (*Anoplophora glabripennis*) stellt eine potenzielle Bedrohung dar, da er nicht nur Ulmen, sondern auch andere Laubbaumarten wie Ahorn (*Acer* spp.), Pappel (*Populus* spp.) und Birke (*Betula* spp.) befällt, die in denselben Habitaten vorkommen. Zudem sind bakterielle Erkrankungen wie der Ulmen-Schleimfluss, ausgelöst durch *Erwinia nimipressuralis*, verbreitet, jedoch meist nicht bestandesgefährdend. Interessanterweise kann diese Infektion das Wachstum holzzersetzender Pilze hemmen, was möglicherweise eine schützende Wirkung entfaltet. Weitere bakterielle Erreger wie *Pseudomonas lignicola* verursachen Schwarzstreifen im Holz. Zusätzlich wurden Virusinfektionen wie das Elm Mottle Virus (EMoV) dokumentiert, das in Flatterulmen im Raum Berlin nachgewiesen wurde (MÜLLER-KROEHLING 2019a, 2019b, CAUDULLO u. DE RIGO 2021a).

Gelegentliche Fraßschäden durch Frostspanner-Arten oder die Ulmen-Blattwespe (*Trichiocampus ulmi*) werden in der Regel gut toleriert. Pathogene Pilze treten ebenfalls auf, verursachen jedoch meist keine gravierenden Schäden an vitalen Individuen (MÜLLER-KROEHLING 2019b, 2019a).

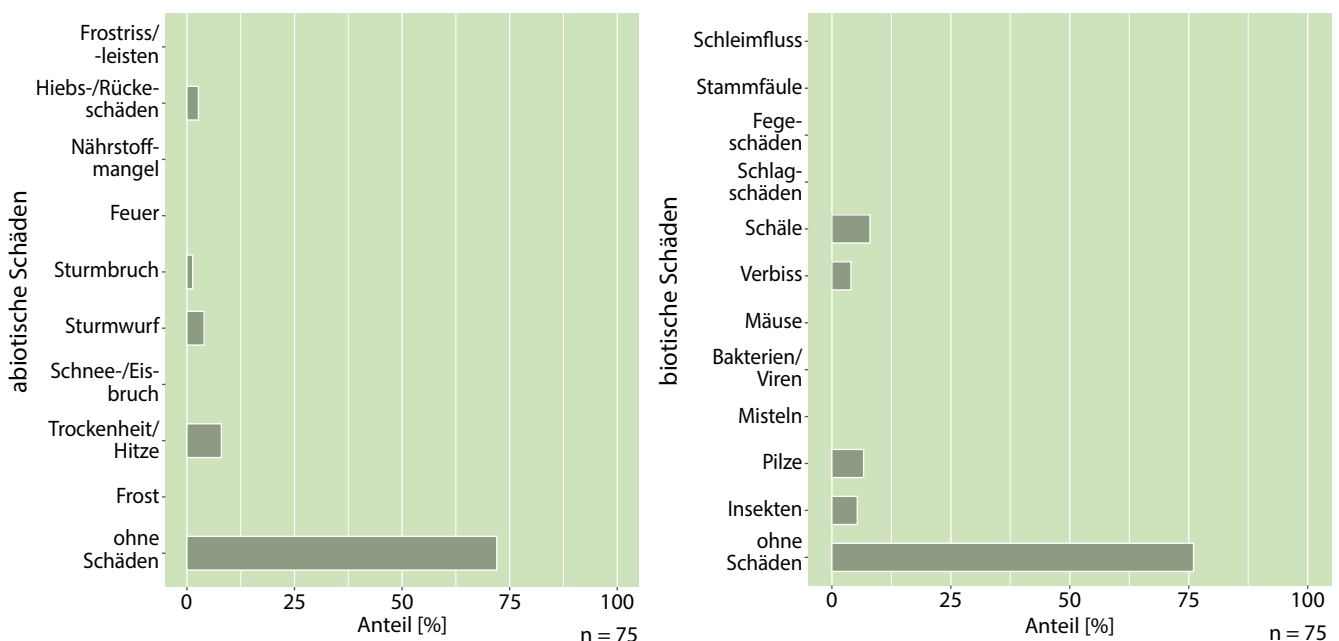


Abb. 7: In den Praxisanbauten vorgefundene abiotische und biotische Schäden an *U. laevis*

Das Ulmensterben

Das Ulmensterben ist eine der gravierendsten walddpathologischen Epidemien der vergangenen Jahrhunderte und hat die Bestände der europäischen Ulmenarten stark dezimiert. Die Erkrankung wird durch die phytopathogenen Pilze *Ophiostoma ulmi* und *Ophiostoma novo-ulmi* hervorgerufen, die durch Ulmensplintkäfer der Gattung *Scolytus* übertragen werden. Gewöhnlich wird sie als Holländische Ulmenkrankheit („Dutch Elm Disease“, DED) bezeichnet. Während Feld- (*Ulmus minor*) und Bergulme (*Ulmus glabra*) in hohem Maße anfällig sind, zeigt die Flatterulme (*Ulmus laevis*) eine bemerkenswerte Toleranz gegenüber dieser Erkrankung (EBERT 2003, COLLIN et al. 2004, MÜLLER-KROEHLING 2019b, CAUDULLO u. DE RIGO 2021a).

Die ersten dokumentierten Fälle des Ulmensterbens in Europa stammen aus dem frühen 20. Jahrhundert. Bereits 1912 wurden Infektionen in den Niederlanden und Großbritannien beobachtet, gefolgt von Fällen in Deutschland (1921) und Italien (1930). Eine zweite Welle der Epidemie setzte in den späten 1960er Jahren mit der Ausbreitung des virulenteren Stammes *Ophiostoma novo-ulmi* ein. Diese führte insbesondere in Großbritannien zum Verlust eines Großteils der Ulmenpopulationen (EBERT 2003, CREMER et al. 2019, MÜLLER-KROEHLING 2019b, CAUDULLO u. DE RIGO 2021a).

Die Übertragung des Erregers erfolgt primär durch den Reifungsfraß der Ulmensplintkäfer (*Scolytus* spp.), die mit dem Pilz infiziertes Holz besiedeln und bei der Nahrungsaufnahme an gesunden Ulmen die Sporen des Erregers in das Xylem einbringen. Dort induziert der Pilz eine Gefäßverstopfung, was zu einer Störung der Wasserleitung und letztlich zur Kronendürre führt. Zusätzlich kann die Infektion über Wurzelverwachsungen benachbarter Ulmen erfolgen. Bedeutender dürfte aber die Verbreitung über die Käfer sein, da diese Entfernungen bis zu 10 km überwinden können. Ein Befall macht sich durch dünne Belaubung, vorzeitigen Blattfall, plötzliche Blattrollung und Absterben von Ästen bemerkbar. Ein Befall kann innerhalb von 2 – 3 Jahren zum Absterben führen (EBERT 2003, MÜLLER-KROEHLING 2019b, CAUDULLO u. DE RIGO 2021a).

Im Vergleich zur Berg- und Feldulme zeigt die Flatterulme eine signifikant geringere Anfälligkeit gegenüber dem Erreger des Ulmensterbens. Dies liegt unter anderem an ihrer geringeren Attraktivität für die Ulmensplintkäfer, die vermutlich durch spezifische chemische Zusammensetzungen der Rinde sowie morphologische Eigenschaften der Borke bedingt ist. Darüber hinaus verfügt sie über physiologische Mechanismen, die eine systemische Etablierung des Pathogens im Xylem erschweren (MÜLLER-KROEHLING 2003b, 2019b, CAUDULLO u. DE RIGO 2021a).

Feldbeobachtungen aus verschiedenen Regionen Europas, darunter Deutschland, Österreich, Frankreich, die

Niederlande und das Vereinigte Königreich, belegen, dass Populationen der Flatterulme Epidemiewellen des Ulmensterbens weitgehend überstanden haben. Dennoch sind ihre Bestände durch den Rückgang naturnaher Auwälder sowie hydrologische Regulierungen großer Flusssysteme zunehmend gefährdet (MÜLLER-KROEHLING 2019b, CAUDULLO u. DE RIGO 2021a).

Um das Ulmensterben einzudämmen, wurden in mehreren europäischen Ländern züchterische Maßnahmen ergriffen. Dabei spielen Kreuzungen mit asiatischen Ulmenarten (z. B. *Ulmus pumila*) eine zentrale Rolle, da diese aufgrund einer langen Koevolution mit dem Pathogen höhere Resistenzniveaus aufweisen. Besonders in den Niederlanden und Italien wurden resistente Hybridulmen entwickelt, die eine erhöhte Toleranz gegenüber *Ophiostoma novo-ulmi* zeigen. Allerdings besteht das Risiko, dass großflächige Anpflanzungen solcher Hybriden zu einer genetischen Introgression in autochthone Ulmenpopulationen führen und somit langfristig die genetische Diversität der europäischen Ulmen verringern können (MÜLLER-KROEHLING 2019b, CAUDULLO u. DE RIGO 2021a).

Validieren lassen sich die beschriebenen wissenschaftlichen Erkenntnisse auf den verschiedenen Flächen der Nachkommenschaftsprüfungen von *U. laevis* der NW-FVA. Ein Befall mit der „Holländischen Ulmenwelke“ konnte auf keiner Fläche festgestellt werden. Vielmehr wiesen die Versuchspflanzen eine hohe Vitalität mit sehr geringen Ausfällen auf. Schäden entstanden aufgrund von Mäusefraß und vereinzelt führten undichte Gatter zu Verbiss und Fegeschäden (Abbildung 7).

Die geringe Anfälligkeit gegenüber biotischen und abiotischen Gefährdungen spiegelt sich auch in der Vitalitätsansprache der Praxisanbauten wider (Abbildung 8). Der überwiegende Teil der vorgefundenen Bestände wurde als vital angesprochen. Daneben gibt es aber auch einen nen-

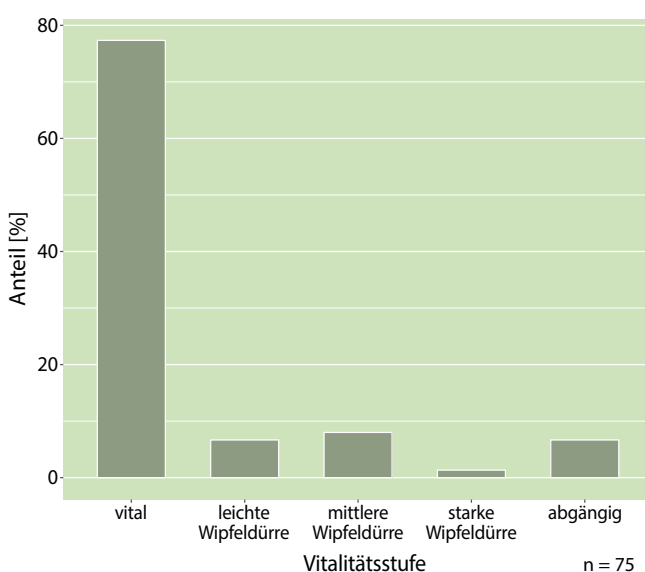


Abb. 8: Vitalitätsansprache der Praxisanbauten von *U. laevis*

nenswerten Teil von Beständen, die in die etwas schlechteren Vitalitätsstufen „leichte Wipfeldürre“ und „mittlere Wipfeldürre“ eingestuft wurden. Hierbei gilt es zu berücksichtigen, dass *U. laevis* im Nachgang zu einer starken Blüte eine schütterere Belaubung aufweisen kann, dies sogar noch im Folgejahr. Das liegt daran, dass die chlorophyllhaltigen Früchte, die sehr früh im Jahr austreiben, am Stoffwechsel zunächst beteiligt sind. Nach dem frühen Fruchtfall werden sie jedoch nicht durch Blätter ersetzt. So entsteht ein Effekt von verkahlenden Kronenteilen (MÜLLER-KROEHLING 2003a, MÜLLER-KROEHLING et al. 2024). Somit muss eine schütterere Belaubung kein Indiz für eine Vitalitätsschwäche sein, kann aber zu Fehlansprachen geführt haben. Abschließend wäre hier eine sichere Vitalitätsansprache nur durch Folgeaufnahmen der gleichen Bestandespartien möglich.

3.7.6 Holzverwendung und Stammqualitäten begutachteter Bestände

Ein typisches Merkmal von *U. laevis* ist das Ausbilden von brettartigen Wurzelanläufen, die sogenannten Brettwurzeln. Diese dienen dazu die Standfestigkeit der Bäume auf ganzjährig vernässten Standorten zu verbessern. Darüber hinaus ist auch Wasserreiserbildung aus Proventivknospen am Stamm eine typische Eigenschaft. Da diese häufig auf bestimmte Stellen begrenzt sind, kommt es infolge häufig zur Bildung von Stammknollen, welche z. T. aufgrund der besonderen Maserung hohe Preise erzielen können (AAS 2019, RISSE u. RICHTER 2019, THURM et al. 2019).

Das Holz der Flatterulme unterscheidet sich in seinen physikalischen und mechanischen Eigenschaften deutlich von anderen einheimischen Ulmenarten. Charakteristisch ist der außergewöhnlich breite, gelblichweiße Splint, der bis zu 2/3 des Stammdurchmessers ausmachen kann. Das Kernholz weist eine blassgraue bis gelbbraune Färbung auf, die sich nur geringfügig vom Splintholz abhebt, was die Flatterulme von der Feld- und Bergulme unterscheidet, deren Kernholz eine intensivere Tönung zeigt. Die ringporige Struktur des Holzes mit markanten Jahrringgrenzen verleiht ihm eine auffällige Maserung, die insbesondere durch die tangential verlaufenden Spätholzporen betont wird (SCHÜTT 1992, MÜLLER-KROEHLING 2003a, RISSE u. RICHTER 2019).

In Bezug auf mechanische Kennwerte weist das Holz der Flatterulme im Vergleich zu anderen Ulmenarten eine geringere Rohdichte auf, während Scher-, Spalt- und Druckfestigkeit sowie die Brinellhärte relativ hoch sind. Die Zug- und Biegefestigkeit liegt jedoch unterhalb der Werte von Eiche oder Buche, was die Verwendung für tragende Konstruktionen einschränkt. Aufgrund des hohen Wassergehalts im frischen Zustand erfordert das Holz eine kontrollierte und langsame Trocknung, um Rissbildung und Verformungen zu minimieren (RISSE u. RICHTER 2019).

Handelsüblich wird Ulmenholz unter der Bezeichnung

„Rüster“ geführt, wobei meist keine Differenzierung zwischen den einzelnen Ulmenarten vorgenommen wird. Das Holz der Flatterulme findet aufgrund seiner geringeren mechanischen Eigenschaften seltener Anwendung in stark beanspruchten Bauteilen, wird jedoch im hochwertigen Innenausbau, für Furniere, Treppen, Türen und Möbel geschätzt. Aufgrund der dekorativen Maserung eignet es sich besonders für exklusive Vertäfelungen. Besonders begehrt sind maserwüchsige Stammabschnitte und Knollen, die durch Wasserreiserbildungen entstehen und für Edelfurniere oder Drechslerarbeiten genutzt werden. Die hohe Elastizität des Holzes ermöglicht zudem seine Verwendung für gebogene Bauteile, während die geringe Spaltbarkeit es für mechanische Anwendungen wie den traditionellen Wagenbau attraktiv machte (MÜLLER-KROEHLING 2003a, RISSE u. RICHTER 2019, CAUDULLO u. DE RIGO 2021a).

In Bezug auf die natürliche Dauerhaftigkeit wird das Kernholz der Flatterulme nach DIN EN 350-2 der Dauerhaftigkeitsklasse 4 zugeordnet, was eine geringe Resistenz gegenüber Witterungseinflüssen bedeutet. Es ist daher für den ungeschützten Außenbereich ungeeignet. Im Wasser hingegen besitzt das Holz eine hohe Beständigkeit, weshalb es traditionell im Bootsbau, insbesondere für Kiel- und Bodenplanken, verwendet wurde. Während das Splintholz durch seine hohe Durchlässigkeit gut imprägnierbar ist, erschwert die teilweise Verthyllung des Kernholzes dessen Behandlung (RISSE u. RICHTER 2019).

Die Bearbeitungseigenschaften des Holzes sind anspruchsvoll, insbesondere bei breiten Jahrringen und hoher Rohdichte. Beim Hobeln, Fräsen und Sägen können aufgrund der Faserstruktur raue Oberflächen entstehen, während sich das Holz gut dreheln, messern und nach Dämpfung biegen lässt. Bei Kontakt mit Eisen und feuchtem Holz kann es zu grünen Verfärbungen kommen. Grünliche Verfärbungen können infolge oxidativer Prozesse nach dem Fällen auftreten, können aber durch eine rasche Aufarbeitung und Einschnitt verhindert werden (RISSE u. RICHTER 2019).

Mit dem Rückgang der forstwirtschaftlichen Bedeutung der Ulmen hat auch die wirtschaftliche Nutzung der Flatterulme abgenommen. In Russland wird das Holz noch intensiver genutzt als in Mitteleuropa, wo es zunehmend durch preisgünstigere Alternativen ersetzt wird. Trotz dieser Entwicklung bleibt es aufgrund seiner ästhetischen und technischen Eigenschaften ein gefragtes Nischenholz im hochwertigen Innenausbau und für spezialisierte Handwerksanwendungen (MÜLLER-KROEHLING 2003a).

In den Praxisanbauten konnten zwar knapp über die Hälfte der Bestände in die mittlere Qualitätsklasse (Güteklasse B) einsortiert werden, jedoch gibt es keinen Bestand, der eine bessere Qualitätseinschätzung erreicht hat (Abbildung 9). Dies zeigt nochmals auf, dass diese Baumart in der bishe-

rigen Bewirtschaftung eine untergeordnete Rolle gespielt hat. Dieser Umstand ist mit Sicherheit in gewissem Maße auch den im Großteil schwierig zu bewirtschaftenden Standorten geschuldet, auf denen die Praxisanbauten vorgefunden wurden. Es zeigt jedoch, dass gutes genetisches Material für die Samengewinnung vorhanden ist, auf das in Zukunft zurückgegriffen werden könnte.

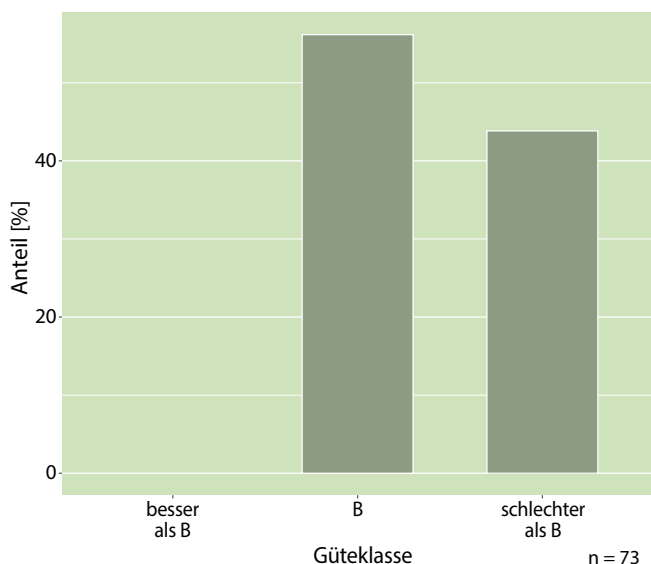


Abb. 9: Qualitätseinschätzung der Praxisanbauten von *U. laevis* anhand einer optischen Stehendansprache eines potenziellen Z-Baumkollektivs

3.7.7 Sonstige Ökosystemleistungen

U. laevis ist eine zentrale Baumart mitteleuropäischer Auenwälder und trägt maßgeblich zur Stabilität und Biodiversität dieser Ökosysteme bei. Ihr leicht zersetzliches Laub fördert eine effiziente Nährstoffrückführung und unterstützt die Bildung humusreicher Waldböden, wodurch sie zur Verbesserung der Standortsqualität beiträgt. Aufgrund ihrer ausgeprägten Anpassungsfähigkeit an hydrologische Schwankungen ist sie besonders wertvoll für die Regeneration degradierter Auwaldgesellschaften, insbesondere in Regionen, in denen Eschen und Erlen durch pathogene Schadorganismen erheblich dezimiert wurden (MÜLLER-KROEHLING 2019a).

Die Flatterulme ist von hoher ökologischer Bedeutung als Habitatbaum für zahlreiche Insektenarten. Insgesamt wurden über 650 mit Ulmen assoziierte Arten dokumentiert, von denen rund 120 eine spezifische Präferenz für diese Baumgattung aufweisen oder gänzlich auf sie angewiesen sind. Etwa 8 – 10 Arten sind strikt monophag auf die Flatterulme spezialisiert, was ihre essenzielle Rolle im Erhalt der Biodiversität unterstreicht (CAUDULLO u. DE RIGO 2021a). Historisch war die Flatterulme in vielfältigen wirtschaftlichen Nutzungen von hoher Relevanz. Ihr Bast wurde aufgrund seiner Flexibilität und Haltbarkeit für die Herstellung von Seilen, Matten und Bienenkörben geschätzt, weshalb sie im Volksmund als „Bastulme“ bekannt war. Zu-

dem diente die Rinde als Gerb- und Färbemittel, insbesondere für Gelbtöne. Auch in der traditionellen Medizin fand die Ulmenrinde (*Cortex ulmi*) Anwendung, insbesondere in Form von Ulmenschleim (*Mucilago ulmi*), der aufgrund seiner entzündungshemmenden Eigenschaften genutzt wurde (MÜLLER-KROEHLING 2003b, 2003a, RISSE u. RICHTER 2019). Eine herausragende Rolle spielte die Flatterulme in der historischen Agroforstwirtschaft des Mittelmeerraums. Seit der Antike wurde sie als lebende Stütze für Weinreben kultiviert, eine Praxis, die von den Römern in viele Teile Europas verbreitet wurde. Neben dieser Funktion wurde sie auch als Futterbaum für Vieh sowie zur Bereitstellung von Bau- und Brennholz genutzt (CAUDULLO u. DE RIGO 2021a).

3.7.8 Genetik

Die Flatterulme unterliegt nicht der Regulierung durch das Forstvermehrungsgutgesetz, wodurch Saatgutgewinnung und -verwendung ohne standardisierte Herkunfts- und Qualitätskriterien erfolgen können. Dies birgt das Risiko einer genetischen Verfälschung regionaler Populationen, einer reduzierten ökologischen Anpassungsfähigkeit sowie einer erschwerten Sicherstellung der genetischen Identität. Trotz einer im Vergleich zu anderen europäischen Laubbaumarten relativ geringen genetischen Variabilität lassen sich zwischen verschiedenen Populationen deutliche genetische Differenzierungen nachweisen. Da die Art infolge der Zerstörung und Fragmentierung naturnaher Auenwälder in isolierten Beständen vorkommt, sind gezielte Erhaltungsmaßnahmen unerlässlich. Aufgrund des beschränkten Genaustausches zwischen den fragmentierten Populationen von *U. laevis*, steigt das Risiko einer verringerten genetischen Fitness. Dabei reduzieren sich die Keim- und Überlebensfähigkeit sowie die Wuchskraft der Nachkommen.

In der Praxis führen diese Umstände dazu, dass Pflanzenmaterial häufig aus ungeprüften oder nicht lokal adaptierten Beständen stammt, was das Risiko einer genetischen Verarmung und die unbeabsichtigte Einführung nicht angepasster Herkünfte erhöht. Angesichts dieser Problematik sind freiwillige Zertifizierungsmaßnahmen sowie die verstärkte Integration populationsgenetischer Erkenntnisse in forstliche Erhaltungsprogramme essenziell, um die genetische Integrität der Flatterulme langfristig zu sichern und ihre Anpassungsfähigkeit an zukünftige Umweltveränderungen zu gewährleisten (JANSSEN u. HEWICKER 2006, AAS 2019, CREMER et al. 2019, ŠEHO et al. 2021).

Eine morphologisch abweichende Varietät, *Ulmus laevis* var. *celtidea*, syn. *Ulmus celtidea*, ist in der nördlichen Ukraine endemisch und unterscheidet sich phänotypisch von der typischen Flatterulme. Während sich Feldulme (*Ulmus minor*) und Bergulme (*Ulmus glabra*) regelmäßig zu intermediären Hybridformen vereinen, die als *Ulmus*

× *hollandica* (Holländische Ulme) bekannt sind, weist die Flatterulme eine natürliche Kreuzungsbarriere zu anderen europäischen Ulmenarten auf. Genetische Untersuchungen zeigen, dass sie eine stärkere Verwandtschaft zu nordamerikanischen Ulmenarten, insbesondere *Ulmus americana*, aufweist und gemeinsam mit dieser zur Sektion *Blepharocarpus* gehört. Mit der in Amerika vorkommenden Amerikanischen Ulme (*Ulmus americana*) wären Bastardierungen denkbar, jedoch sind beide Arten unter natürlichen Bedingungen räumlich voneinander isoliert. Diese phylogenetische Distanz unterstreicht ihre genetische Eigenständigkeit innerhalb der europäischen Ulmenflora (MÜLLER-KROEHLING 2003a, COX et al. 2014, CREMER et al. 2019, CAUDULLO u. DE RIGO 2021a).

Aufgrund des großflächigen Habitatverlustes durch Flussbegradigungen und Entwässerungen vieler Waldstandorte, wird der Bestand von *U. laevis* als bundesweit gefährdet eingeschätzt. Die Zerstörung und Fragmentierung naturnaher Auenlebensräume stellt somit eine der größten Herausforderungen für die langfristige genetische Stabilität der Art dar. Aufgrund der inselartigen Verbreitung ist die genetische Drift ein wesentlicher Faktor, der

zur Reduktion der genetischen Vielfalt beiträgt. In diesem Kontext sind populationsbasierte Erhaltungsstrategien erforderlich, um genetische Ressourcen zu sichern und eine langfristig stabile Regeneration der Bestände zu gewährleisten. Die europäische Expertengruppe für forstliche Generhaltung (EUFORGEN) hat spezifische Richtlinien für die Erhaltung der Flatterulme entwickelt. Diese beinhalten unter anderem die Empfehlung, Erhaltungseinheiten mit mindestens 50 reproduktionsfähigen Individuen zu etablieren, um eine hinreichende genetische Variabilität sicherzustellen und genetische Erosion zu vermeiden (COLLIN et al. 2004, REICHLING u. KÄTZEL 2007, CREMER et al. 2019).

Wachstums- und Qualitätsunterschiede in den Nachkommenschaftsprüfungen von *U. laevis* konnten nach einigen Jahren Standzeit kaum festgestellt werden. Vielmehr wiesen viele der Versuchspflanzen Steiläste, Zwiesel und schlechte Stammformen auf, sodass die Suche nach weiteren geeigneten Herkünften von *U. laevis* zusätzlicher Forschung bedarf. Es zeigte sich, dass der standortsabhängigen Wahl des geeigneten Vermehrungsgutes ein hoher Stellenwert zuzuordnen ist.



Abb. 10: Blattaustrieb einer Flatterulme im Frühjahr (Foto: H.-J. Arndt)

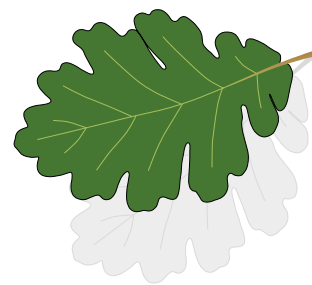
3.8 Flaumeiche (*Quercus pubescens*)

Quercus pubescens WILLD., 1796 (syn.: *Quercus lanuginosa* (LAM.) THUILL. non LAM.)

engl.: downy oak, pubescent oak

Familie: Fagaceae

Gattung: *Quercus*



3.8.1 Zusammenfassende Bewertung



Anbauempfehlung

Als heimische Art wird die Flaumeiche (*Quercus pubescens*) durch ihre Eigenschaften, sowohl sommerliche Trockenperioden, heiße Temperaturen als auch tiefe Wintertemperaturen zu überstehen, zu einer potenziell wichtigen

Baumart bei der Anpassung der heimischen Wälder an den Klimawandel. Aktuelle Projekte beschäftigen sich bereits mit bisher ungeklärten Fragen zur Herkunftswahl sowie zur Saatgutbereitstellung.

	Merkmal	Bewertung	Erläuterung
Klimaanpassung in Anlehnung an OTTO (1993)	Standortanpassung	+++	Eine breite Nährstoffamplitude und geringe Ansprüche an die Wasserversorgung ergeben einen sehr breiten Standortsbereich, der auch unter Klimawandelszenarien von Relevanz ist
	Bodenpfleglichkeit	-	Es gibt Hinweise, dass sich die Laubstreu schlecht zersetzt. Darüber hinaus sind bisher keine negativen Auswirkungen auf die Bodeneigenschaften bekannt
	Keine Krankheitsverbreitung	+	Es gibt keine biotischen oder abiotischen Gefährdungen, die explizit die Art bedroht oder auch für andere Arten zu einer Gefährdung führen könnte; die Art unterliegt den bekannten Schadpotenzialen der Gattung Eiche
	Keine Anfälligkeit	+	
	Mischbarkeit	+	Die wachstumsschwache Lichtbaumart erlangt erst auf Standorten mit angespannter Wasserversorgung, auf denen andere Baumarten im Wuchs bereits Einbußen erleiden, an Konkurrenzvorteil
	Naturverjüngung	++	In den deutschen natürlichen Flaumeichenvorkommen verjüngt sich die Flaumeiche in fast allen Populationen natürlich
	Waldstrukturen	+++	Die lichten Strukturen von Flaumeichenwäldern bieten vielen Arten einen Lebensraum und es bilden sich ökologisch bedeutsame Ökosysteme

+++ äußerst positiv ++ sehr positiv + positiv --- äußerst negativ -- sehr negativ - negativ ? unklar

3.8.2 Verbreitung

Die Flaumeiche (*Quercus pubescens*) ist eine weit verbreitete Eichenart des submediterranen Klimaraums, deren Areal von der Iberischen Halbinsel über Mittel- und Südeuropa bis nach Anatolien und in den Kaukasus reicht. Im Westen erstreckt sich ihr Verbreitungsgebiet bis nach Nordspanien und Frankreich, im Osten bis zur Schwarzmeerküste und in die Bergregionen des Kaukasus. Insbesondere in Italien und in Frankreich ist sie eine der dominierenden Eichenarten und bildet dort zonale Wälder. In Frankreich nimmt sie einen Flächenanteil am Wald von 5,4 % ein, in Italien sind es sogar 9 %. Die nördliche Verbreitungsgrenze folgt weitgehend der Alpenlinie, wobei in Deutschland und der Schweiz einige Reliktvorkommen existieren (Abbildung 1) (SCHÜTT 1992, BUSSOTTI 1998, EBERT 2006, KÄTZEL et al. 2012, FRITSCH u. KAMP 2013b, WELLSTEIN u. SPADA 2015, KLEBER et al. 2020a, KUNZ et al. 2020).

In Deutschland markiert die Flaumeiche die klimatische Grenze ihres Areals und tritt dort nur in kleinräumigen, isolierten Populationen auf. Ihre Reliktstandorte befinden sich vor allem in wärmebegünstigten Regionen wie der Oberrheinebene, dem Kaiserstuhl, dem Saaletal in Thüringen sowie dem Unteren Odertal. Die größten zusammenhängenden Bestände sind in Baden-Württemberg und Thüringen zu finden. Die Flaumeiche gehört somit zu den seltenen heimischen Baumarten in Deutschland (SCHÜTT 1992, BUSSOTTI 1998, KÄTZEL et al. 2012, FRITSCH u. KAMP 2013b, KLEBER et al. 2020a, LIESEBACH et al. 2021).

Q. pubescens wächst häufig in Mischbeständen mit anderen thermophilen Laubbaumarten, insbesondere mit der Traubeneiche (*Q. petraea*), der Ungarischen Eiche (*Q. frainetto*) und der Zerreiche (*Q. cerris*). Aufgrund der sympatrischen Verbreitung und der hohen morphologischen Variabilität treten regelmäßig Hybridisierungen auf, was



Abb. 1: Verbreitungsgebiet von *Quercus pubescens*. Quelle: CAUDULLO et al. (2023)

eine Ansprache der Art im Gelände erschwert. Die Art kann leicht mit der Traubeneiche verwechselt werden. Teilweise kommen Hybride vor, ohne dass reine Flaumeichen noch vorhanden sind. In Mitteleuropa bestehen zahlreiche Hybridpopulationen, insbesondere an den Übergangsbereichen zu wärmeliebenden Eichenwäldern (FRITSCH u. KAMP 2013b, PASTA et al. 2021).

Paläoökologische Untersuchungen zeigen, dass die Flaumeiche während der postglazialen Eichenmischwaldzeit deutlich weiter nach Norden verbreitet war, bevor klimatische Veränderungen und anthropogene Einflüsse zu einer Rückdrängung in Reliktstandorte führten. In Deutschland wurden bisher 26 Vorkommen mit einer Gesamtpopulation von etwa 14.500 Individuen erfasst. Die Bestände stehen unter Druck durch Konkurrenz mit der Rotbuche sowie durch genetische Introgression von der Traubeneiche. Aufgrund ihrer ausgeprägten Trockenheitsresistenz könnte die Flaumeiche jedoch in einem sich verändernden Klima eine zunehmende Bedeutung erlangen und ihr Areal potenziell nach Norden ausdehnen (SCHÜTT 1992, KÄTZEL et al. 2012, FRITSCH u. KAMP 2013b).

3.8.3 Standort

An die Nährstoffversorgung hat die Flaumeiche generell relativ geringe Ansprüche und weist eine breite Nährstoffamplitude auf. Bevorzugt stockt sie jedoch auf sommerwarmen, nährstoffreichen Kalkböden, kommt aber auf den verschiedensten Substraten vor. Insbesondere im südlicheren Teil ihres Verbreitungsgebietes ist die Art auf

fast allen Standorten zu finden. Lediglich reiner Ton als Bodensubstrat wird gemieden, während Ton mit Anteilen sandiger oder kalkhaltiger Komponenten noch akzeptiert wird. Der bevorzugte pH-Wert liegt zwischen 6 und 8, aber auch schwach saure Standorte sind geeignet. *Q. pubescens* ist als meso-xerophil einzuordnen und weist eine ausgeprägte Licht- und Wärmepräferenz auf (SCHÜTT 1992, BUSSOTTI 1998, ETH Zürich 2002, FRITSCH u. KAMP 2013b, BONFILS et al. 2015, KUNZ et al. 2020).

Auch an die Wasserversorgung stellt die Flaumeiche geringe Ansprüche. Selbst extrem trockene, felsige Habitate mit minimaler Wasserspeicherkapazität können von ihr erfolgreich besiedelt werden. In vielen Regionen ihres Areals treten regelmäßige Sommertrockenperioden von bis zu 4 Monaten auf, an die sie durch morphologische und physiologische Anpassungen hervorragend adaptiert ist. Die Art kann heiße Trockenheit sehr gut vertragen. Vernässte Böden werden gemieden. Von der Bodenstruktur benötigt sie lockere, gut drainierte, zerklüftete Böden (ETH Zürich 2002, EBERT 2006, KLEBER et al. 2020a, KUNZ et al. 2020).

Unter den mitteleuropäischen Eichenarten zeigt *Q. pubescens* die beste Anpassung an ein warm-trockenes Klima. Das Verbreitungsgebiet umfasst warm-trockene bis warm-gemäßigte Bereiche. Bevorzugt werden Regionen mit einem Jahresmittel von über 10 °C, es werden aber auch kühlere Regionen besiedelt. Die Flaumeiche kann auch kalte Winter mit Januartemperaturen von 0 – 3 °C und Tiefsttemperaturen von -20 °C ertragen (BUSSOTTI 1998, EBERT 2006, KUNZ et al. 2020, PASTA et al. 2021).

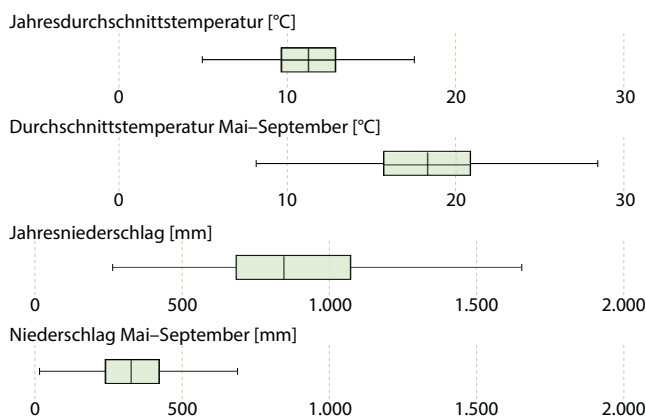


Abb. 2: Klimawerte des natürlichen Verbreitungsgebietes extrahiert aus dem CHELSA-Datensatz (KARGER et al. 2021)

Die mithilfe der Verbreitung der Flaumeiche und dem CHELSA-Datensatz (KARGER et al. 2021) ermittelten Klimakennwerte spiegeln die in der Literatur aufgeführten Werte sehr gut wider (Abbildung 2). Im Mittel beträgt die Jahrestemperatur im Verbreitungsgebiet 11,3 °C und weist eine Spanne von 9,6 – 12,8 °C auf. In den Monaten Mai bis September steigt die durchschnittliche Temperatur auf 18,4 °C an (15,7 – 20,8 °C). Es werden gebietsweise Extremtemperaturen von 38,0 °C, aber auch von -21,3 °C erreicht. Im Jahresdurchschnitt fallen rund 840 mm Niederschlag, wobei die Spanne dabei von 680 – 1.071 mm reicht. Davon entfallen im Mittel nur 326 mm (240 – 419 mm) in die Monate Mai bis September, wobei gebietsweise auch deutlich geringere Niederschlagsmengen fallen können.

Die Flaumeiche legt in ihrer Jugend zunächst eine Pfahlwurzel an, um welche sich im Alter ein intensives Herzwurzelsystem ausbildet. Sie gilt als tiefwurzeln, wodurch sie eine hohe Standfestigkeit erlangt. Bei Trockenheit verändert sich das Verhältnis von Spross- zu Wurzelwachstum. Es wird mehr Energie in die Wurzelbildung investiert als in das Sprosswachstum, was wohl dazu dienen soll die lebenswichtige Wasserversorgung aufrechtzuhalten (SCHÜTT 1992, BUSSOTTI 1998, ETH Zürich 2002, EBERT 2006, BONFILS et al. 2013, 2015, FRITSCH u. KAMP 2013b, KLEBER et al. 2020a, KUNZ et al. 2020). Nach KUNZ et al. (2020) soll sich die Laubstreu der Flaumeiche nur langsam abbauen.

3.8.4 Wachstum und Ertrag

3.8.4.1 Übersicht

Q. pubescens ist ein mittelgroßer Baum mit einer meist unregelmäßig verzweigten Krone. Unter günstigen Bedingungen erreicht die Flaumeiche Wuchshöhen von 10 – 20 m, vereinzelt bis zu 25 m, wobei Exemplare an optimalen Standorten auch Höhen von 30 m erreichen können. Aufgrund ihrer Fähigkeit zur Stockausschlagsbildung tritt sie häufig mehrstämmig oder strauchförmig auf. Der Brusthöhendurchmesser variiert erheblich und kann bei alten Individuen 40 – 50 cm betragen, in Extrem-

fällen sogar über 2 m. Unter optimalen Bedingungen kann die Flaumeiche ein Alter von 400 – 500 Jahren erreichen (SCHÜTT 1992, BUSSOTTI 1998, ETH Zürich 2002, KLEBER et al. 2020a, PASTA et al. 2021).

Die Flaumeiche ist eine ausgeprägte Lichtbaumart mit geringer Schattentoleranz, wodurch sie gegenüber schattenertragenden Konkurrenten wie der Rotbuche (*Fagus sylvatica*) oder der Traubeneiche (*Quercus petraea*) wachstumsschwächer ist. Ihre Wachstumsleistung bleibt hinter jener von Stiel- und Traubeneichen zurück, was sie für forstliche Nutzungen weniger attraktiv macht. Dennoch kommt ihr eine bedeutende ökologische Funktion zu, insbesondere in der Stabilisierung trockener Wälder und der Erhöhung der Biodiversität. Lichte Flaumeichenwälder gehören zu den artenreichsten Ökosystemen Europas (SCHÜTT 1992, KÄTZEL et al. 2012, FRITSCH u. KAMP 2013b, KLEBER et al. 2020a). Die Wachstumsleistung der Flaumeiche variiert in Abhängigkeit von Standortsfaktoren erheblich. Auf tiefgründigen Alluvialböden kann sie Höhen von 20 m erreichen, während sie auf extrem trockenen oder flachgründigen Böden strauchförmig bleibt. Aufgrund ihrer hohen Fähigkeit zur Stockausschlagsbildung wurde sie historisch in Niederwäldern bewirtschaftet, insbesondere zur Brennholzgewinnung. In Niederwäldern mit einem Umtrieb von 15 – 16 Jahren liegt der Massenzuwachs bei etwa 2 – 3 m³/ha jährlich. In ariden Habitaten beträgt die Volumenleistung 2 – 4 m³/ha im Jahr. Die Jahrringbreiten sind im Vergleich zur Traubeneiche deutlich schmaler. In günstigen Jahren sind mittlere Zuwächse von bis zu 3,5 mm pro Jahr möglich, während die Jahrringbreiten in Trockenjahren unter 1 mm fallen können (BUSSOTTI 1998, EBERT 2006, KÄTZEL et al. 2012, KLEBER et al. 2020a).

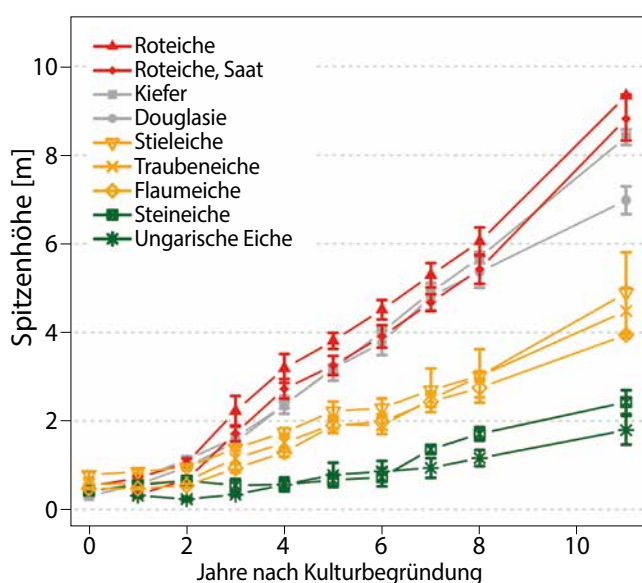


Abb. 3: Entwicklung von Oberhöhen (arithmetisches Mittel der 100 höchsten Bäume je ha) der Baumarten des Anbauversuchs Lampertheim 126 als Mittelwerte aus drei Wiederholungen mit Standardabweichungen (NAGEL 2024)

In einem Anbauversuch in der hessischen Rhein-Main-Ebene, einem der wärmsten und am stärksten subkontinental getönten Bereiche Hessens, zeigte die Flaumeiche gegenüber den dort mit angebauten Eichenarten Stiel- und Traubeneiche im Höhenwachstum als auch im Überleben nach 11 Vegetationsperioden keine signifikanten Unterschiede. Bei Betrachtung der Oberhöhe auf der Versuchsfläche zeigt die Flaumeiche eine vergleichbare Entwicklung zu den anderen beiden Eichenarten (Abbildung 3) (NAGEL 2024).

Die Flaumeiche verfügt über ausgeprägte physiologische Anpassungen an Trockenstress. Studien zeigen, dass ihre Spaltöffnungen auf der Blattunterseite auch bei hohen Temperaturen und Trockenheit lange geöffnet bleiben, wodurch eine effiziente Photosyntheseleistung gewährleistet wird. Trotz dieser Resilienz bleibt sie eine konkurrenzschwache Baumart, die sich vor allem in stark trockengetressten Beständen behauptet, in denen Konkurrenzarten wie Rotbuche oder Traubeneiche geschwächt sind (EBERT 2006, BONFILS et al. 2015).

Begründung

Q. pubescens zeigt eine ausgeprägte ökologische und genetische Anpassungsfähigkeit und ist sowohl zur generativen als auch zur vegetativen Vermehrung befähigt. Die Fruktifikation variiert erheblich und erfolgt in unregelmäßigen Intervallen von 1 – 7 Jahren. Etwa alle 3 Jahre treten Mastjahre auf, in denen eine hohe Samenproduktion verzeichnet wird. Durchschnittlich wiegen rund 600 Eicheln 1 kg. Aufgrund ihrer begrenzten Lagerfähigkeit können die Samen maximal 1 Jahr in Polyethylenbeuteln bei +4 °C aufbewahrt werden. Die hypogäische Keimung fördert die rasche Ausbildung einer kräftigen Pfahlwurzel, wodurch die Art eine effiziente Etablierung auf trockenen Standorten gewährleistet (BUSSOTTI 1998, ETH Zürich 2002, EBERT 2006, KLEBER et al. 2020a).

Die Blütezeit der Flaumeiche ist standorts- und höhenlagenabhängig und erstreckt sich von März bis Mai. Sie ist eine monözische, anemogame Baumart, die ihre generative Reife zwischen dem 10. und 12. Lebensjahr erreicht. Die männlichen Kätzchen erscheinen zahlreich an vorjährigen Zweigen und enthalten typischerweise 8 – 10 Staubblätter. Die weiblichen Blüten stehen einzeln oder in kleinen Gruppen von 2 – 5 in den Blattachseln junger Triebe. Die Bestäubung erfolgt im Frühjahr, während die eigentliche Befruchtung erst im Hochsommer abgeschlossen ist. Die Samenreife ist im ersten Jahr zwischen September und November abgeschlossen, sodass die Eicheln direkt nach dem Fall keimen können (BUSSOTTI 1998, KLEBER et al. 2020a, PASTA et al. 2021).

Die Fruktifikationsdynamik der Flaumeiche ist bemerkenswert, wobei die höchste Samenproduktion zwischen dem

40. und 100. Lebensjahr erfolgt. Die Früchte sind meist in Gruppen von 3 – 4 Eicheln angeordnet, haben eine ellipsoide Form mit einer Länge von 2,0 – 3,5 cm und sind zu einem Viertel bis zur Hälfte von einer halbkugelförmigen Cupula umschlossen, die mit dreieckigen, fein behaarten Schuppen besetzt ist. Es kann vorkommen, dass vor der Reife eine oder mehrere Früchte abgestoßen werden. Der Wassergehalt der Eicheln liegt bei etwa 40 %, was ihre schnelle Keimfähigkeit begünstigt. Die Samen sind in der Lage sehr schnell lange Wurzeln auszubilden. Das Tausendkorngewicht schwankt zwischen 1.500 und 1.800 g (BUSSOTTI 1998, KLEBER et al. 2020a, PASTA et al. 2021).

Neben der generativen Fortpflanzung verfügt die Flaumeiche über eine bedeutende vegetative Reproduktionsstrategie. Ihre Fähigkeit zur Stockausschlagsbildung ist zwar weniger ausgeprägt als bei anderen Eichenarten, dennoch kann sie nach Abholzung durch schlafende Basalknospen erneut austreiben. Diese Eigenschaft wurde insbesondere in der historischen Niederwaldbewirtschaftung zur Brennholzproduktion genutzt. Naturverjüngungsprozesse sind in etwa 90 % der deutschen Bestände dokumentiert, wobei eine leichte Beschattung die Etablierung der Keimlinge fördert. Allerdings zeigen sich junge Sämlinge gegenüber extremen klimatischen Bedingungen empfindlich, was die natürliche Regeneration in bestimmten Regionen limitiert (BUSSOTTI 1998, KLEBER et al. 2020a).

Waldbau

Über die waldbauliche Behandlung der Flaumeiche sind in der Literatur nur sehr wenige Angaben zu finden. Dies mag bisweilen daran liegen, dass die Flaumeiche oftmals im Niederwaldbetrieb zur Brennholzgewinnung bewirtschaftet wird. Des Weiteren dürfte die geringe Wuchsleistung dieser Art auf den Extremstandorten, auf denen sie bisher weitestgehend vorkommt, dazu geführt haben, dass das forstwirtschaftliche Interesse an dieser Art gering war. KUNZ et al. (2020) geben einige Hinweise wie die Art zu pflegen ist. Sie verweisen darauf, dass eine frühzeitige Sicherung von 100 – 150 Optionen im Abstand von 8 – 10 m zu erfolgen hat. Dabei sollen Mischbaumarten mit berücksichtigt werden. Zur natürlichen Astreinigung ist eine mäßige Kronenspannung zu erhalten und Eingriffe sollten nur erfolgen, wenn die Optionen gefährdet sind. Auf wüchsigen Standorten kann bei der Flaumeiche, den Autoren nach, eine grünastfreie Schaftlänge von 4 – 6 m erreicht werden. Ab diesem Zeitpunkt sollte eine starke Umlichtung der Z-Bäume (50 – 100 Stk./ha) erfolgen.

3.8.4.2 Ergebnisse der Untersuchungen

Im Rahmen des Projektes konnten keine gesicherten Vorkommen von *Q. pubescens* identifiziert werden, was unter Berücksichtigung zuvor erfolgter Kartierungen zu erwarten war (FRITSCH u. KAMP 2013b, KÄTZEL et al. 2014). Folglich erfolgten keine Aufnahmen und es gibt über die Literaturrecherche hinaus keine weiteren Erkenntnisse. Die ursprünglich angedachte Beteiligung dieser Baumart an den Anbauversuchen musste leider aufgrund mangelnden verfügbaren Pflanzenmaterials, welches für die forstliche Verwendung zugelassen ist, aufgegeben werden.

3.8.5 Gefährdungen

Q. pubescens unterliegt einer Vielzahl biotischer und abiotischer Gefährdungen, die ihre Vitalität und langfristige Stabilität beeinflussen können. Zu den bedeutendsten abiotischen Stressfaktoren zählen Trockenstress und Spätfroste. Während die Art generell wärmeliebend ist und Temperaturen bis -20 °C tolerieren kann, sind insbesondere junge Pflanzen anfällig für Spätfrost, was zu hohen Mortalitätsraten führt. Lang andauernde Dürreperioden beeinträchtigen das Wachstum erheblich und erhöhen die Prädisposition für biotische Schadfaktoren (BUSSOTTI 1998, ETH Zürich 2002, KLEBER et al. 2020a).

Zu den wesentlichen biotischen Gefährdungen zählen blattfressende Insekten, die erhebliche Fraßschäden verursachen können. Besonders relevant sind der Eichenprozessionsspinner (*Thaumetopoea processionea*), der Schwammspinner (*Lymantria dispar*), der Grüne Eichenwickler (*Tortrix viridana*) und der Goldafter (*Euproctis chrysorrhoea*), deren Massenvermehrungen zu vollständigem Kahlfraß führen können. Der Eichenprozessionsspinner zeigt zyklische Massenvermehrungen in Intervallen von etwa 15 Jahren, wobei einzelne Ausbrüche über mehrere Jahre anhalten können. Schwammspinner-Populationen treten in Abständen von 5 – 10 Jahren auf und können durch massive Fraßschäden zu deutlichen Vitalitätsverlusten führen. Zur Bekämpfung beider Arten hat sich der gezielte Einsatz von *Bacillus thuringiensis* als wirksam erwiesen. Der Eichenwickler verursacht Fraßschäden, indem er Blätter mit Gespinstfäden zusammenrollt, während der Goldafter als polyphager Schädling bereits im Herbst mit der Nahrungsaufnahme beginnt, in Gespinsten überwintert und seinen Fraß im Frühjahr fortsetzt (BUSSOTTI 1998, EBERT 2006, BONFILS et al. 2015, KUNZ et al. 2020).

Pilzliche Erkrankungen stellen eine weitere ernstzunehmende Bedrohung dar. Während der Eichenmehltau (*Erysiphe alphitoides*) meist nur moderate Schäden verursacht, sind Schwächeparasiten wie der Hallimasch (*Armillaria* spp.) und der Spindelige Rübling (*Gymnopus fusipes*) für erhebliche Beeinträchtigungen der Standfestigkeit verantwortlich. Letzterer befällt die Starkwurzeln und führt

zu einer erhöhten Anfälligkeit gegenüber Windwurf. Besonders problematisch ist das als „oak decline“ bekannte Eichensterben, das durch eine komplexe Interaktion aus klimatischen Stressfaktoren, Nährstoffungleichgewichten und biotischer Belastung hervorgerufen wird. Charakteristische Symptome sind die Bildung von Nottrieben, Blattchlorosen, Borkenrisse und exsudierender Schleimfluss. Sekundärinfektionen durch opportunistische Pilze wie *Cylindrocarpon* spp., *Diplodia mutila*, *Hypoxylon mediterraneum*, *Phoma cava*, *Phomopsis quercina* und *Sporothrix* spp. verschärfen den Krankheitsverlauf zusätzlich (BUSSOTTI 1998, BONFILS et al. 2015, KUNZ et al. 2020).

3.8.6 Holzverwendung und Stammqualitäten begutachteter Bestände

Das Holz der Flaumeiche weist strukturelle Parallelen zu dem der Stiel- und Traubeneiche auf, unterscheidet sich jedoch durch eine höhere Dichte, ausgeprägte Dauerhaftigkeit und eine geringere Elastizität. Als ringporiges Holz besitzt es großlumige Frühholzgefäße die makroskopisch sichtbar sind. Im Gegensatz zu anderen Eichenarten zeigt das Holz der Flaumeiche eine geringe Farbdifferenzierung zwischen Splint- und Kernholz, wodurch es eine einheitlich gelbliche Färbung aufweist. Die breiten und dichten Markstrahlen tragen zur hohen mechanischen Festigkeit bei, wodurch es sich in seinen strukturellen Eigenschaften von *Quercus robur* unterscheidet (SCHÜTT 1992, BUSSOTTI 1998, EBERT 2006, FRITSCH u. KAMP 2013b, KUNZ et al. 2020).

Die Bearbeitung des Holzes wird durch eine ausgeprägt gekrümmte Faserstruktur erschwert, was insbesondere zu einer starken Neigung zum Verziehen und Schwinden während der Trocknung führt. Diese physikalischen Eigenschaften begrenzen die Eignung für konstruktive Holzverwendungen erheblich, weshalb es selten für hochwertige Bauzwecke eingesetzt wird. Ein weiterer limitierender Faktor ist die geringe Dimensionierung der Stämme, da die Flaumeiche selbst in Hochwäldern oft nur kurze Stämme erzielt, die damit nicht für Konstruktionszwecke geeignet sind (BUSSOTTI 1998, EBERT 2006, KUNZ et al. 2020).

Das Holz der Flaumeiche wird aufgrund seines hohen Brennwertes bevorzugt als Brennholz genutzt und ist darüber hinaus für die Herstellung von Holzkohle von wirtschaftlicher Bedeutung. Es findet selektive Anwendung im Wasser- und Schiffsbau sowie in der Produktion von Bahnschwellen. Seine hohe natürliche Dauerhaftigkeit und Resistenz gegenüber Fäulnis prädestinieren es für den Einsatz im Außenbereich, etwa für Zaunpfähle, Terrassenbeläge oder andere feuchtigkeitsresistente Konstruktionen (FRITSCH u. KAMP 2013b, KUNZ et al. 2020, PASTA et al. 2021).

3.8.7 Sonstige Ökosystemleistungen

Q. pubescens nimmt eine Schlüsselrolle in xerothermen Waldökosystemen ein und trägt maßgeblich zur Biodiversität in lichtreichen, trockenen Habitaten bei. Diese Standorte bieten vielen spezialisierter Tier- und Pflanzenarten essenzielle Lebensbedingungen. Besonders wärmeliebende Vogelarten wie die Turteltaube (*Streptopelia turtur*), der Pirol (*Oriolus oriolus*) und der Halsbandschnäpper (*Ficedula albicollis*) sowie Insekten wie der Hirschkäfer (*Lucanus cervus*) profitieren von den offenen Beständen. Die lichte Kronenstruktur fördert die Ausbildung einer artenreichen Krautschicht, in der seltene und gefährdete Pflanzenarten wie Purpurklee (*Trifolium rubens*), Kamm-Wachtelweizen (*Melampyrum cristatum*) und Hallers Segge (*Carex halleriana*) optimale Wachstumsbedingungen vorfinden (KLEBER et al. 2020, KUNZ et al. 2020).

Flaumeichenwälder sind zudem ein bedeutender Lebensraum für xylobionte Insekten und andere Wirbellose. In Mitteleuropa sind etwa 300 – 500 Arten mit der Eiche assoziiert, darunter zahlreiche Insektenarten, die ausschließlich Eichen als Wirtspflanzen nutzen. Auch Pilze, Flechten und Moose sind häufig an Flaumeichen gebunden, was die ökologische Funktion dieser Baumart zusätzlich unterstreicht (BUSSOTTI 1998, BONFILS et al. 2015).

Ein weiterer relevanter Aspekt ist die historische und gegenwärtige Nutzung der Flaumeiche in der Weidewirtschaft. Ihre Eicheln stellen eine wertvolle Futterquelle dar und wurden traditionell insbesondere zur Schweinemast verwendet. Ergänzend dazu finden sich in Flaumeichenwäldern zahlreiche weitere Futterpflanzen, die die Ernährungsgrundlage extensiver Weidesysteme verbessern. Die Rinde der Flaumeiche wurde über Jahrhunderte hinweg aufgrund ihres hohen Gerbstoffgehalts für die Lederherstellung genutzt (FRITSCH u. KAMP 2013, KUNZ et al. 2020).

Eine besondere forstwirtschaftliche Relevanz ergibt sich durch die symbiotische Beziehung der Flaumeiche zu Mykorrhizapilzen, insbesondere zu wirtschaftlich bedeutsamen Trüffelarten. Als Wirtsbaum für *Tuber melanosporum*, die Perigord-Trüffel, ermöglicht die Flaumeiche gezielte Trüffelskultivierung, die durch künstliche Inokulation von Mykorrhiza-Pilzen optimiert werden kann. Diese Eigenschaft macht sie zu einer wertvollen Baumart in Trüffelanbaugebieten mit kalkhaltigen, nährstoffarmen Böden (BUSSOTTI 1998, KUNZ et al. 2020, PASTA et al. 2021).

3.8.8 Genetik

Die genetische Diversität der Flaumeiche ist durch eine hohe morphologische Variabilität sowie eine komplexe Hybridisierungsdynamik geprägt. Die Art bildet zahlreiche natürliche Hybriden mit anderen Eichenarten, insbesondere mit der Stieleiche (*Q. robur*) und der Traubeneiche

(*Q. petraea*), was intermediäre Formen hervorbringt und die taxonomische Abgrenzung erschwert. Aufgrund fehlender strikter Reproduktionsbarrieren kann es zu genetischem Austausch zwischen heimischen Eichenarten kommen, wodurch morphologisch variierende Individuen entstehen. Untersuchungen zeigen jedoch, dass dieser Genfluss begrenzt bleibt, da unterschiedliche Blühzeiten, physiologische Inkompatibilitäten und spezifische Pollen-Keimungsmechanismen eine vollständige Durchmischung der Populationen verhindern (SCHÜTT 1992, BUSSOTTI 1998, EBERT 2006, HÖLTKEN et al. 2012, BONFILS et al. 2015).

Die hohe Variabilität der Flaumeiche ist das Ergebnis einer komplexen evolutionären Entwicklung, die maßgeblich durch pleistozäne Klimaschwankungen, Fragmentierungsprozesse und anthropogene Einflüsse gesteuert wurde. Während in der Literatur zwischen 3 – 6 Unterarten diskutiert werden, fehlen bislang umfassende genetische Analysen, die eine eindeutige taxonomische Differenzierung und forstliche Relevanz dieser Einheiten belegen könnten. Die Art unterliegt dem Forstvermehrungsgutgesetz (FoVG). In Deutschland existieren jedoch bislang keine definierten Herkunftsgebiete für die Flaumeiche, da ihre wirtschaftliche Bedeutung bisher als gering eingeschätzt wurde. Ähnliche Rahmenbedingungen gelten für Frankreich, wo keine Saatgutbestände der Kategorie „ausgewählt“ gemäß dem FoVG anerkannt sind. Stattdessen basiert die genetische Differenzierung ausschließlich auf Chloroplasten-DNA-Analysen größerer Herkunftsregionen wie Südwestfrankreich, Languedoc, der Provence und Korsika. Saatgut wird dort häufig ohne definierte geographische Abgrenzung geerntet, was die forstliche Nutzbarkeit im Hinblick auf eine gezielte Herkunftsanpassung einschränkt (KUNZ et al. 2020, LIESEBACH et al. 2021, PASTA et al. 2021, SCHIRMER 2022).

Die genetische Differenzierung der Flaumeiche bleibt ein weitgehend unerforschtes Feld. Ihre ausgeprägte Hybridisierungsfähigkeit und hohe innerartliche Variabilität verdeutlichen jedoch die Notwendigkeit weiterführender genetischer Studien, um die strukturelle Diversität und adaptive Kapazität dieser Art besser zu verstehen. Dies ist insbesondere unter den Bedingungen des Klimawandels von Bedeutung, da genetische Vielfalt eine zentrale Rolle für die Resilienz der Bestände gegenüber sich verändernden Umweltbedingungen spielt. Diese und weitere Fragestellungen werden aktuell im Projekt „Anpassungspotenziale heimischer Eichenarten im Klimawandel“, welches durch den Klimaplan Hessen des Hessischen Ministeriums für Landwirtschaft und Umwelt, Weinbau, Forsten, Jagd und Heimat finanziert wird, an der NW-FVA in der Abteilung Waldgenressourcen untersucht.

3.9 Hainbuche (*Carpinus betulus*)

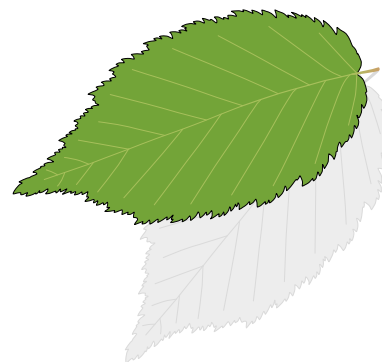
Carpinus betulus LINNÉ, 1753 (syn.: *Carpinus caucasica* GROSSH.)

syn.: Weißbuche, Hagebuche

engl.: european hornbeam

Familie: Betulaceae

Unterfamilie: Coryloideae



3.9.1 Zusammenfassende Bewertung



Anbauempfehlung

Die Hainbuche (*Carpinus betulus*) ist eine äußerst anpassungsfähige Baumart, die auf einem breiten Spektrum von Standorten gedeiht. Ihre Präferenz für basenreiche, frische Böden sowie ihre Toleranz gegenüber variierenden Wasserhaushaltsbedingungen machen sie zu einer wertvollen Art in vielfältigen Ökosystemen. Die klimatischen

Bedingungen ihres Verbreitungsgebiets spiegeln ihre Anpassung an sowohl sommerwarme als auch winterkalte Regionen wider. Diese Flexibilität und ihre positive Wirkung auf den Boden machen die Hainbuche zu einer interessanten Baumart für die Anpassung der Wälder an den Klimawandel.

	Merkmal	Bewertung	Erläuterung
Klimaanpassung in Anlehnung an OTTO (1993)	Standortanpassung	+++	Breite Standortsamplitude was Nährstoff- und Wasserversorgung betrifft; kommt gut mit Trockenheit zurecht
	Bodenpfleglichkeit	+++	Sehr schnelle Streuzersetzung
	Keine Krankheitsverbreitung	+++	Bisher sind keine explizit von der Hainbuche ausgehende Krankheiten bekannt
	Keine Anfälligkeit	+	Das Hainbuchensterben wird zuletzt häufiger vor allem an Stadt- und Parkbäumen beobachtet; Auslöser ist ein Pilz, der zu einer Vitalitätsschwächung und bei starkem Befall zum Absterben des Baumes führt
	Mischbarkeit	++	Aufgrund ihrer Schattentoleranz und des Wuchsverhaltens gut als Mischbaumart in Bestände integrierbar
	Naturverjüngung	++	Verjüngt sich unter geeigneten Bedingungen zahlreich und etabliert sich bei geringem Wilddruck; Schattenertragnis ist besonders in der Keimlingsphase ausgeprägt
	Waldstrukturen	++	Die etwas geringere Schattentoleranz von <i>C. betulus</i> im Vergleich zur Rotbuche, Linde oder auch Ahorn führt dazu, dass sie häufig im Wuchs zurückbleibt und einen Zwischen- und Unterstand in den Beständen bildet und somit zu einem mehrschichtigen Waldbestand mit günstigem Innenklima beiträgt

+++ äußerst positiv ++ sehr positiv + positiv --- äußerst negativ -- sehr negativ - negativ ? unklar

3.9.2 Verbreitung

Carpinus betulus besitzt ein großes natürliches Verbreitungsgebiet, das sich von Westeuropa bis in den Kaukasus und Nordiran erstreckt (Abbildung 1). Ihr Areal ist durch eine bemerkenswerte geografische Vielfalt gekennzeichnet, die sich sowohl in den Breitengraden als auch in den Höhenlagen widerspiegelt.

Das westliche Verbreitungsgebiet der Hainbuche erstreckt sich von den Pyrenäen über Südwestfrankreich bis nach Südengland. Die nördliche Arealgrenze wird in Dänemark bei 57°30' nördlicher Breite erreicht. Weiter nach Osten schließt das Areal Südschweden, die baltischen Staaten (Lettland, Litauen, Estland) sowie Belarus ein. Im Osten

reicht das Verbreitungsgebiet bis nach Westrussland und die Ukraine, wobei südliche Teile der Ukraine sowie der Südosten Rumäniens ausgespart bleiben. In den südlichen Regionen Europas findet man die Hainbuche in Norditalien, Nordgriechenland und auf der Balkanhalbinsel. Auf der Iberischen Halbinsel sowie auf den Mittelmeerinseln Korsika, Sardinien und Sizilien ist sie hingegen nicht natürlich verbreitet. In Kleinasien, entlang der Schwarzmeerküste, sowie im Kaukasus und Elburs-Gebirge erreicht die Hainbuche ihre östliche Verbreitungsgrenze. Das Elburs-Gebirge markiert zudem den Übergang zu ihrem Vorkommen im Nordiran (SCHÜTT 1992, BORATYNSKI 1996, HOFMANN 2014, FORSTER et al. 2019, SIKKEMA et al. 2021, KAVALIAUSKAS et al. 2024).



Abb. 1: Verbreitungsgebiet von *Carpinus betulus*. Quelle: CAUDULLO et al. (2023)

3.9.3 Standort

Die Hainbuche ist anspruchsvoller hinsichtlich der Wärme- und Basenversorgung als die Rotbuche. Sie bevorzugt basenreiche, humose und frische Böden, die eine optimale Nährstoffversorgung bieten. Trotz dieser Präferenzen zeigt sie eine bemerkenswerte Toleranz gegenüber verschiedenen Bodenverhältnissen. So gedeiht sie auch auf schweren Ton- und Pseudogleyböden sowie auf mäßig trockenen Kalkverwitterungsböden. Allerdings ist ihre Wuchsleistung auf nassen Standorten oder sehr trockenen, sandigen Böden eingeschränkt. Auf basenarmen Böden fehlt die Hainbuche weitgehend, wohingegen sie auf basenreichen Kalk- und Silikatstandorten eine hohe Vitalität entwickelt (BORATYNSKI 1996, TÜRK 1996, LOCKOW u. LOCKOW 2009b, FORSTER et al. 2019, BARTSCH et al. 2020, SIKKEMA et al. 2021).

Die Hainbuche zeigt eine hohe Toleranz gegenüber unterschiedlichen Wasserhaushaltsbedingungen. Stark wasserbeeinflusste Standorte und kurzzeitige Überflutungen während der Vegetationszeit werden toleriert. Dennoch bevorzugt sie frische bis feuchte Standorte mit einer guten Wasserverfügbarkeit. Auf grundwassernahen, tiefgründigen und nährstoffreichen Böden erreicht sie optimale Wuchsleistungen. Auf sehr trockenen Standorten zeigt sie hingegen einen deutlichen Zuwachsrückgang (TÜRK 1996, LOCKOW u. LOCKOW 2009b, FORSTER et al. 2019, BARTSCH et al. 2020).

Die Hainbuche kommt hauptsächlich im subatlantischen bis subkontinentalen Klimabereich vor und bevorzugt ein

sommerwarmes, winterkaltes Klima. Sie toleriert warme Sommer mit mittleren Temperaturen von Juni bis August, erträgt jedoch auch strenge Winter mit Temperaturen bis -30°C , besonders an ihrer nördlichen und östlichen Verbreitungsgrenze. Im Vergleich zur Rotbuche zeigt die Hainbuche eine höhere Toleranz gegenüber kontinentaleren Klimabedingungen und höheren Sommertemperaturen (BORATYNSKI 1996, TÜRK 1996, LOCKOW u. LOCKOW 2009b, FORSTER et al. 2019, KAVALIAUSKAS et al. 2024).

In südlicheren Regionen, insbesondere im submediterranean Bereich, bevorzugt die Hainbuche schattige, luftfeuchte Tallagen oder niederschlagsreiche Gebiete wie Nordanatolien, die Colchis-Region sowie die Nordhänge des Kaukasus und des Elburs-Gebirges. Gegen Kaltluft exponierte Lagen meidet sie, insbesondere nahe ihrer nördlichen Verbreitungsgrenze (BORATYNSKI 1996).

Im natürlichen Verbreitungsgebiet kommen Jahresdurchschnittstemperaturen zwischen $7,8$ und $10,8^{\circ}\text{C}$ vor (Abbildung 3). Im Mittel liegt die Temperatur bei $9,0^{\circ}\text{C}$. In den Monaten Mai bis September ist die Temperatur mit im Mittel $16,8^{\circ}\text{C}$ deutlich wärmer. Die Spanne reicht dabei von $14,2 - 18,7^{\circ}\text{C}$. Es treten Extremtemperaturen von $+35^{\circ}\text{C}$ sowie $-22,6^{\circ}\text{C}$ auf. Der Jahresniederschlag beläuft sich auf durchschnittlich 775 mm bei einer Spanne von $651 - 958\text{ mm}$. Davon fallen rund 365 mm ($323 - 428\text{ mm}$) in den Monaten Mai bis September.

Die Standorte der untersuchten Praxisanbauten verdeutlichen die beschriebene, breite Standortsamplitude von

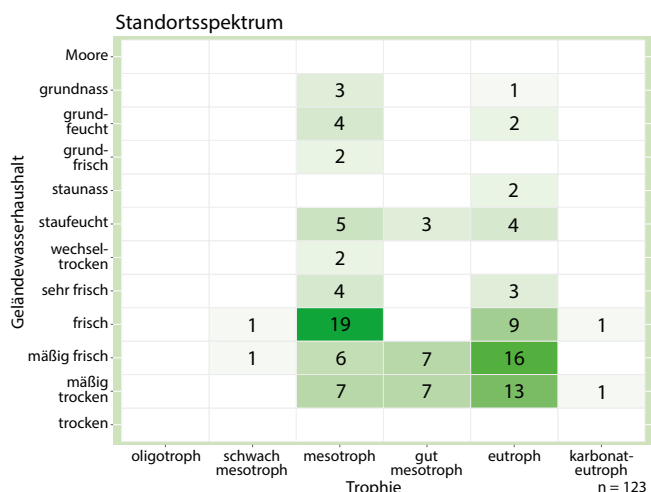


Abb. 2: Standortsspektrum der untersuchten Praxisanbauten der Hainbuche

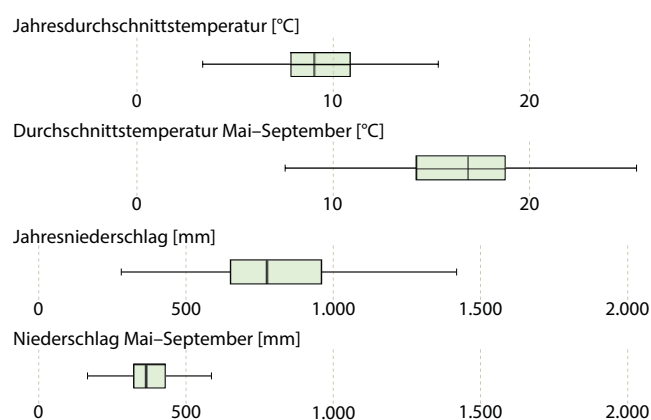


Abb. 3: Klimawerte des natürlichen Verbreitungsgebietes der Hainbuche extrahiert aus dem CHELSA-Datensatz (KARGER et al. 2021)

C. betulus (Abbildung 2). Lediglich auf ganz schwach nährstoffversorgten Standorten (Trophiestufe oligotroph) wurden keine Vorkommen dieser Baumart im Rahmen dieser Untersuchung dokumentiert.

C. betulus entwickelt ein typisches Herzwurzelsystem, das sich durch seine strahlenförmige Struktur auszeichnet und die Grundlage ihrer Vitalität und Standfestigkeit bildet. Ihr Wurzelsystem ist bemerkenswert anpassungsfähig und reagiert differenziert auf verschiedene Bodenverhältnisse und Umweltfaktoren.

In der ersten Entwicklungsphase bildet die Hainbuche eine ausgeprägte Pfahlwurzel aus. Diese wird jedoch bereits im Alter von 10 – 15 Jahren durch ein zunehmend ausgeprägtes Herzwurzelsystem ersetzt. Mit 25 – 30 Jahren ist die charakteristische Wurzelstruktur voll ausgebildet. Das Herzwurzelsystem der Hainbuche besteht aus einem zentralen Hauptwurzelbereich, der sowohl vertikale als auch horizontale Wurzeln umfasst. Die horizontale Bewurzelung dominiert, wobei die Wurzeln meist weniger als 1 – 2 cm stark sind. Die Vertikalwurzeln erreichen Durchmesser von 3 – 5 cm, nehmen jedoch schnell ab und enden oft in einer Feinwurzelstruktur (KÖSTLER et al. 1968, GULDER 1996).

Die Struktur des Wurzelsystems ist stark von den Bodenbedingungen abhängig. Auf durchlässigen, tiefgründigen Böden können die Wurzeln Tiefen von bis zu 2 m erreichen. Auf feuchten Substraten konzentrieren sich die Wurzeln hingegen hauptsächlich in den obersten 30 – 35 cm des Bodens, wobei nur wenige Wurzeln in tiefere Schichten vordringen. Auch auf verdichteten oder skelettreichen Böden wird die Vertikalbewurzelung stark eingeschränkt. In solchen Fällen konzentriert sich die Hauptwurzelmasse auf das oberflächliche Horizontalwurzelwerk, während die Vertikalwurzeln nur schwach ausgebildet sind. Dennoch können einzelne Wurzeln auch in diesen Bedingungen bis in Tiefen von fast 2 m vordringen, wie es beispielsweise auf wechselfeuchten Staublehmen der Deckenschotterlandschaft beobachtet wurde (KÖSTLER et al. 1968, BORATYNSKI 1996, GULDER 1996).

Das Herzwurzelsystem der Hainbuche ist nicht nur für die Versorgung mit Wasser und Nährstoffen entscheidend, sondern auch für ihre Standfestigkeit. Die strahlenförmig in den Boden vordringenden Wurzeln sorgen für eine hohe Stabilität, auch unter schwierigen Bedingungen. Die Fähigkeit, sowohl horizontale als auch vertikale Wurzeln auszubilden, macht die Hainbuche zu einer standortstoleranten Baumart, die auch auf suboptimalen Standorten gedeihen kann (KÖSTLER et al. 1968).

Das Laub von *C. betulus* zersetzt sich schnell, weshalb die Art als sehr bodenpfleglich einzustufen ist (BORATYNSKI 1996, GULDER 1996, HOFMANN 2014, BARTSCH et al. 2020, KAVALIUSKAS et al. 2024). Dies zeigt auch die Ansprache der Humusformen in den Praxisanbauten (Abbildung 4). Dort wurden zum überwiegenden Teil Mull-Humusformen angesprochen. Darüber hinaus gab es auch noch mullartigen Moder in den Beständen, jedoch keine schlechteren Humusformen. Dies zeigt die schnelle Umsetzung der Streu und die damit schnelle Mineralisierung der Nährstoffe.

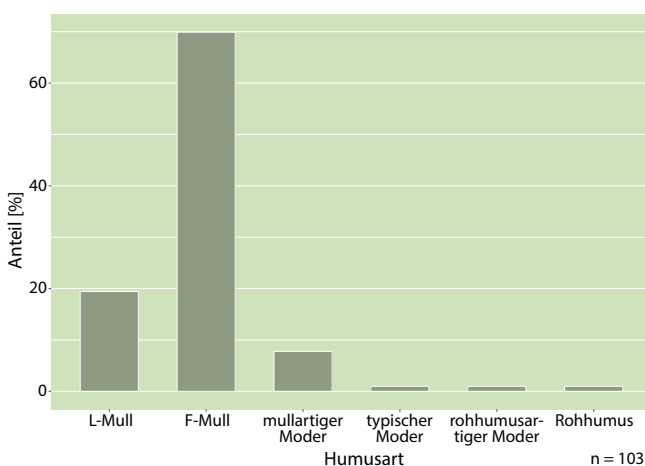


Abb. 4: Humusansprache in den Beständen der Praxisanbauten der Hainbuche

3.9.4 Wachstum und Ertrag

3.9.4.1 Übersicht

C. betulus erreicht normalerweise Höhen von 20 – 25 m und Brusthöhendurchmesser bis zu 70 cm. In alten Wäldern oder unter optimalen Bedingungen können jedoch auch Höhen von 30 m erreicht werden. Außergewöhnliche Exemplare wurden im Nationalpark Białowieża in Polen mit einer Höhe von 32 m und im Kaukasus sogar mit 35 m Höhe und einem BHD über 100 cm dokumentiert (SCHÜTT 1992, BORATYNSKI 1996, BARTSCH et al. 2020, SIKKEMA et al. 2021, KAVALIAUSKAS et al. 2024).

Die Lebensdauer der Hainbuche beträgt im Durchschnitt etwa 150 Jahre, kann in Einzelfällen jedoch bis zu 300 Jahre erreichen. Ihr Jugendwachstum ist auf guten Standorten zügig, verlangsamt sich jedoch mit zunehmendem Alter. Die Volumenleistung bleibt hinter der von Rotbuche und Traubeneiche zurück, was ihren Ruf als Baumart zweiter Größenordnung prägte. Die beste Wuchsleistung erzielt die Hainbuche auf frischen bis feuchten, nährstoff- und basenreichen, tiefgründigen und feinerdereichen Böden. Auf trockenen oder basenarmen Böden bleibt ihre Wuchsleistung jedoch deutlich hinter ihrem Potenzial zurück. In geschlossenen Beständen können 8 – 10 m lange Schäfte ausgebildet werden (SCHÜTT 1992, BORATYNSKI 1996, FORSTER et al. 2019, BARTSCH et al. 2020, KAVALIAUSKAS et al. 2024).

Die Hainbuche gilt als eine der wenigen schattentoleranten Baumarten Europas, wobei ihre Schattentoleranz vor allem in der Keimlings- und Jugendphase ausgeprägt ist. Mit zunehmendem Alter nimmt diese jedoch ab. Im Vergleich zu Rotbuche, Esche, Linde und Ahorn ist ihre Schattenerträglichkeit geringer, weshalb sie häufig im Zwischen- und Unterstand von Mischbeständen zu finden ist (HOFMANN 2014, BARTSCH et al. 2020, SIKKEMA et al. 2021, KAVALIAUSKAS et al. 2024).

In der Vergangenheit spielte die Hainbuche eine bedeutende Rolle im Mittelwaldbetrieb. Besonders in Deutschland und Frankreich war der Hainbuchen-Mittelwald im 16. Jahrhundert eine der dominierenden Waldaufbauformen. Hier wurde sie hauptsächlich als Ausschlag aus überalterten Stöcken genutzt. Diese intensive Nutzung hinderte jedoch die Entwicklung optimaler Schaft- und Volumenleistungen und führte zu ihrem Ruf als Baumart mit geringerer wirtschaftlicher Bedeutung (LOCKOW u. LOCKOW 2009b).

Begründung

Die Hainbuche beginnt im Alter von etwa 30 Jahren mit der Blüte und Fruchtbildung. Die Fruktifikation erfolgt nahezu jährlich und in großen Mengen, mit besonders ergiebigen Samenjahren im Abstand von 2 – 3 Jahren. Die Samen reifen bis Ende September oder Anfang Oktober aus und verbleiben oft bis nach dem Laubfall an den

Zweigen, was die Beerntung erleichtert. Alternativ kann auch eine Grünernte Ende August bis Anfang September durchgeführt werden, wenn der Embryo ausgereift, aber die Keimhemmung noch nicht aufgebaut ist. Diesen Zeitpunkt optimal zu treffen ist allerdings durchaus schwierig. So geerntetes Saatgut muss im Anschluss direkt ausgesät werden, da es nicht lagerfähig ist (BORATYNSKI 1996, SCHMALEN 1996, BARTSCH et al. 2020).

Üblicherweise erfolgt die Ernte durch das Abstreifen der Früchte von den Ästen, wobei Leitern oder Seilkletterertechniken genutzt werden können. Eine Netzernte ist aufgrund der leichten Windverbreitung der Samen weniger geeignet. Voll ausgereifte Samen werden nach der Ernte maschinell von den Flügeln befreit, gereinigt und auf etwa 10 % Feuchtigkeit getrocknet. Sie können bei -7 °C bis zu 5 Jahre ohne Keimkraftverlust gelagert werden. Die durchschnittliche Keimfähigkeit liegt bei 65 – 75 %, wenn das Saatgut während einer Vollmast geerntet wurde (SCHMALEN 1996).

Hainbuchensaatgut weist eine natürliche Keimhemmung auf, die vor der Aussaat durch Stratifikation abgebaut werden muss. Erfolgt keine Stratifikation läuft das Saatgut nur teilweise auf und kann bis zu 3 Jahre überliegen. Der Prozess der Stratifikation beginnt mit einer Warmphase von etwa 15 Wochen bei Temperaturen zwischen 15 und 20 °C, gefolgt von einer Kaltphase bei etwa +3 °C über weitere 15 Wochen. Keimt das Saatgut vorzeitig, kann die Keimung durch Lagerung bei -3 °C bis zum Aussaattermin verzögert werden (BORATYNSKI 1996, SCHMALEN 1996).

Die Aussaat erfolgt in der Regel Mitte bis Ende April, abhängig von den klimatischen Bedingungen. Keimlinge sind stark spätfrost- und mäusegefährdet. Schutzmaßnahmen wie das Abdecken mit Matten sind notwendig, um hohe Ausfallraten zu vermeiden. Die Keimlinge benötigen während ihrer Entwicklung zwei- bis viermal so viel Licht wie andere Baumarten wie Ulme, Linde oder Ahorn. Unzureichende Lichtverhältnisse führen häufig zu einer Ausfallrate von über 90 % in den ersten Entwicklungsstadien. Neben Lichtmangel führen auch Trockenheit oder ein ungünstiges Mikrorelief zum Absterben der Keimlinge (BORATYNSKI 1996).

Neben der generativen Vermehrung spielt die vegetative Vermehrung durch Stockausschläge eine zentrale Rolle. Nach Abtrieb treibt die Hainbuche kraftvoll aus dem Stock aus und kann so mehrmals genutzt werden (BORATYNSKI 1996, LOCKOW u. LOCKOW 2009b).

Waldbau

Hinweise zur Pflege von Hainbuchenreinbeständen finden sich in LOCKOW u. LOCKOW (2009b). Diese sehen eine Jungwuchspflege bei einem Höhenbereich von 1,5 – 3,0 m als unverzichtbar an, wenn mit der Hainbuche hochwertiges Holz erzielt werden soll. Zu diesem Zeitpunkt sollte eine

Negativauslese durchgeführt werden, bei der sperrige Vorwüchse, Zwiesel, kranke, dreh- und krummwüchsige oder sonstige beschädigte Bäume entnommen werden sollten. Der Phänotypauslese sollte bereits in diesem Stadium besondere Beachtung geschenkt werden, da die Hainbuche zu sperrigem Wuchs neigt.

Ab einem Höhenbereich von 7 – 12 m gehen LOCKOW u. LOCKOW (2009b) zur Läuterung über, in der das oben aufgeführte Prinzip der Negativauslese fortgeführt werden soll. Wichtig zu berücksichtigen ist zu diesem Zeitpunkt, dass sich das Höhenwachstum der Hainbuche im Maximum befindet und danach auch schnell wieder abklingt. Bereits in diesem Stadium führt die Konkurrenz um Licht und Wuchsraum bei der Hainbuche zu einem stufigen Bestandaufbau mit einer Ober-, Mittel- und Unterschicht. Die Eingriffe sind daher auf die Oberschicht zu lenken. Die Entwicklung des Bestandesgefüges stellt sich in dieser Phase sehr dynamisch dar, weshalb oftmals einmalige Eingriffe nicht ausreichen, um alle schlecht veranlagten Individuen zu entnehmen, insbesondere weil die Einzelingriffe auch nicht zu stark ausfallen sollten. Die Hainbuche sollte im Dichtschluss aufwachsen um Grobastigkeit und Sperrwuchs zu vermeiden.

Die im Anschluss folgende Jungbestandspflege erstreckt sich im Höhenbereich von ca. 12 – 15 m. Zu diesem Zeitpunkt haben sich Hainbuchenreinbestände bereits deutlich in eine herrschende Oberschicht mit einer Mittel- und Unterschicht ausdifferenziert. Es erfolgt in dieser Phase ein Übergang von der Negativ- zur Positivauslese, also zur Förderung der besten Bestandesmitglieder. Die Entnahme schlechtformiger Bäume aus der herrschenden Schicht sollte dennoch fortgeführt werden. Die Unter- und Mittelschicht sowie ggf. enthaltene Mischbaumarten sollen erhalten bleiben. FORSTER et al. (2019) empfehlen eine frühzeitige Sicherung von 100 – 150 Optionen einschließlich Mischbaumarten, woraus sich ein Abstand zwischen den Bäumen von 8 – 10 m ergibt.

Wächst der Bestand in das schwache Baumholz ein, geht bei LOCKOW u. LOCKOW (2009b) die Positivauslese in eine mäßige Hochdurchforstung über, welche bis zum starken Baumholz durchgeführt wird. Die Pflegemaßnahmen sollen sich auf die Entnahme der stärksten Bedränger der Z-Bäume konzentrieren. Kranke oder verletzte Bäume, die das Bestandesgefüge gefährden könnten, sind jedoch ebenfalls zu entnehmen. Das Ziel sind gut ausgebildete Kronen mit großer Lichtkronenoberfläche. Die Unter- und Mittelschicht bleiben zur Schaftpflege und zur Schaffung eines günstigen Bestandesklimas erhalten. Als Zeitpunkt geben FORSTER et al. (2019) ein Erreichen einer grünastfreien Schaftlänge von 4 – 6 m oder einen BHD von 14 cm an. Ab diesem Zeitpunkt empfehlen sie 70 – 100 Z-Bäume zu pflegen. Der Abstand zwischen den Bäumen beträgt dann 10 – 12 m.

3.9.4.2 Ergebnisse der Untersuchungen

Insgesamt wurden im Rahmen der Untersuchungen 123 Hainbuchenbestände begutachtet. Insbesondere bei dieser Baumart schieden viele Flächen für die ertragskundlichen Messungen aus, da diese aus Stockausschlägen erwachsen waren oder aber lange Zeit als dienende Mittel- bzw. Unterschicht im Bestandesgefüge vorkamen. Beide Fälle waren im Rahmen dieser Untersuchungen für die Messungen der Bestandesparameter nicht erwünscht, da sie erheblichen Einfluss auf die Höhen- und Volumenentwicklung der Bestände haben, im Nachhinein aber kaum zu identifizieren sind. Dennoch konnten in 25 Beständen mit hohen bis reinen Hainbuchenvorkommen Aufnahmen durchgeführt werden (Abbildung 5). Dabei decken diese ein breites Altersspektrum von 19 – 162 Jahren ab. Erfreulich dabei ist, dass sich die Flächen ohne große Lücken über diese Altersspanne verteilen, sodass ein guter Eindruck über den Wuchsgang der Hainbuche gewonnen werden kann. Zum Vergleich dient die Ertragstafel für die Hainbuche von LOCKOW u. LOCKOW (2009b), welche für das nordostdeutsche Tiefland erstellt wurde.

Die Oberhöhen der untersuchten Bestände liegen allesamt im Rahmen der durch die Ertragstafel abgebildeten Bonitätsfächer. Auffallend ist, dass viele Bestände hier in den besseren Ertragsklassen 1 und 2 liegen. Es wird sehr gut ersichtlich, dass frei aufwachsende Hainbuchen das Potenzial aufweisen zu Bäumen erster Ordnung heranzuwachsen und Bestandeshöhen von 30 m zu erreichen. Die in der Literatur beschriebene und oben aufgeführte Höhe von 20 – 25 m wurde in den Messungen bei älteren Bäumen des Öfteren überschritten.

Ein anderes Bild stellt sich bei den ermittelten Grundflächen dar. Diese liegen teilweise im Rahmen der Ertragstafel, im überwiegenden Teil jedoch weit unter dieser. Eine potenzielle Erklärung hierfür könnte sein, dass sich die Hainbuchenbestände der Aufnahmen oftmals auf Grenzstandorten und außerhalb der Bewirtschaftung befanden. Hier konnten sich wuchsstarke, ausladende Bäume mit geringerer Qualität durchsetzen und eine ausgeprägte Mittel- und Unterschicht, wie sie LOCKOW u. LOCKOW (2009b) für die gepflegten Bestände beschreiben, war nicht vorhanden. Dass die Hainbuche aber auch Dichtstand vertragen kann zeigen die älteren Bestände mit den sehr hohen Grundflächen.

Analog zum Verlauf der Grundfläche verhalten sich verständlicherweise die Vorräte der untersuchten Bestände. Allerdings wird hier der Ertragsrahmen der Ertragstafel wieder deutlicher durch die Bestände abgebildet. Es gibt nur wenige Flächen außerhalb des Bonitätsrahmens. Die Erklärung hierfür liefert ein Blick auf die Durchmesserentwicklung. Hier gibt es keinen Bestand, der schlechter als die 3. Ertragsklasse ist. Dies bildet wiederum die bereits

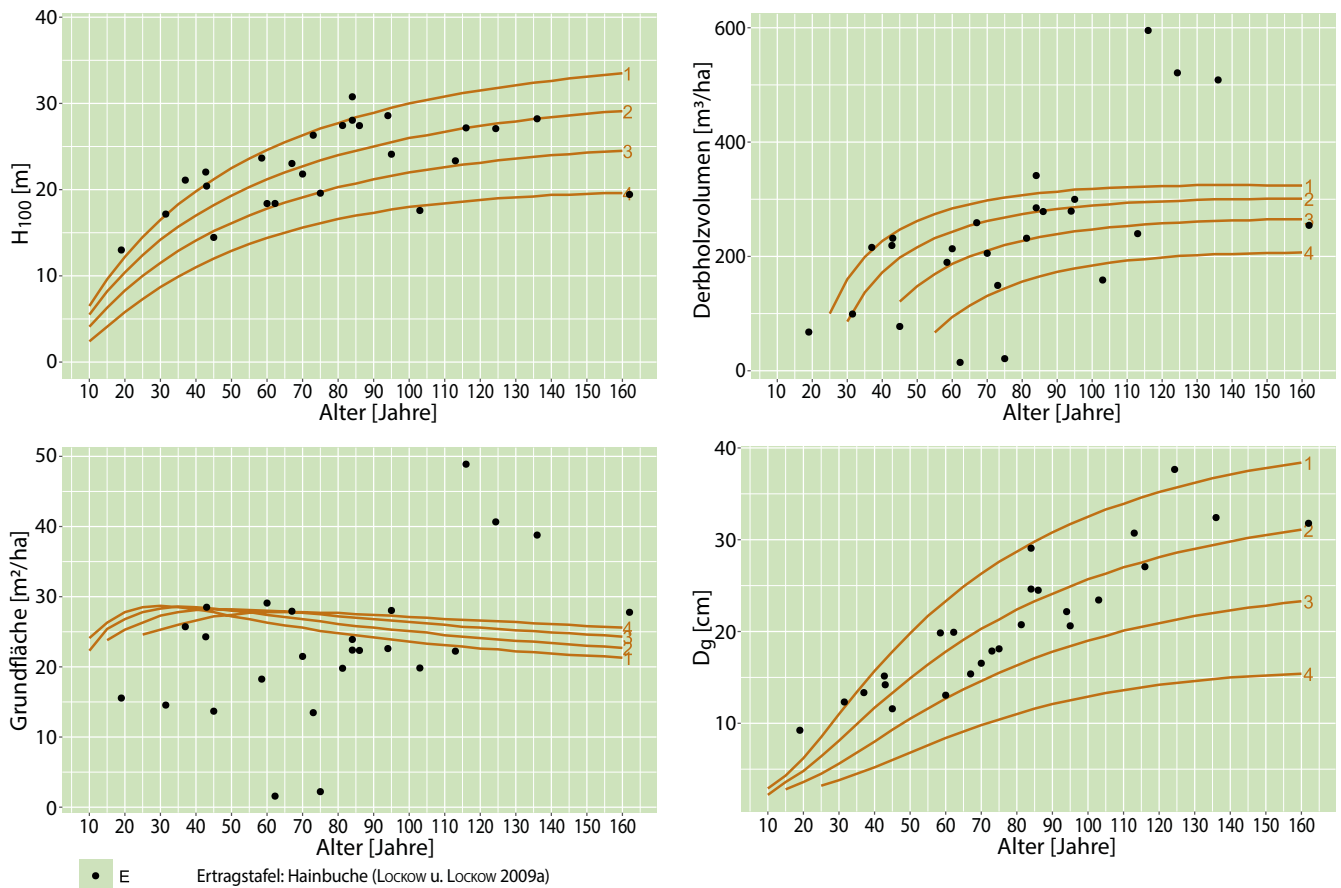


Abb. 5: Oberhöhen-, Derbholzvolumen-, Grundflächen- sowie Durchmesserentwicklung der untersuchten Praxisanbauten der Hainbuche im Vergleich zur Hainbuchenertragstafel (LOCKOW u. LOCKOW 2009a). E: Einmalige Aufnahmen

beschriebene Bestandesstruktur mit wenigen, dafür aber wuchskräftigen Bäumen ab. Dennoch wird ersichtlich, dass mit zielgerichteter Pflege der Hainbuche auf wuchskräftigen Standorten Zieldurchmesser über 30 cm erreichbar sind. Dies entspricht zwar nicht den Dimensionen, die mit anderen Laubbaumarten erreichbar sind, aber dennoch ist eine wertholzhaltige Stammholzproduktion mit dieser Baumart möglich.

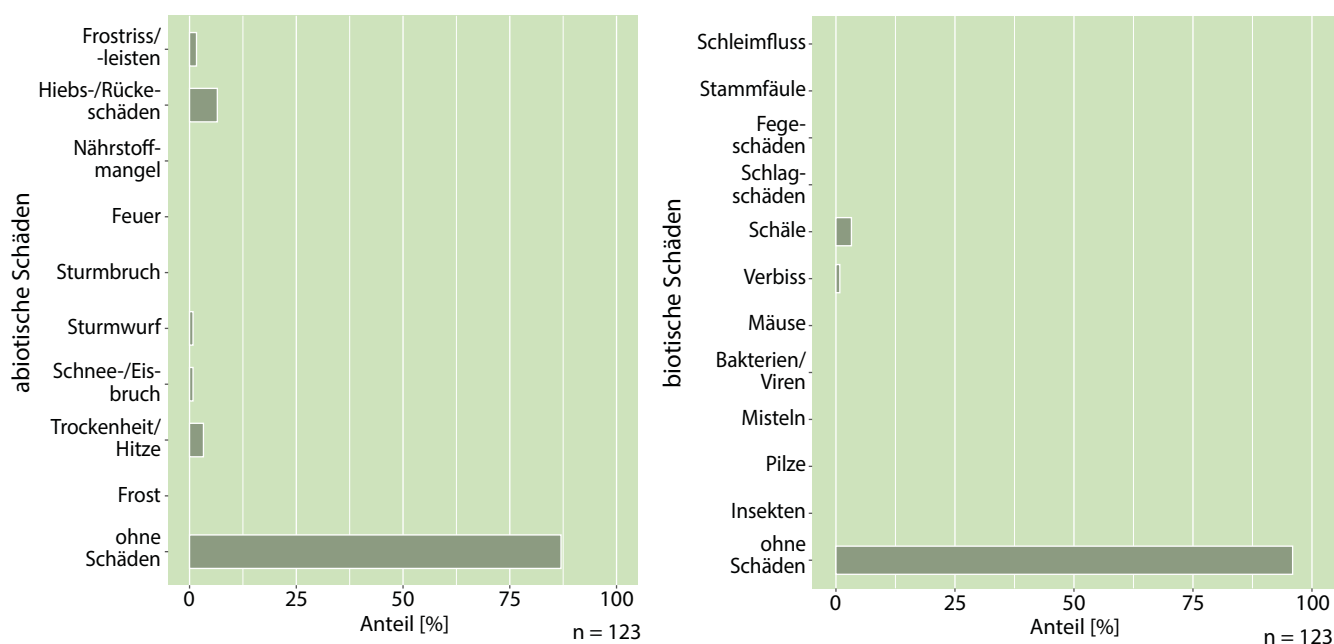
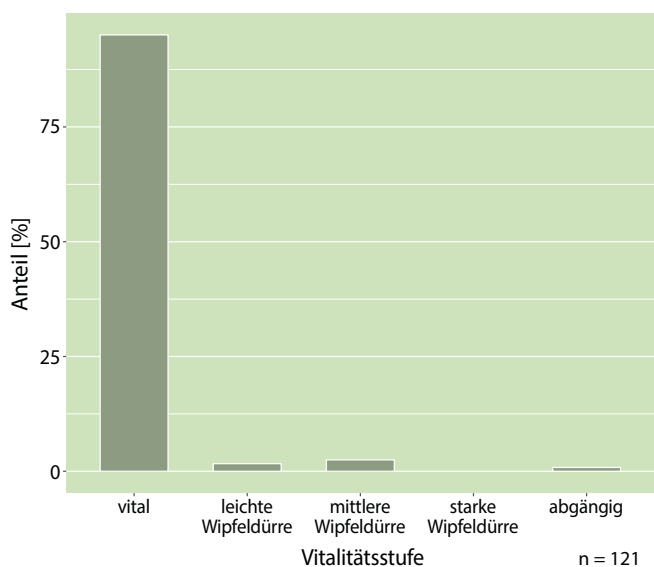
3.9.5 Gefährdungen

Insgesamt zeigte sich die Hainbuche in den Untersuchungen als eine sehr vitale Baumart (Abbildung 7), welche die Witterungsextreme im Vergleich zu Rotbuchen auf gleichem Standort ohne erkennbaren Vitalitätsverlust überstanden hatte. Diese Beobachtung machten auch KAVALI-AUSKAS et al. (2024) in Bayern. Die festgestellten Schäden in den Beständen (Abbildung 6) sind überwiegend nicht durch Witterungsereignisse bedingt gewesen.

Jungpflanzen von *C. betulus* sind stark verbissgefährdet. Ein Schutz ist daher dringend angeraten. Gegen Spätfrost ist die Art im Vergleich zur Rotbuche weniger empfindlich. Darüber hinaus gibt es mehr als 200 Pilzarten und mindestens 70 Insekten- und Milbenarten die an und auf der Hainbuche vorkommen. Nur wenige davon sind spezifisch für die Hainbuche. Hierunter zählt z. B. der Borkenkäfer

Scolytus carpini RATZ., der auf die Hainbuche spezialisiert ist. Bisher haben allerdings alle keine große forstliche Relevanz (BORATYNSKI 1996, TÜRK 1996, BARTSCH et al. 2020, SIKKEMA et al. 2021).

In den letzten Jahren taucht vermehrt eine neue Pilzerkrankung an der Hainbuche, vor allem an öffentlichem Grün, auf. Der Erreger ist *Anthostoma decipiens*, welcher das *Anthostoma*-Hainbuchensterben auslöst. Typisch bei einem Befall sind die in der Vegetationszeit durch die Nebenfruchtform *Cytospora decipiens* gebildeten, orangen bis tiefroten Sporenmassen, die im Randbereich der Infektion aus der Rinde austreten. Anschließend bilden sich in den nekrotischen Bereichen schwarze Fruchtkörper der Hauptfruchtform. *A. decipiens* ist in der Lage sowohl Splint- als auch Kernholz zu besiedeln. Langfristig führt ein Befall zu einer Vitalitätsschwächung, welche sich durch absterbende Kronenbereiche und Rindenläsionen bemerkbar macht. Ein starker Befall kann zum Absterben des Baumes führen. In Bayern wurde Befall auch in Wäldern in den heißesten und trockensten Regionen festgestellt. Es ist davon auszugehen, dass eine Vitalitätsschwächung der Pflanze durch klimatische Extreme eine Infektion begünstigt. Bisher beschränkt sich der Befall allerdings im Wald auf wenige Flächen, weshalb sowohl zum Schadpotenzial als auch zur Vorbeugung noch wenig gesagt werden kann (MUSER u. BURG DORF 2022).

Abb. 6: In den Praxisanbauten vorgefundene abiotische und biotische Schäden an *C. betulus*Abb. 7: Vitalitätsansprache der Praxisanbauten von *C. betulus*

3.9.6 Holzverwendung und Stammqualitäten begutachteter Bestände

C. betulus liefert das schwerste und härteste Holz unter den einheimischen Laubbaumarten. Das Holz ist grau-weiß bis gelblichweiß und zeichnet sich durch eine feine, gleichmäßige Struktur aus. Da die Hainbuche keinen Farbkern ausbildet, lassen sich Splint- und Kernholz nicht unterscheiden. Zur Sicherung der hellen Holzfarbe ist eine Winterfällung, ein rascher Einschnitt, eine sorgfältige Stapelung sowie Schutz gegen Witterungseinflüsse nötig. Das Holz ist zerstreutporig, weist jedoch aufgrund der breiten Markstrahlen oft eine auffällige Maserung auf. Die Jahrringe sind nur auf glatten Schnittflächen gut erkennbar und verlaufen meist wellig, was zu einer Spannrückigkeit der Stämme führen kann (SACHSSE 1984, SCHÜTT 1992, BORA-

TYNSKI 1996, GROSSER 1996, WALKER 2009, BARTSCH et al. 2020, SIKKEMA et al. 2021, WAGENFÜHR U. WAGENFÜHR 2022, KAVALIAUSKAS et al. 2024).

Mit einer Rohdichte von etwa 0,8 g/cm³ ist Hainbuchenholz sehr schwer und hart. Es übertrifft die Festigkeitswerte von Eichenholz deutlich und zeichnet sich durch eine hohe Zähigkeit sowie Druck- und Scherfestigkeit aus. Gleichzeitig neigt das Holz jedoch stark zum Schwinden, Quellen, Reißen und Verwerfen, was die Trocknung erschwert und besondere Sorgfalt erfordert (SACHSSE 1984, WALKER 2009, WAGENFÜHR U. WAGENFÜHR 2022).

Das Holz ist nicht witterungsfest und besitzt eine geringe natürliche Dauerhaftigkeit. Es ist jedoch im trockenen Zustand oder unter Wasser langfristig haltbar. Aufgrund seiner hohen Dichte ist es schwer zu spalten. Hainbuchenholz ist recht schwierig zu bearbeiten, da es Schnittkräften hohen Widerstand entgegensetzt. Es lässt sich aber gut hobeln, dreheln, schleifen und polieren. Die Oberflächen sind beiz- und polierbar. Lacke und Farben lassen sich problemlos auf Hainbuchenholz aufbringen. Bei Kontakt mit Eisen können Verfärbungen auftreten (GROSSER 1996, WALKER 2009, BARTSCH et al. 2020).

Hainbuchenholz wird vor allem dort eingesetzt, wo eine hohe mechanische Beanspruchung, Zähigkeit und Abriebfestigkeit erforderlich sind. Traditionell findet es Verwendung in der Herstellung von Werkzeugen, Geräten und Maschinenteilen, wie Schlittenkufen, Hackblöcken, Schuhsleisten, Spannzwingen und Streichmaßen. Es eignet sich ebenfalls für Musikinstrumente, insbesondere im Klavierbau für Hammermechaniken, sowie für Drechslerarbeiten wie Billardqueues und Kegel (SACHSSE 1984, BORATYNSKI 1996, SIKKEMA et al. 2021).

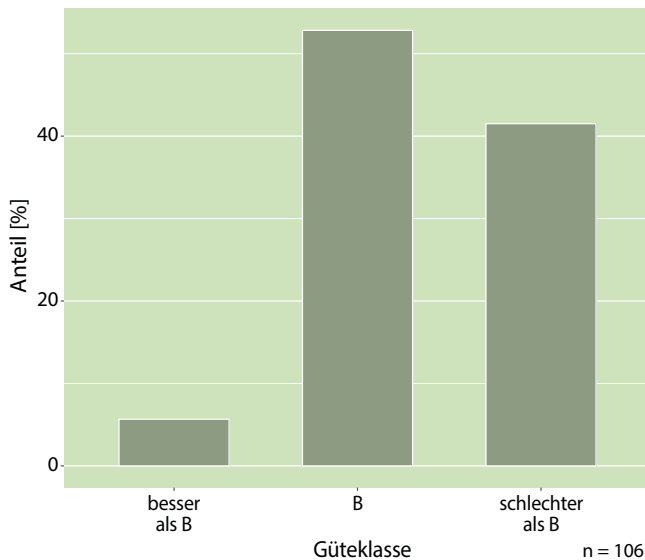


Abb. 8: Qualitätseinschätzung der Praxisanbauten von *C. betulus* anhand einer optischen Stehendansprache eines potenziellen Z-Baumkollektivs

In der modernen Nutzung wird Hainbuchenholz aufgrund seiner hohen Verschleißfestigkeit für industrielle Fußböden, Holzpflaster und spezielle Bauteile eingesetzt. Zudem wird es für Parkett, Holzkohle und Modeartikel verwendet. Die feine Struktur des Holzes erlaubt eine hervorragende Oberflächenbehandlung, sodass es auch zur Imitation von Edelhölzern wie Ebenholz genutzt wird (WAGENFÜHR u. WAGENFÜHR 2022).

Trotz seiner positiven Eigenschaften wird Hainbuchenholz nur begrenzt eingesetzt. Die Spannrückigkeit der Stämme, die Neigung zur Verstockung sowie die Schwierigkeit der mechanischen Bearbeitung und Trocknung mindern seine wirtschaftliche Attraktivität. Zudem erzielt das Holz nur in selten erreichten starken Dimensionen hohe Preise und bleibt dadurch meist hinter der wirtschaftlichen Bedeutung von Buchenholz zurück (BARTSCH et al. 2020, SIKKEMA et al. 2021).

Die Qualitätseinschätzung der Praxisanbauten weist mit über 50 % Anteil an der Güteklasse B und einem geringen Anteil an Beständen mit der Qualitätseinschätzung „besser als B“ einen erfreulich hohen Anteil guter Holzqualitäten auf (Abbildung 8). Bei den Bereisungen wurden oftmals Bestände angetroffen die gerad- und langschaf-tige, wenig spannrückige Bäume aufwiesen. In solchen Beständen, in denen die Bäume meist auch Bestandteile der Hauptschicht darstellten, wird das Potenzial dieser Baumart ersichtlich. Der dennoch hohe Anteil schlechter Holzqualitäten ist im Wesentlichen auf die beschriebene, baumartentypische Spannrückigkeit zurückzuführen. Häufig trat diese auch in Kombination mit Drehwuchs auf.

3.9.7 Sonstige Ökosystemleistungen

SCHMIDT (2024) beschreibt, dass die Hainbuche jährlich eine große Anzahl von Früchten produziert, die teilweise bis ins Frühjahr am Baum verbleiben („Wintersteher“). In Mastjahren kann ein mittelalter Baum 10 – 12 kg Nüsschen liefern. Ein Teil der Früchte fällt im Winter ab und bleibt auf der Schneeoberfläche liegen, wodurch sie samenfressenden Tieren als Nahrung zugänglich sind. Dennoch wird diese harte Schalenfrucht nur von wenigen Vogelarten genutzt, wobei insbesondere der Kernbeißer (*Coccothraustes coccothraustes*) die Nüsschen bevorzugt.

3.9.8 Genetik

In Tharandt existiert ein um 1926 begründeter Provenienzversuch mit Herkünften aus Königsberg (Kaliningrad), Bayern und Sachsen, dessen Ergebnis im Alter 12 eine gewisse Überlegenheit nordöstlicher Provenienzen im Höhenwachstum sowie in der Stamm- und Kronenform erkennen ließen (BORATYNSKI 1996).

Die Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt (NFV) hat 1984 einige kleinere Versuchsserien mit der Hainbuche angelegt, die zum Ziel hatten, besonders geeignete Herkünfte für den Anbau in Nordwestdeutschland zu finden und Unterschiede in der Anpassungsfähigkeit, Wachstumsleistung und Form zu klären. Das Saatgut stammte aus ausgewählten Beständen aus Deutschland, Frankreich, Tschechien, Kroatien, Österreich und Polen. Das dort verwendete Herkunftsmaterial aus dem östlichen Teil des Verbreitungsgebietes hebt sich in dieser Versuchsserie bei keinem untersuchten Merkmal signifikant von den übrigen Prüfgliedern ab. Die zuvor erwähnten Ergebnisse des Tharandter Provenienzversuches konnten in diesem Versuch dementsprechend nicht bestätigt werden. Nach 27 Jahren Beobachtungsdauer konnte HOFMANN (2014) noch keine gesicherten Herkunftsempfehlungen für die Hainbuche auf Grundlage der Versuche aussprechen.

3.10 Libanonzeder (*Cedrus libani*)

Cedrus libani A. RICH., 1823 (syn.: *Cedrus libanotica* LINK)

engl.: cedar of lebanon

Familie: Pinaceae

Unterfamilie: Abietoideae



3.10.1 Zusammenfassende Bewertung



Eingeschränkte Anbauempfehlung

Die Libanonzeder (*Cedrus libani*) kann unter der Berücksichtigung ihres xerophilen Charakters und der damit einhergehenden geringeren ertragskundlichen Leistung aufgrund ihrer Standorts- und Klimaanpassung eine trockenheitstolerante Baumart für die heimischen Wälder darstellen. Aufgrund ihrer Holzeigenschaften wäre sie in der

Lage, langfristige Engpässe bei der Nadelstammholzversorgung abzupuffern. Sie lässt sich nach bisherigem Kenntnisstand ökologisch und ökonomisch in die Wälder integrieren. Anbau- und Herkunftsversuche müssen jedoch noch einige Fragen zur Herkunftswahl und Standortseignung unter den hiesigen Wuchsbedingungen klären.

	Merkmal	Bewertung	Erläuterung
Ökologische Zuträglichkeit (OTTO 1993)	Standortsanpassung	++	Dürre- und kälteresistente Baumart mit breiter Standortsamplitude; vornehmlich auf kalkhaltigen, aber auch auf silikathaltigen Böden
	Bodenpfleglichkeit	+	Eine nicht saure Streuzersetzung führt zu keiner Bodenversauerung
	Keine Krankheitsverbreitung	?	Bisher aufgrund des geringen Anbauumfangs nicht aufgetreten
	Keine Anfälligkeit	++	Es gibt einige wenige Pathogene, die aber in ihrem Ausmaß bisher nicht weiter in Erscheinung getreten sind
	Mischbarkeit	++	Aufgrund ihrer Lichtansprüche lässt sich diese Art sowohl als trupp- bis gruppweiser Mischung als auch als Voranbau unter labile Fichten- oder Kiefernbestände einbringen
	Naturverjüngung	?	Verjüngt sich im Verbreitungsgebiet natürlich; für Deutschland liegen hierzu keine Daten vor
	Waldstrukturen	++	Das heterogene Wachstum dieser Art führt zu horizontal und vertikal gestaffelten Strukturen; auch andere Baumarten können sich in diesen Strukturen auch noch in späteren Bestandesstadien etablieren

+++ äußerst positiv ++ sehr positiv + positiv --- äußerst negativ -- sehr negativ - negativ ? unklar

	Merkmal	Bewertung	Erläuterung
Invasivität (VOR et al. 2015)	Negative Standortsbeeinflussung	○	Siehe Bodenpfleglichkeit
	Hohes Reproduktionspotenzial	○	Es finden sich in der Literatur keine Hinweise auf eine übermäßige Samenproduktion bei <i>C. libani</i>
	Hohes Ausbreitungspotenzial	○	Die flugunfähigen Samen fallen zusammen mit den Zapfenschuppen zu Boden; weite Ausbreitungsentfernungen werden nicht erreicht
	Fähigkeit zur Artverdrängung	○	Konkurrenzwach, wird im natürlichen Verbreitungsgebiet durch konkurrenzstarke Baumarten auf Extremstandorte verdrängt
	Begrenzte Steuerungsmöglichkeiten	○	Die Art ist mit normalen forstwirtschaftlichen Methoden gut regulierbar

○ trifft nicht zu ● trifft bedingt zu ● trifft zu

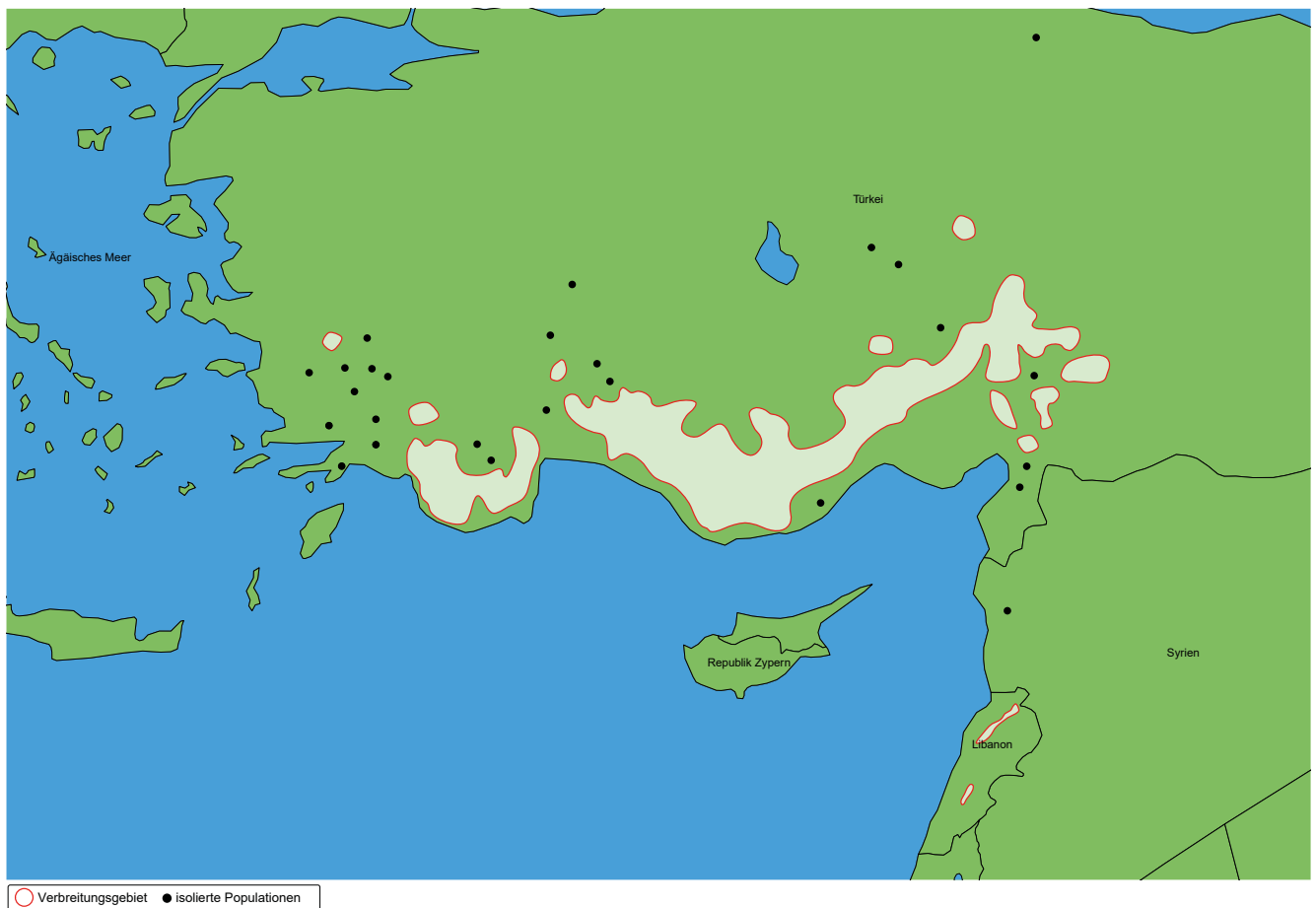


Abb. 1: Verbreitungsgebiet von *Cedrus libani*. Quelle: CAUDULLO et al. (2023)

3.10.2 Verbreitung

Nach einer rund 5.000 Jahre andauernden Übernutzung ist das heutige Areal mit Vorkommen von *C. libani* in viele Einzelvorkommen zersplittert (Abbildung 1). Das natürliche Verbreitungsgebiet teilt sich heutzutage in zwei größere Areale auf. Das Hauptvorkommen liegt in der Türkei, weitere Vorkommen gibt es im Libanon und in Syrien. Im Libanon sind von den ursprünglichen 500.000 ha heute nur noch 1.700 ha vorhanden. Das Areal in der Türkei umfasst 463.500 ha und liegt hauptsächlich im westlichen und mittleren Taurus- sowie im Amanusgebirge. Auch dieses Vorkommen ist aufgrund jahrhundertelanger Übernutzung in viele inselartige Einzelvorkommen aufgeteilt (MAYER u. SEVIM 1958, AYASLIGIL 1997, HUBER u. STORZ 2014, ŠEHO 2020).

3.10.3 Standort

C. libani stockt hauptsächlich auf Kalkböden. Im Taurusgebirge sind dies zumeist mesozoische, kristalline, tonarme Hartkalke. Als Grundgestein unter Beständen von *C. libani* können aber auch Sandstein, Glimmerschiefer, Serpentin und Olivin-Basalt vorkommen. Die häufigsten Bodentypen sind Terraes rossa und Terra fusca, Übergangsformen zu Rendzinen oder aber auch Parabraunerden. Die Kalkböden können sowohl tief- bis mittelgründig als auch flachgründig und sehr steinig sein (AYASLIGIL 1997).

Im natürlichen Verbreitungsgebiet wächst *C. libani* in Höhen von 1.000 – 2.100 m ü. NN. Einzelvorkommen können aber auch in tieferen Lagen um die 600 m ü. NN oder in höheren Lagen über 2.400 m ü. NN vorkommen (MAYER u. SEVIM 1958, AYASLIGIL 1997, HUBER u. STORZ 2014, MESSINGER et al. 2015).

Auf den tiefer gelegenen Standorten in Küstennähe herrscht ein montanes Mittelmeerklima mit einem Schwerpunkt der Niederschläge in den Wintermonaten vor. In den höheren Lagen herrscht ein hochmontanes mediterranes Klima mit einem Übergang zu einem trockenen und winterkalten Klima der zentralanatolischen Steppe. Auf diesen Standorten fallen die meisten Niederschläge in den Monaten November bis Februar während die Monate zwischen Juli und September von einer ausgeprägten Trockenheit gekennzeichnet sind. Trockenperioden mit einer Niederschlagsmenge von lediglich 50 – 100 mm erträgt die Art jedoch sehr gut. Die Auswertung der Klimawerte mit dem CHELSA-Datensatz (KARGER et al. 2021) zeigen die Extreme, die im natürlichen Verbreitungsgebiet vorherrschen, sehr gut (Abbildung 2). Die Jahresdurchschnittstemperatur liegt im Mittel bei 11,3 °C mit einer Spanne von 9,6 – 13,8 °C. Während der Monate Mai bis September steigt die Temperatur auf im Mittel 19,2 °C bei einer Spanne von knapp 16 – 22,2 °C. Im Jahresverlauf können Extremtemperaturen

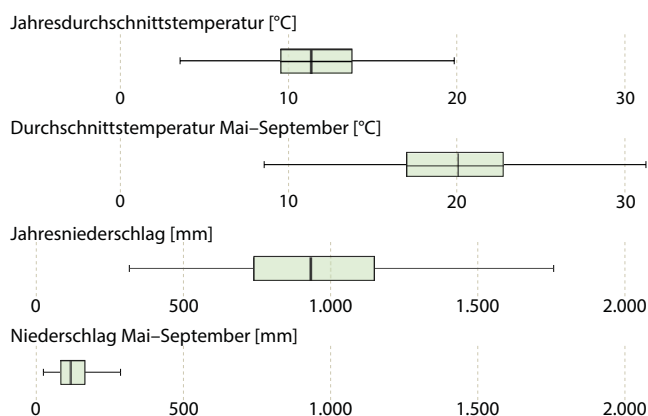


Abb. 2: Klimawerte des natürlichen Verbreitungsgebietes der Libanonzeder extrahiert aus dem CHELSA-Datensatz (KARGER et al. 2021)

von $-14,5^{\circ}\text{C}$ aber auch von $+38^{\circ}\text{C}$ auftreten. Der Jahresniederschlag im natürlichen Areal schwankt zwischen 740 und 1.150 mm. Davon fällt der meiste Niederschlag im Winterhalbjahr, sodass in den Monaten Mai bis September lediglich noch ein Niederschlag von 80 – 165 mm verzeichnet wird. Trockenperioden im Sommer von einer Länge von bis zu 6 Monaten können vorkommen. Für das Wachstum sind aber unabhängig von Trockenperioden mindestens 600 mm Niederschlag pro Jahr vonnöten. Abweichend von den vorgestellten Auswertungen werden in der Literatur Extremtemperaturen von -35°C sowie $+40^{\circ}\text{C}$ genannt (MAYER u. SEVIM 1958, HUBER u. STORZ 2014, MESSINGER et al. 2015, ŠEHO 2020, ZSOLNAY et al. 2023).

Bereits Sämlinge bilden eine lange, dünne Primärwurzel aus. Einjährige Pflanzen können bereits Wurzellängen von 50 – 70 cm erreichen. Es entwickelt sich ein tief reichendes Pfahl- oder Herzwurzelsystem, mit dem *C. libani* in der Lage ist, 2 – 3 m tief in die Erde einzudringen und so auch tiefegelegene Wasserspeicher zu erschließen (MAYER u. SEVIM 1958, AYASLIGIL 1997, HUBER u. STORZ 2014, ZSOLNAY et al. 2023).

3.10.4 Wachstum und Ertrag

3.10.4.1 Übersicht

Im natürlichen Verbreitungsgebiet erreicht *C. libani* im Freiland Baumhöhen von 25 m, in geschlossenen Reinbeständen werden sie jedoch deutlich höher und können Baumhöhen von 30 – 40 m erreichen. Das maximale Alter wird mit rund 1.000 Jahren angegeben. Die Libanonzeder bildet sehr vollholzige, sehr starke Stämme, die meist zu einem Drittel oder zur Hälfte astfrei sind (AYASLIGIL 1997). Im Allgemeinen handelt es sich bei *C. libani* um eine lichtbedürftige und konkurrenzempfindliche Art. Die Aussagen zu Jugendwachstum variieren in der Literatur. Nach AYASLIGIL (1997) verläuft das Jugendwachstum in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet zunächst sehr langsam und der Wuchs ist dabei nicht unbedingt gerade. 30 cm hohe Pflanzen sind zwischen 3 und 7 Jahre alt, bis zum Alter 10 werden Höhen von 0,6 – 2,7 m erreicht. Ab Alter

10 setzt nach AYASLIGIL (1997) dann ein intensiveres Höhenwachstum ein, welches zusammen mit dem Volumen im Alter von 20 – 50 Jahren kulminiert. MAYER u. SEVIM (1958) hingegen beschreiben das Jugendwachstum als ziemlich raschwüchsig mit einer frühen Kulmination des Höhenzuwachses zwischen 10 und 40 Jahren und Jahreswerten von 20 – 60 cm (100 cm). Auf ungünstigen Standorten beträgt ihnen zufolge das Höhenwachstum bei später eintretender Kulmination (50 – 100 Jahre) allerdings jährlich nur 10 – 40 cm. Sie geben für 30-jährige Bäume eine enorme Spannweite von 1,6 – 11,1 m als erreichbare Höhen an.

Obwohl sie als lichtbedürftig gilt, kann sie bis zu einem Alter von 20 – 40 Jahren auch im Halbschatten von Bestandeslücken oder unter dem aufgelockerten Schirm von Altbäumen wachsen, braucht später aber unbedingt Kronenfreiheit, da die Lichtbedürfnisse mit dem Alter steigen. Das Dickenwachstum hält hingegen lange an. Untersuchungen von 32-jährigen *C. libani* ssp. *stenocoma*-Beständen im Botanischen Garten von Bayreuth haben ein jährliches Höhenwachstum von 0,5 m festgestellt, welches vergleichbar ist mit *Picea abies*, *Pinus sylvestris* und *Larix decidua* auf vergleichbaren Standorten. Der jährliche Durchmesserzuwachs war in den letzten 10 Jahren der Untersuchungsreihe sogar höher (1 cm/Jahr). Im Vergleich zur Atlaszeder ist das Höhenwachstum der Libanonzeder meistens geringer. Es gibt jedoch auch wüchsige Herkünfte aus der Ost-Türkei, die vergleichbare Höhenleistungen erreichen. Auf besseren Standorten können Libanonzedern mit 100 Jahren 32 m Höhe erreichen, 475 Vfm Derbholz/ha produzieren und einen dGz von 6,0 Vfm erreichen. Die Astreinigung ist im Dichtschluss gut (MAYER u. SEVIM 1958, AYASLIGIL 1997, HUBER u. STORZ 2014, MESSINGER et al. 2015).

C. libani wächst in Reinbeständen oder Mischbeständen mit *Abies cilicica* und *Quercus cerris*. Auf trockenen Standorten ist sie mit *Juniperus exelsa* und *Juniperus foetidissima*, in niedrigeren Lagen mit *Pinus nigra* ssp. *pallasiana* und *Pinus brutia* vergesellschaftet (AYASLIGIL 1997, MESSINGER et al. 2015).

Begründung

C. libani vermehrt sich ausschließlich generativ. Die Art blüht circa ab einem Alter von 30 Jahren und ist einhäusig. Die Zapfen stehen zumeist einzeln, seltener auch zu zweit und brauchen rund zwei Jahre zur Reife. Bei Samenreife lösen sich die Zapfenschuppen von der Spindel und fallen mitsamt dem Samen zu Boden. Die Zapfenspindeln verbleiben hingegen mindestens ein weiteres Jahr am Baum. Das Tausendkorngewicht der Samen beträgt 83 g, die Keimfähigkeit liegt bei 62 – 80 %. Samen älterer Bäume weisen eine höhere Keimrate auf als Samen jüngerer Bäume. Ebenso verhält es sich mit Zapfen aus dem oberen

Kronenbereich gegenüber Zapfen aus dem unteren Bereich (AYASLIGIL 1997).

C. libani keimt epigäisch. Die optimale Keimtemperatur beträgt 25 – 30 °C und das Keimbett sollte einen Wassergehalt von 70 % aufweisen. Licht befördert insbesondere in den ersten Wochen nach der Aussaat die Keimung. Eine 30-tägige Kalt-Nass-Behandlung vor Aussaat kann die Keimschnelligkeit weiter erhöhen. Die 5 – 13 im Querschnitt fünfeckigen Kotyledonen fallen in der Regel am Ende der ersten Vegetationsperiode ab. An der Sprossachse stehen etliche spiralig angeordnete bläulich-grüne Primärnadeln von 2 – 2,5 cm Länge (AYASLIGIL 1997).

Für die Aufforstung in der Türkei empfehlen MAYER u. SEVİM (1958) 2-jährige Pflanzen, wobei sie wegen der Sommer-trockenheit eine Herbstpflanzung mit Ballenpflanzen bevorzugen. 2-jährige Containerpflanzen wurden mit guten Anwuchserfolgen auch auf den Anbauversuchen in Hessen verwendet (vgl. Kapitel 3.10.4.2).

Waldbau

Zu den waldbaulichen Behandlungen von *C. libani* unter mitteleuropäischen Wuchsbedingungen liegen bisher keine Erfahrungen vor. Für Aufforstungen in der Türkei empfehlen MAYER u. SEVİM (1958) für Mischbestände mit Tanne, Schwarz- und Waldkiefer die Libanonzeder zunächst nur trupp- und gruppenweise einzubringen, damit die Pflege erleichtert wird und Wuchsrelationen und Konkurrenzverhältnisse zwischen den Baumarten besser kontrolliert werden können. Eine Empfehlung, die es mit Sicherheit auch unter den hiesigen Wuchsbedingungen zu beachten gilt.

3.10.4.2 Ergebnisse der Untersuchungen

Praxisanbauten von *C. libani* konnten im Rahmen der Projekte nicht identifiziert werden. Da von dieser Baumart in Deutschland bisher nur wenige junge Anbauversuche bestehen und für Nordwestdeutschland bisweilen noch gar keine, wurde diese Art bei der Anlage der vier **Anbauversuche** in Hessen mit berücksichtigt. Abbildung 3 zeigt die Überlebensrate (links) sowie die Höhenentwicklung (rechts) auf den vier Flächen in Hessen. Bei der Überlebensrate zeichnen sich nach dem dritten Standjahr (Aufnahme 3) bereits Unterschiede zwischen den einzelnen Flächen ab. Im direkten Vergleich mit den anderen Baumarten der Anbauversuche verzeichnet die Libanonzeder mit Ausnahme der Fläche in Jesberg eine geringe Mortalität. Die hohen Ausfälle in Jesberg sind vermutlich auf einen Befall mit Grauschimmel (*Botrytis cinerea*) zurückzuführen, welcher im Frühjahr 2024 an den Zedernarten dort identifiziert wurde. Auslöser einer Grauschimmelinfection ist in der Regel zu hohe Luftfeuchte im Bestand. Der nass-warme Winter 2023/2024 könnte somit als Ursprung der Erkrankung in Betracht gezogen werden. Einen deutlichen Unterschied zwischen den Flächen zeigt insbesondere die Höhenentwicklung von *C. libani*. Nach drei Vegetationsperioden weist die Fläche in Darmstadt mit einer mittleren Höhe von 43 cm bisher die geringsten Zuwächse auf. Dahingegen ist die Höhenentwicklung in Hessisch Lichtenau mit einer mittleren Höhe von rund 132 cm mehr als dreimal so hoch. Bisher scheinen sich auch bei der Libanonzeder die Wuchsunterschiede im Wesentlichen auf die Wasserverfügbarkeit der jeweiligen Standorte rückführen zu lassen. Obwohl die Libanonzeder in ihrem natürlichen Areal vornehmlich auf kalkhaltigen Böden vorkommt und dieser bei den Versuchsflächen nur in Darmstadt verfügbar ist, fallen dort die Zuwächse bisher am geringsten

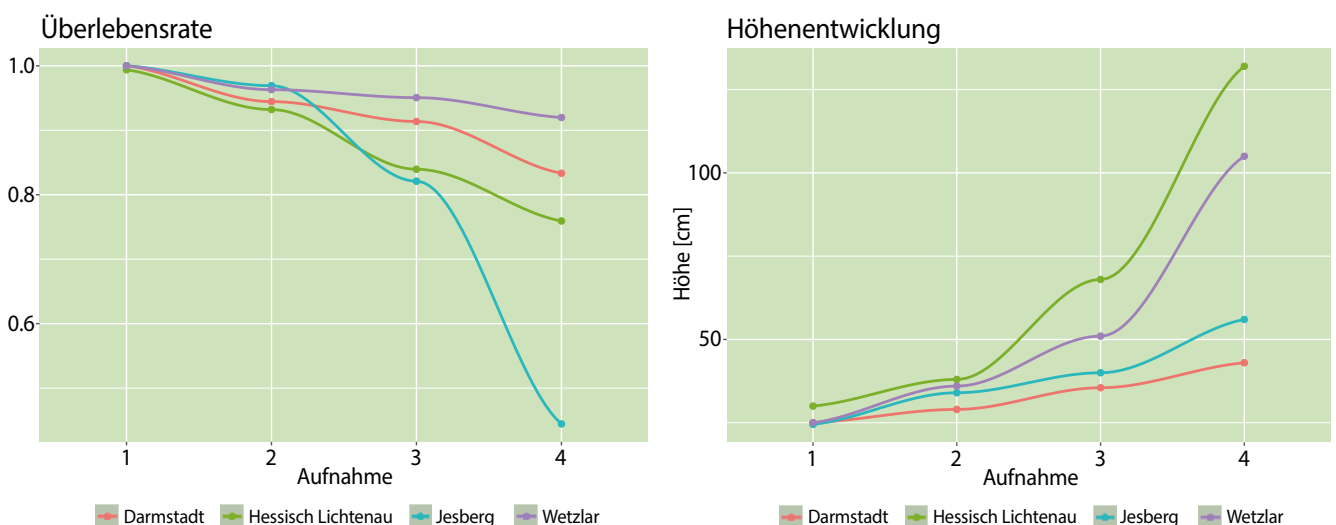


Abb. 3: Überlebensrate (links) sowie Höhenentwicklung (rechts) der Libanonzeder auf den vier Anbauversuchen in Darmstadt, Hessisch Lichtenau, Jesberg und Wetzlar in Hessen. Bei der Höhenentwicklung wurden jeweils nur die zum Aufnahmezeitpunkt noch lebenden Exemplare berücksichtigt.

aus. Allerdings treten dort auch die geringsten Niederschläge und die wärmsten Temperaturen auf und der Boden weist die niedrigste Wasserspeicherkapazität der Versuchsflächen auf, weshalb der Wuchs hier so gering ausfallen dürfte. Bereits nach kurzer Zeit scheint sich ein enorm standortsabhängiges Höhenwachstum der Baumart abzuzeichnen. Dies erklären auch die in Kapitel 3.10.4.1 beschriebenen starken Unterschiede in der Literatur und verdeutlichen die Wichtigkeit von wissenschaftlich begleiteten Anbauversuchen unter den hiesigen Wuchsbedingungen, um die Wuchsleistungen auf den verschiedenen Standorten einschätzen zu können.

Bei den verschlüsselten Schäden sind vor allem im ersten Standjahr Folgen von Trockenheit der Pflanze verschlüsselt worden. So traten in geringem Umfang „Dürre Kronen“ auf. Auf den Flächen Hessisch Lichtenau und Jesberg trat daneben auch Fraß des Großen Braunen Rüsselkäfers auf. Dort wurde einmalig mit Pflanzenschutzmittel behandelt, sodass es kaum zu letalen Folgen für die Pflanzen kam.

3.10.5 Gefährdungen

Für *C. libani* stellen pathogene Pilze oder Bakterien im Wesentlichen keine gravierende Gefahr dar. Als Stammfäuleerreger können an der Art der Gemeine Wurzelschwamm (*Heterobasidion annosum* (Fr.) BREF.) und der Kiefernfeuerschwamm (*Phellinus pini* (THORE) PILTÁT) auftreten. Als Wurzelparasit bzw. Holzzerstörer treten der Honiggelbe Hallimasch (*Armillaria mellea*) und der Gemeine Violettporling (*Trichaptum abietinum*) auf. Bei Massenvermehrungen kann die Zedernblattmotte (*Acleris undulana* WALS.) Kahlfraß durchführen. Als wichtige Sekundärschädlinge können mehrere Borken-, Bock- und Prachtkäferarten, wie z. B. *Orthomicus erosus* (Südeuropäischer Kiefernborkekäfer), *Melanophila delagrangei* oder *Crypturgus cinereus* (Kleiner Kiefernborkekäfer), auftreten (AYASLIGIL 1997).

Die Libanonzeder treibt im Frühjahr früher aus als die Atlaszeder und ist somit gegenüber dieser einer höheren Spätfrostgefahr ausgesetzt. In solchen Fällen konnten die französischen Herkunft mit gefrorenen Endknospen beobachtet werden, aber die Bäume sind in diesem Entwicklungsstadium in der Lage, eine neue Spitze aus einer Seitenknospe zu bilden, ohne dass sie ihre Form verlieren. (BARITEAU u. VAUTHIER 2011).

ZSOLNAY et al. (2023) fanden heraus, dass im Vergleich mit der Fichte (*Picea abies*) und der Kiefer (*Pinus sylvestris*) die Libanonzeder die höchste Resistenz, Erholung und Widerstandsfähigkeit gegenüber klimatischen Extremen aufwies. Ihr Radialwachstum war mit der Wasserverfügbarkeit im Spätwinter und im Frühjahr korreliert, während bei *P. abies* der Februar und der Sommer und bei *P. sylvestris* der Juli einen solchen Zusammenhang aufwies.

Die Libanonzeder gilt aber insgesamt als nicht so widerstandsfähig wie die Atlaszeder (HUBER u. STORZ 2014).

3.10.6 Holzverwendung und Stammqualitäten begutachteter Bestände

Das Holz von *C. libani* teilt sich in Splint- und Kernholz auf. Das Splintholz ist blassgelblich bis grauweiß und wenig widerstandsfähig gegen Pilz- und Insektenbefall. Es lässt sich nur mäßig gut bis überhaupt nicht mit Holzschutzmitteln behandeln. Das Kernholz hebt sich mit seiner rötlichbraunen Farbe deutlich vom Splint ab. Der Anteil an älteren Stämmen kann 50 – 70 % betragen. An der Schnittfläche riecht das Holz stark aromatisch, honigähnlich. Durch die dunkleren Spätholzzonen sind die Jahrringe deutlich sichtbar, der Verlauf ist dabei oft wellig. Obwohl echte Harzkanäle fehlen sind gelegentlich Spätholztracheiden und Strahlparenchymzellen teilweise oder ganz mit Harz gefüllt. Auch können traumatische Harzkanäle oder Harzgallen auftreten. Aufgrund der recht vielen Äste weist das Holz einen entsprechend unregelmäßigen Faserverlauf auf und es kommt häufig zu Rindeneinschlüssen (MAYER u. SEVIM 1958, SACHSSE 1991, AYASLIGIL 1997, WALKER 2009).

Im Gegensatz zum Splintholz ist das Kernholz sehr dauerhaft und widerstandsfähig gegen Pilz- und Insektenbefall. Das Holz ist leicht zu trocknen. Es weist nur geringe Neigung zum Reißen und Verwerfen auf. Die manuelle und die maschinelle Bearbeitbarkeit sind gut, jedoch lässt es sich nicht bzw. nur sehr schwer mit Holzschutzmittel behandeln. Im frischen Anschnitt riecht das Holz sehr aromatisch (SACHSSE 1991, AYASLIGIL 1997, WALKER 2009, WAGENFÜHR u. WAGENFÜHR 2022).

Die Einsatzbereiche sind vielseitig. Es kann im Schiffsbau, als Konstruktionsholz im Innen- und Außenbau, Tischler- und Möbelholz, für Vertäfelungen, Holzschindeln, Masten, Schwellen, als Schnitzholz, für den Zaunbau und für die Zellstoff-Gewinnung (Aufschluss im Sulfit-Verfahren) verwendet werden. Kultivierte Zedernarten weisen eine geringere Holzqualität auf (MAYER u. SEVIM 1958, SACHSSE 1991, AYASLIGIL 1997, ŠEHO u. HUBER 2018b, WAGENFÜHR u. WAGENFÜHR 2022).

3.10.7 Sonstige Ökosystemleistungen

Die Samen von *C. libani* können der heimischen Vogelwelt sowie Eichhörnchen als Nahrung dienen (AYASLIGIL 1997).

3.10.8 Genetik

Bisher sind für *C. libani* Anbau- und Herkunftsversuche aus der Türkei, Frankreich und Italien bekannt. Die Ergebnisse dieser Versuche zeigen, dass die besten Herkunft aus der Türkei kommen. Diese weisen einheitlich ein besseres Wachstum, eine höhere Trockenresistenz sowie höhere

Überlebensraten bei sommerlichen Dürreperioden auf. Gleichzeitig weisen sie eine gute Frostbeständigkeit auf, die auf eine späte Knospenbildung zurückzuführen ist. Durch einen bis zu 20 Tage späteren Austrieb sind sie gegenüber Spätfrösten weniger gefährdet. Die Ergebnisse dieser Versuche zeigen, dass Feldversuche zwingend notwendig sind, da die ökologischen Bedingungen der natürlichen Bestände keinen Hinweis auf die Anpassung an neue Standorte geben (BARITEAU u. VAUTHIER 2011, HUBER u. STORZ 2014).

Die Libanonzeder unterliegt den Bestimmungen des Forstvermehrungsgutgesetzes (FoVG). Obwohl es in der Türkei 22 Saatguterntebestände mit einer Fläche von 3.437 ha gibt und dort regelmäßige Beerntungen stattfinden, ist der Bezug davon teils mit hohem Aufwand verbunden. Ein Großteil des benötigten Saatgutes ist deswegen derzeit nur aus Frankreich zu bekommen (HUBER u. STORZ 2014, ŠEHO 2020).

Im Projekt „CorCed“, welches am Bayerischen Amt für Waldgenetik (AWG) lief, wurden potenziell geeignete Erntebestände der Libanonzeder in der Türkei phänotypisch bewertet, genetisch charakterisiert und geeignete Bestände identifiziert (Tabelle 1). Diese Informationen sollten bei der Beschaffung von Vermehrungsgut von *C. libani* Berücksichtigung finden, da in dem Projekt auch Bestände mit genetischen Einengungen auftraten, welche nicht zur Saatgutgewinnung herangezogen werden sollten. Darüber hinaus wird auch die aus Frankreich stammende Herkunft mit der Bezeichnung „TURQUIE TAURUS“ mit einem Stammzertifikat und dem Label „selected green label“ von dem AWG empfohlen (JANßEN et al. 2021, BAYERISCHES AMT FÜR WALDGENETIK (AWG) 2023).

Tab. 1: Im Projekt „CorCed“ identifizierte geeignete Erntebestände der Libanonzeder in der Türkei (BAYERISCHES AMT FÜR WALDGENETIK (AWG) 2023)

Region/Provinz/ Herkunft	Breitengrad	Längengrad	Höhe [m]	Niederschlag [mm]	Temperatur [°C]	Register-Nr.
Adana/Pozanti/Pozanti	37° 30' 32"	34° 57' 38"	1.325	703,0	13,6	1 2 249
Eskisehir/Afyon/Sultandagi	38° 32' 02"	31° 09' 07"	1.400	681,6	12,1	4 2 244
Isparta/Eğirdir/ Y.Gökdere	37° 44' 47"	30° 49' 31"	1.650	619,3	12,2	2 3 235
Isparta/Gölhisar/Dirmil	36° 55' 08"	29° 29' 17"	1.650	628,0	12,0	2 3 247
Isparta/Isparta/Kapıdağ	38° 05' 23"	30° 42' 20"	1.600	628,0	12,0	2 2 239
Isparta/S.Karaağ./Belgesiz	37° 52' 46"	31° 17' 57"	1.610	628,0	12,0	2 3 237
Isparta/S.Karaağ./Belgesiz	37° 50' 32"	31° 18' 04"	1.550	628,0	12,0	2 3 238
Konya/Ermenek/Kazanci	36° 30' 43"	32° 44' 05"	1.710	999,9	19,9	2 3 245
Konya/Ermenek/Kazanci	36° 32' 07"	32° 46' 38"	1.750	999,9	19,9	2 3 246
K.Maraş/Andirin/Elmadaği	37° 37' 03"	36° 28' 08"	1.550	722,8	16,7	1 2 232
Mersin/Anamur/Abonoz-2	36° 19' 05"	32° 58' 38"	1.350	1.032,3	19,6	1 2 236
Mersin/Anamur/Abonoz-1	36° 20' 15"	32° 56' 15"	1.430	418,8	17,3	1 2 253
Mersin/Mersin/Aslanköy	37° 00' 00"	34° 14' 00"	1.000	591,8	18,4	1 1 233
Muğla/Fethiye/Arpacik	36° 49' 52"	29° 14' 00"	1.360	993,5	18,8	1 2 250

3.11 Nordmannstanne (*Abies nordmanniana*)

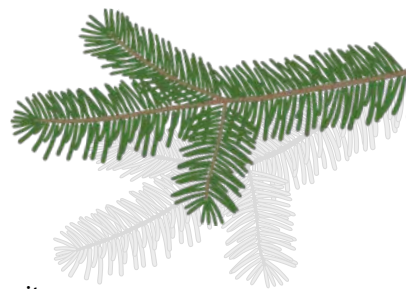
Abies nordmanniana (STEVEN.) SPACH, 1842 (syn.: *Abies leioclada* STEVEN. EX. GORD.;

Abies picea c. *leioclada* LINDL. ET GORD.; *Abies pectinata leioclada* LINK)

engl.: caucasian fir, nordmann fir

Familie: Pinaceae

Unterfamilie: Abietoideae



Die taxonomische Situation der türkischen und kaukasischen Tannenarten wird seit mehr als 100 Jahren in vielen Veröffentlichungen behandelt und kontrovers diskutiert. Einen Überblick über die verschiedenen Unterscheidungen gibt ATA (1995).

3.11.1 Zusammenfassende Bewertung



Anbauempfehlung

Die untersuchten Praxisanbauten sowie die vorhandenen Versuche von der Nordmannstanne (*Abies nordmanniana*) zeigen, dass die Baumart aktuell vital erscheint. Ältere Bestände bestehen aus geradschaftigen Bäumen, die befriedigende Qualitäten aufweisen. Die Wuchsleistung in den

bisher untersuchten Beständen ist auf einem ähnlichen Niveau wie die der Weißtanne. Die Eignung als Bau- und Konstruktionsholz lässt die Nordmannstanne als eine interessante Baumart für zukünftige Beimischungen in Laubwälder erscheinen.

	Merkmal	Bewertung	Erläuterung
Ökologische Zuträglichkeit (OTTO 1993)	Standortsanpassung	++	Die Nordmannstanne weist eine große Standortsamplitude auf; die letzten Extremjahre mit langen Hitzewellen und ausgesprochener Trockenheit hat die Art gut überstanden
	Bodenpfleglichkeit	+	Die vorgefundenen Humusarten sind vorwiegend den besseren Stufen zuzusprechen; zum Nadelabbau wurde darüber hinaus keine Literatur gefunden
	Keine Krankheitsverbreitung	+++	Bisher sind keine von dieser Art ausgehenden Krankheiten bekannt
	Keine Anfälligkeit	+	Befall durch Hallimasch, Tannenkrebs oder Tannen-Wurzelschwamm kommen vor, ebenso wie die Tannentriebblaus sowie Borkenkäfer; allerdings sind die Befallsintensitäten bisher nicht bestandesgefährdend gewesen
	Mischbarkeit	+++	Aufgrund der hohen Schattentoleranz und der Verjüngungsökologie gut in Mischbestände mit der heimischen Buche oder der Fichte integrierbar
	Naturverjüngung	++	Die Art verjüngt sich in den älteren in Deutschland vorkommenden Anbauten natürlich
	Waldstrukturen	+++	Durch die hohe Schattenerträglichkeit kann die Nordmannstanne optimal in dauerwaldartige Bestände etabliert/verjüngt werden

+++ äußerst positiv ++ sehr positiv + positiv --- äußerst negativ -- sehr negativ - negativ ? unklar

	Merkmal	Bewertung	Erläuterung
Invasivität (VOR ET AL. 2015)	Negative Standortsbeeinflussung	○	Es bilden sich mittlere bis gute Humusformen in den Nordmannstannenbeständen; eine Verschlechterung des Bodenzustandes ist bisher nicht zu beobachten
	Hohes Reproduktionspotenzial	●	Ältere Bestände fruktifizieren regelmäßig, jedoch kommen die Sämlinge ohne Schutz gegen Wildverbiss nur in geringer Anzahl durch
	Hohes Ausbreitungspotenzial	○	Keine Hinweise zu einer übermäßigen Samenverbreitung bekannt
	Fähigkeit zur Artverdrängung	○	Durch das langsame Jugendwachstum können sich heimische Arten in der Verjüngung gegenüber der Nordmannstanne bewähren
	Begrenzte Steuerungsmöglichkeiten	○	Durch waldbauliche Maßnahmen ist die Ausbreitung der Nordmannstanne leicht zu beeinflussen

○ trifft nicht zu ● trifft bedingt zu ● trifft zu

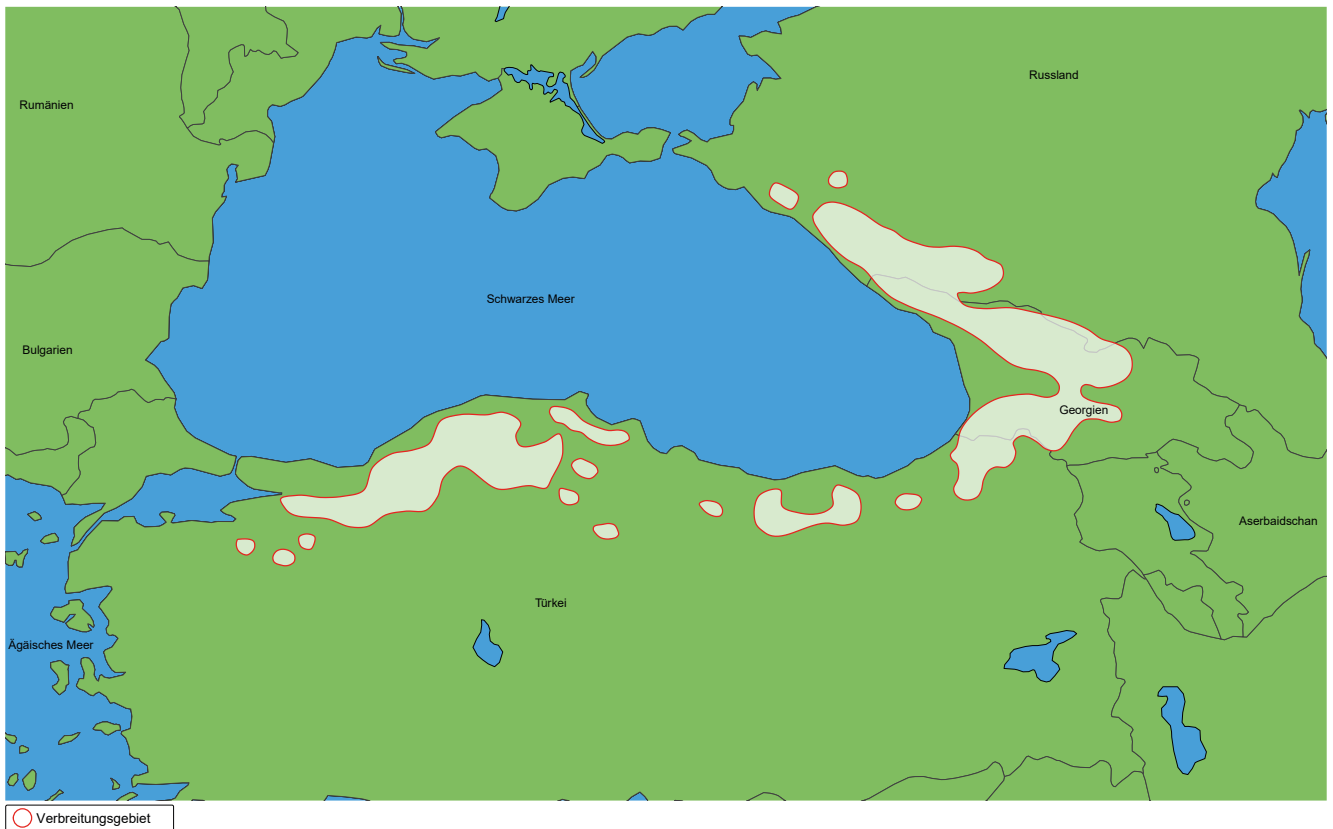


Abb. 1: Verbreitungsgebiet von *Abies nordmanniana*. Quelle: CAUDULLO et al. (2023)

3.11.2 Verbreitung

A. nordmanniana besiedelt die kühl-humiden Regionen der Gebirge an der Schwarzmeerküste, dem westlichen Kaukasus und dem Pontischen Gebirge. Das an sich weitgehend geschlossene Verbreitungsgebiet variiert klimatisch und standörtlich stark. Im türkischen Teilareal nehmen die Niederschläge von Osten nach Westen ab (2.400 mm in Rize), die Maxima fallen in die Wintermonate und die Minima in den Mai. Im kaukasischen Arealteil hingegen liegt das Maximum der Niederschläge im Sommer, während der Vegetationszeit gibt es keine Trockenheit und die Winter sind schneereich. SCHÜTT (1994) verweist darauf, dass zwei Typen unterschieden werden können:

- einen hygrophilen Typ im Westkaukasus (1.100 – 1.700 mm)
- einen xerophilen Transkaukasus-Typ (800 – 1.200 mm) aus subkontinentalem Klima.

Innerhalb des natürlichen Areals nehmen Nordmannstannen-Bestände keine großen, zusammenhängenden Flächen ein, sondern sind dort sehr verstreut verbreitet. Anstelle von Reinbeständen findet man *A. nordmanniana* zumeist an Nordhängen und in Horsten in Mischbeständen mit der Orientalischen Fichte (*Picea orientalis*), der Orientbuche (*Fagus orientalis*) und der Kiefer (*Pinus sylvestris*). Sie besiedelt Höhenlagen von 400 – 2.400 m ü. NN, wobei das Optimum zwischen 1.400 und 2.100 m ü. NN liegt (LÖBF 1987a, SCHÜTT 1994, ATA 1995, JAGEL u. DÖRKEN 2019, CAUDULLO et al. 2023).

3.11.3 Standort

Im natürlichen Verbreitungsgebiet variieren die geologischen Verhältnisse wie auch die klimatischen Bedingungen stark. *A. nordmanniana* toleriert saure bis basische Substrate und stellt insgesamt nur geringe Ansprüche an die Nährstoff- und Wassergehalte des Bodens. Als optimal gelten sandig-lehmige Braunerden und Parabraunerden mit nicht zu schlechter Nährstoffversorgung. Auf trockenen Sanden kann sie sich nicht behaupten. Die Art ist allerdings nicht an bestimmte Ausgangsgesteine gebunden und wächst auch auf Kalkstandorten (LÖBF 1987a, SCHÜTT 1994, ATA 1995).

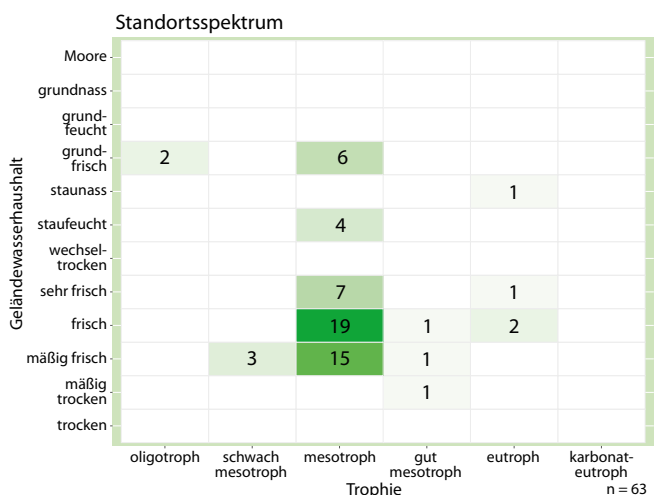


Abb. 2: Standortsspektrum der untersuchten Praxisanbauten sowie Versuchsflächen der Nordmannstanne

Auf Vernässung oder Verdichtung im Boden reagiert *A. nordmanniana* mit reduziertem Wurzelwachstum, sodass ein Anbau auf diesen Standorten aufgrund der Sturmwurfgefahr nicht ratsam erscheint. Die Art bildet unter optimalen Wuchsbedingungen bereits ab Sämlingsstadium ein tief reichendes Pfahlwurzelsystem aus, welches später durch kräftige Seitenwurzeln ergänzt wird (LÖBF 1987a, SCHÜTT 1994, ATA 1995, JAGEL u. DÖRKEN 2019).

Die untersuchten Praxisanbauten und Versuchsflächen haben ihren Vorkommensschwerpunkt im frisch mesotrophen Bereich (Abbildung 2), in welchem die Nordmannstanne ein gutes Wachstum zeigt. Es wird aber deutlich, dass das mögliche Standortsspektrum dieser Baumart noch nicht gänzlich ausgenutzt wird.

Die Auswertungen aus dem CHELSA-Datensatz (KARGER et al. 2021) ergeben für das natürliche Verbreitungsgebiet von *A. nordmanniana* eine Jahresdurchschnittstemperatur zwischen 5,8 °C und 10,3 °C (Abbildung 3). In den Monaten Mai bis September liegt die Temperatur im Mittel bei rund 15 °C bei einer Spanne von 12,9 – 18,0 °C. Es treten im Jahresverlauf Extremtemperaturen von -19,8 °C, aber auch von +31,5 °C auf. Der Jahresniederschlag im natürlichen Areal beläuft sich im Mittel auf 1150 mm und weist eine Spanne von 850 – 1.800 mm auf. Während der Monate Mai bis September reduziert sich der Niederschlag auf im Mittel knapp 450 mm bei einer Spanne, welche von 324 – 743 mm reicht. Abweichend von den Auswertungen finden sich in der Literatur Angaben zu Extremtemperaturen, die bis zu -40 °C reichen (LÖBF 1987a, ATA 1995).

Bei der Ansprache der Humusart in den Praxisanbauten sowie in den Versuchsflächen wurden alle verschlüsselbaren Arten vorgefunden (Abbildung 4). Der überwiegende Teil der beobachteten Humusarten ist jedoch den besseren Formen zuzuschreiben. In beide Richtungen, sowohl zu den schlechteren als auch zu den besseren Humusarten, können bei den zumeist recht kleinflächigen Anbauten dieser Baumart Einflüsse der angrenzenden Baumarten

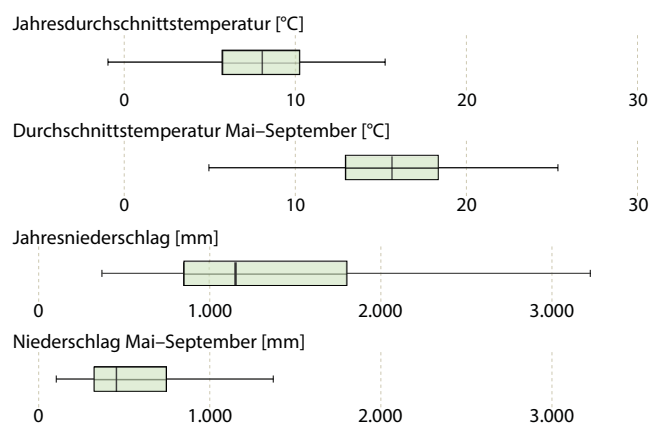


Abb. 3: Klimawerte des natürlichen Verbreitungsgebietes der Nordmannstanne extrahiert aus dem CHELSA-Datensatz (KARGER et al. 2021)

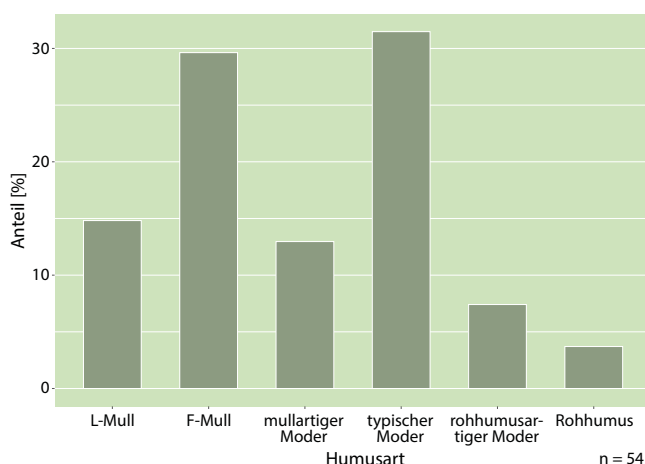


Abb. 4: Humusansprache in den Beständen der Praxisanbauten und Versuchsflächen der Nordmannstanne

vorliegen. Dennoch kann aus diesen Beobachtungen geschlossen werden, dass zumindest in gewissem Umfang eine Umsetzbarkeit der Streu gegeben ist und eine vermehrte Nährstoffanhäufung durch die Ausbildung starker Rohhumusschichten nicht zu befürchten ist.

3.11.4 Wachstum und Ertrag

3.11.4.1 Übersicht

In ihrem natürlichen Areal kann die Nordmannstanne bis zu über 50 m hoch werden und Durchmesser von 1,6 m erreichen (SCHÜTT 1994). Hiebsreife Bestände weisen Höhen von 25 – 35 m auf, haben einen Durchmesser (BHD) von 40 – 50 cm und einen durchschnittlichen Gesamtzuwachs (dGz) von 5,3 – 10,0 m³/ha und Jahr (ATA 1995). In besonders leistungsfähigen Beständen können Vorräte von bis zu 1.500 Fm/ha erreicht werden (SCHÜTT 1994).

Begründung

Saatgut von *A. nordmanniana* lässt sich nur aus bereits zerfallenden Zapfen gewinnen. In Westeuropa ist hierfür zwischen Mitte August und Anfang Oktober der beste Zeitraum. Das Saatgut lässt sich bei 15 °C 3 – 4 Jahre lagern. Das Tausendkorngewicht beträgt 75 g und das Keimprozent liegt bei 30 %. Nach winterlicher Ruheperiode keimen die Samen bereits ab +2 °C. Da die Nordmannstanne als Sämling und Jungpflanze sehr langsam wächst, können in der Regel erst 4-jährige oder ggf. noch ältere Pflanzen für eine Kulturbegründung verwendet werden (LÖBF 1987a, SCHÜTT 1994, ATA 1995).

Aufgrund ihrer Lichtansprüche ist die Nordmannstanne dafür geeignet, sowohl auf der Freifläche als auch unter Schirm begründet zu werden. Aufgrund des oben genannten langsamen Jugendwachstums sind gleichaltrige Reihen- oder Einzelmischungen mit Fichte oder Buche problematisch und sollten zu Gunsten kleinflächiger Mischungen vermieden werden. Die Kulturen sind in den auf

die Gründung folgenden Jahren sehr pflegeintensiv und müssen gegen Verbiss geschützt werden (LÖBF 1987a, RAU u. SCHÖNFELDER 2012).

Waldbau

A. nordmanniana toleriert vor allem in der Jugend Schatten. Bereits 5 – 10 % des vollen Sonnenlichtes reichen zum Überleben aus. Bei gleicher Lichtmenge kommt bereits Verjüngung auf. Rasches Wachstum der Art erfordert jedoch 30 – 40 % des vollen Lichtes. Am günstigsten sind die Lichtverhältnisse jedoch auf der Freifläche, wo allerdings Fröste, Trockenheit und intensive Strahlung eine Gefahr für die Baumart darstellen. Im Alter wird die Art lichtbedürftiger und benötigt Kronenfreiheit (LÖBF 1987a, ATA 1995). Das Höhenwachstum der Nordmannstanne ist in der Jugend relativ langsam und nimmt erst im Alter 10 deutlich zu (LÖBF 1987a). Dies haben auch Anbauversuche im Odenwald und im Nordhessischen Bergland gezeigt (RAU u. SCHÖNFELDER 2012).

3.11.4.2 Ergebnisse der Untersuchungen

Abbildung 5 zeigt das Wachstum der untersuchten Praxisanbauten und Versuchsflächen der Nordmannstannen im Vergleich zur Weißtannenertragstafel von SCHMIDT (1951). Das beobachtete Höhenwachstum der Nordmannstanne liegt überwiegend über der ersten Ertragsklasse der Weiß-

tanne, während das Derbholzvolumen der untersuchten Bestände auf ähnlichem Niveau liegt. Die Durchmesserentwicklung liegt bei der Nordmannstanne in dieser Untersuchung sogar deutlich über der Durchmesserentwicklung der ersten Ertragsklasse der Weißtanne. Dies zeigt, dass sich mit *A. nordmanniana* langschäftige, ertragsreiche Bestände erziehen lassen, die in einem Zeitraum von ca. 70 – 80 Jahren zielstarke Bäume erwarten lassen (Zielstärkeannahme: 45 cm BHD).

Die Besichtigung der Praxisanbauten hat gezeigt, dass sich die Nordmannstanne zwar ausreichend verjüngt, aber ohne Schutz durch Wildverbiss und ihr langsames Jugendwachstum gegenüber den heimischen Baumarten wie Buche und Fichte unterlegen ist und überwachsen wird. Inwiefern sich die in der Literatur beschriebene hohe Schattentoleranz in späteren Entwicklungsphasen auf die Etablierung dieser Baumart für einen Folgebestand auswirkt, konnte auf den vorgefundenen Flächen nicht beurteilt werden.

3.11.5 Gefährdungen

Der Nordmannstanne werden Gefährdungen durch große Trockenheit und Hitze nachgesagt (STRATMANN 1988, SCHÜTT 1994, ATA 1995, JAGEL u. DÖRKEN 2019). Diese Gefährdungen wären im Rahmen einer klimaangepassten Baumartensuche verhängnisvolle Eigenschaften. JAGEL u. DÖRKEN

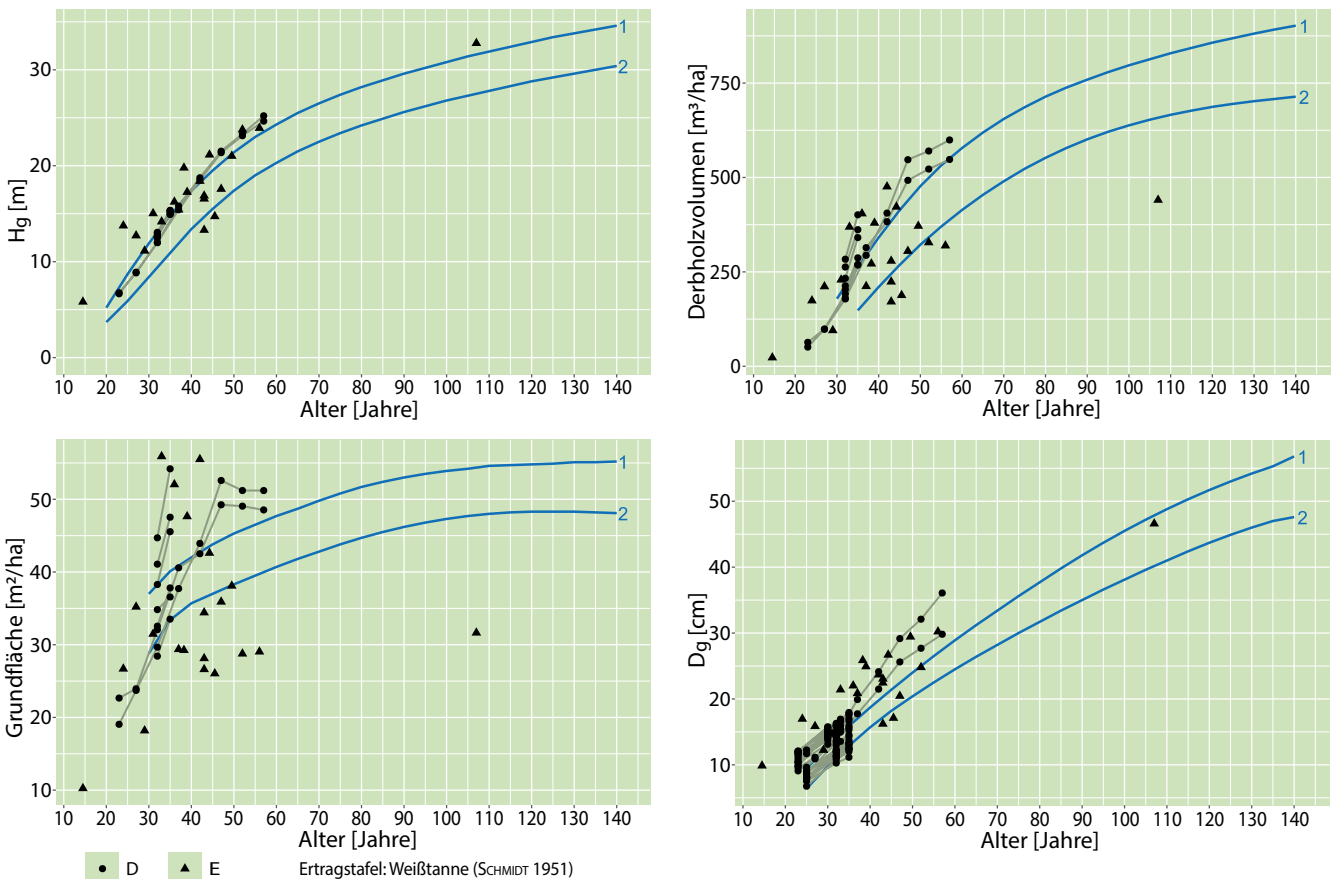


Abb. 5: Mittelhöhen-, Derbholzvolumen-, Grundflächen- sowie Durchmesserentwicklung der untersuchten Praxisanbauten und der langfristigen Versuchsflächen der Nordmannstanne im Vergleich zur Weißtannenertragstafel (SCHMIDT 1951). D: Langfristige Versuche, E: Einmalige Aufnahmen

(2019) berichten allerdings, dass die älteren Nordmannstannen in NRW den trockenen Sommer 2018 sehr gut überstanden haben. In den untersuchten Praxisanbauten konnten ebenfalls durch Trockenheit und Hitze verursachte Schäden nach den extremen Sommern der Jahre 2018 – 2020 sowie 2022 nur in sehr geringem Umfang festgestellt werden (Abbildung 6 u. Abbildung 7). Diese unterstützen den Eindruck, dass die Nordmannstanne bisher gut mit den trocken-warmen Wuchsbedingungen zurechtgekommen ist.

Die Nordmannstanne gilt als frosthart. Aussagen zu einer Gefährdung durch Spätfroste unterscheiden sich je nach Literatur. SCHÜTT (1994) verweist darauf, dass es hierbei sehr wahrscheinlich Unterschiede zwischen den Herkünften geben wird. Im Allgemeinen wird ihr durch das späte Austreiben eine geringe Spätfrostgefährdung zu-

gesprochen. Auf einer Fläche eines Herkunftsversuchs mit Nordmannstanne in Nordhessen konnten jedoch wiederkehrende Spätfrostereignisse mit Schäden an den Tannen festgestellt werden (BÄHRINGER et al. 2013). Auch Aussagen zur Sturmwurfgefährdung variieren geringfügig zwischen den Autoren. Sofern die Nordmannstanne ihre Pfahlwurzel auf den jeweiligen Standorten ungestört ausbilden kann, sollte sich die Art aber als relativ sturmfest erweisen (STRATMANN 1988, ATA 1995, JAGEL u. DÖRKEN 2019). Auch in den Praxisanbauten waren Sturmwurfereignisse eine Seltenheit (Abbildung 6).

A. nordmanniana wird sehr gerne vom Wild verbissen. Auch Schälschäden können an der Nordmannstanne vorkommen. Darüber hinaus ist auch ein Befall durch die Weißtannentrieblaus (*Dreysusia nuesslini*) oder durch Halimasch möglich (STRATMANN 1988, JOACHIM u. KNOKE 1998).

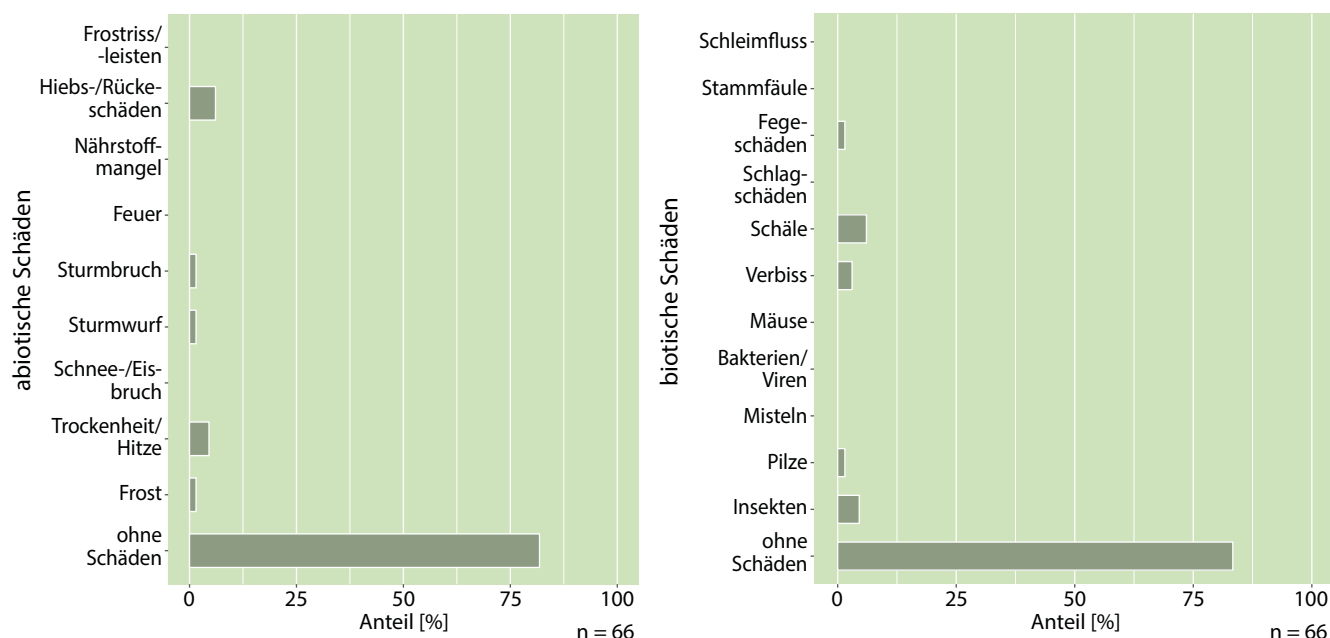


Abb. 6: In den Praxisanbauten und Versuchsflächen vorgefundene abiotische und biotische Schäden an *A. nordmanniana*

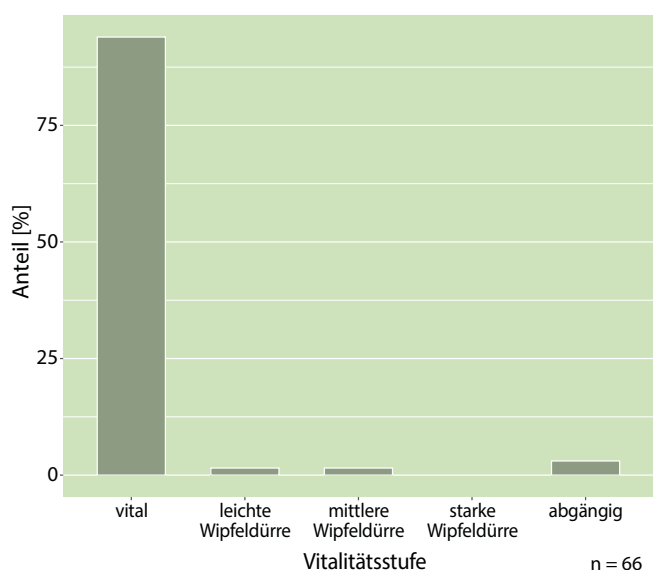


Abb. 7: Vitalitätsansprache der Praxisanbauten von *A. nordmanniana*

Validieren lassen sich die beschriebenen wissenschaftlichen Erkenntnisse auf den verschiedenen Versuchsflächen der mediterranen Tannen-Arten der NW-FVA. Auch hier konnten Spätfrostereignisse und die daraus entstehenden Schädigungen festgestellt werden. Jedoch zeigten sich die Herkünfte von *A. bornmuelleriana* im Vergleich zu denen von *A. nordmanniana* als weniger anfällig gegenüber Spätfrost und wiesen auf den Versuchsflächen den geringsten Ausfall in Kombination mit sehr guten Qualitätsparametern auf. Zwischen den verwendeten Herkünften von *A. nordmanniana* konnten keine signifikanten Unterschiede in Bezug auf die Spätfrostgefährdung festgestellt werden. Aufgrund des großen Verbreitungsgebietes von *A. nordmanniana* sind aber unterschiedliche Zeitverläufe des Austriebes verschiedener Herkünfte wahrscheinlich, dahingehend bedarf es aber noch weiterer Forschung. Auf

den Versuchsflächen der mediterranen Tannen-Arten der NW-FVA kam es zu vereinzelt Schäden durch den Befall verschiedener Schadinsekten wie der Gebänderten Tannennadelmotte (*Argyresthia fundella*) oder einiger Rüsselkäfer-Arten wie dem Fichtenrüsselkäfer (*Hylobius abietis*).

3.11.6 Holzverwendung und Stammqualitäten begutachteter Bestände

Die Nordmannstanne ist im Kaukasus und in der Türkei eine wichtige Holzbaumart (FARJON 2017). Ihr Holz unterscheidet sich hinsichtlich Aufbau, physikalischer Eigenschaften und Anatomie wenig von *Abies alba*, wobei ein Nasskern hier seltener auftritt (LÖBF 1987a, STRATMANN 1988, SCHÜTT 1994). Das Holz ist frei von Harzkanälen. Es können jedoch nach Verletzungen kurzlebige, traumatische Harzkanäle ausgebildet werden (ATA 1995, JAGEL u. DÖRKEN 2019). Verwendung findet das Holz von *A. nordmanniana* lokal als Schindeln. Es lässt sich gut bearbeiten, ist gut zu spalten und verleimen. Es kann als Bau- und Konstruktionsholz, als Blindholz im Möbelbau und als Faserholz verwendet werden. Ungeschützt ist es wenig dauerhaft (LÖBF 1987a). Die Nordmannstannen werden zu geradstämmigen Bäumen mit pyramidenförmigen Kronen, welche in geschlossenen Beständen die halbe Baumlänge erreichen können. Obwohl die Astreinigung sehr langsam abläuft (ATA 1995), zeigen die untersuchten Praxisanbauten zufriedenstellende Qualitäten (Abbildung 8).

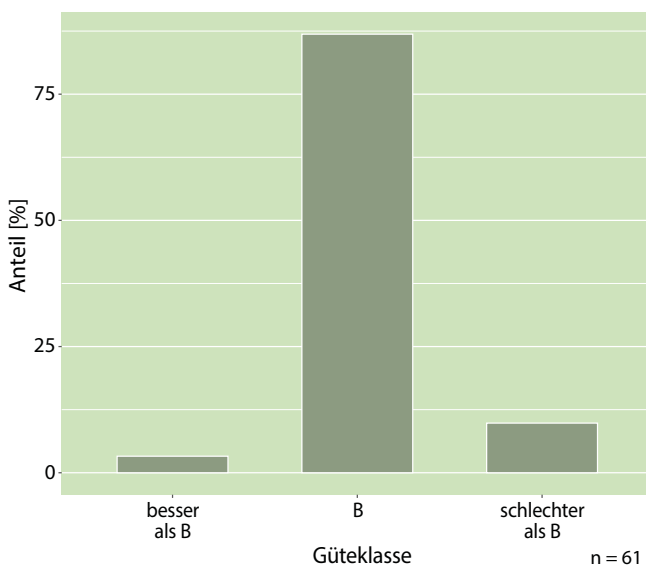


Abb. 8: Qualitätseinschätzung der Praxisanbauten von *A. nordmanniana* anhand einer optischen Stehendansprache eines potenziellen Z-Baumkollektivs

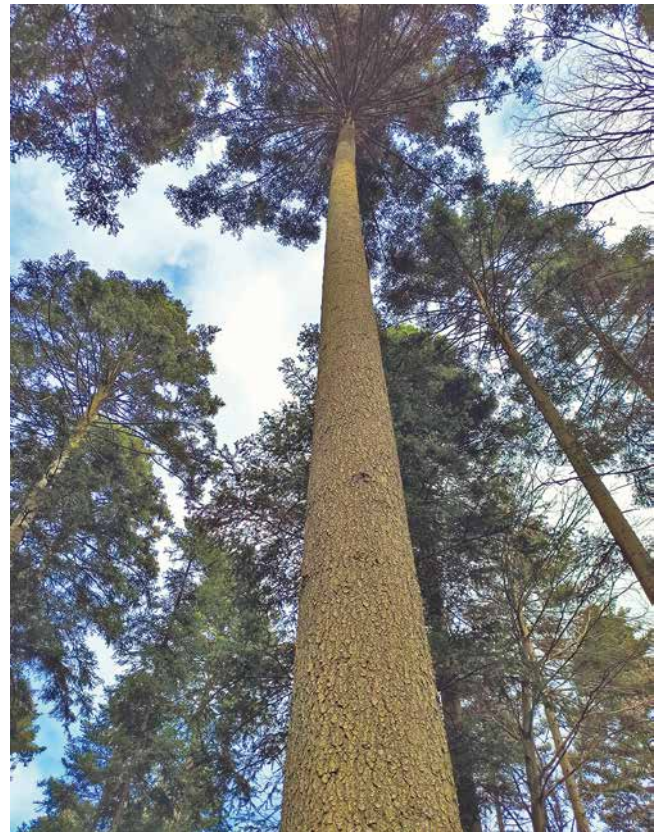


Abb. 9: Nordmannstanne im Hessischen Forstamt Lampertheim (Foto: S. Lieven)

3.11.7 Sonstige Ökosystemleistungen

Nebennutzung: Weihnachtsbäume, Schmuckgrün.

3.11.8 Genetik

SCHÜTT (1994) verweist auf Provenienzversuche aus Dänemark und Frankreich, in denen er eine Bestätigung sieht, dass angesichts der starken klimatischen, orographischen und geologischen Verschiedenheiten im natürlichen Verbreitungsgebiet eine rassische Differenzierung der Nordmannstanne vorliegt. Nach LÖFTING (1973) haben sich Provenienzen aus dem relativ trockenen ostkaukasischen Areal sehr gut bewährt. Herkünfte aus dem äußersten Nordosten des Areals waren zwar frosthart und gut geeignet für Schmuckreisignutzung und Weihnachtsbaumkulturen, versagten aber waldbaulich.

In einem kleinem Herkunftsversuch mit Nordmannstannen und Türkischen Tannen (*Abies bornmuelleriana*) in Hessen zeigten sich ebenfalls deutliche Unterschiede im Wuchsverhalten (RAU u. SCHÖNFELDER 2012, BÄHRINGER et al. 2013), sodass auch bei der Nordmannstanne der Wahl des geeigneten Vermehrungsgutes für einen gelungenen Anbau im Wald ein hoher Stellenwert einzuräumen ist.

Über die taxonomische Einteilung der u. a. in der Türkei natürlich vorkommenden Tannen-Arten (*A. nordmanniana*, *A. bornmuelleriana* und *A. equi-trojani*) herrscht in der Wissenschaft weiterhin Uneinigkeit. Je nach Quelle werden *A. bornmuelleriana* und *A. equi-trojani* als eigenständige

Arten, Unterarten oder Sorten von *A. nordmanniana* beschrieben (KAYA et al. 2008, HRIVNÁK et al. 2017, BALAO et al. 2020). Verschiedene DNA-Untersuchungen in den Ursprungsbeständen konnten zeigen, dass *A. equi-trojani* genetisch näher an *A. bornmuelleriana* steht als an *A. nordmanniana* (KAYA et al. 2008, HRIVNÁK et al. 2017). Trotz des deutlich begrenzten Verbreitungsgebietes von *A. bornmuelleriana* und *A. equi-trojani* weisen beide Populationen eine hohe genetische Variabilität auf und scheinen in ihrer genetischen Fitness nicht beeinträchtigt zu sein (HRIVNÁK et al. 2017). Fehlt die räumliche Trennung zwischen verschiedenen *Abies*-Arten, kann es leicht zu unbeabsichtigten Hybridisierungen kommen. Die daraus entstehenden Nachkommen sind fertil und häufig überlebensfähig (HRIVNÁK et al. 2017).

In den Herkunftsversuchen der mediterranen Tannenarten konnten teilweise signifikante Unterschiede zwischen *A. bornmuelleriana*, *A. equi-trojani* und *A. nordmanniana* nachgewiesen werden. Dabei zeigte eine Herkunft von *A. bornmuelleriana* auf allen Versuchsflächen stets die besten

Parameter in Bezug auf Wachstum, Qualität und Ausfall. Jedoch war die Spreizung der Ergebnisse bei *A. bornmuelleriana* ebenfalls am größten, sodass die zweite verwendete Herkunft die schlechtesten Werte aufwies. Bei Betrachtung der verwendeten Herkünfte von *A. nordmanniana* wurden keine signifikanten Unterschiede deutlich. Die Herkünfte wiesen lediglich geringe Schwankungen in den Wachstums-, Qualitäts- und Ausfallparametern auf und zeigten sich alle auf einem positiven Niveau. Da bei *A. equi-trojani* lediglich eine und bei *A. bornmuelleriana* nur zwei Herkünfte auf den Versuchsflächen getestet wurden und auch nicht immer alle auf allen Flächen, nimmt die Aussagekraft der erzielten Ergebnisse leider ab. Jedoch wird deutlich, dass der mediterrane *Abies*-Artenkomplex teilweise signifikante Unterschiede im Wachstum, der Qualität und dem Ausfall vorweisen kann. Hier fehlt es noch an weiteren Versuchen, die mit einer ausreichenden Anzahl verschiedener Herkünfte ausgestattet sind, um zukünftig gesicherte Herkunftsempfehlungen geben zu können.

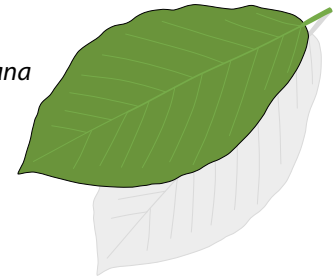
3.12 Orientbuche (*Fagus orientalis*)

Fagus orientalis LIPSKY, 1894 (syn.: *Fagus sylvatica* var. *macrophylla* HOHEN., *Fagus hohenackeriana* PALIB., *Fagus macrophylla* (HOHEN. EX A. DC.) KOIDZ., *Fagus hohenackeri* PALIB. EX. GROSSH.; *Fagus sylvatica* ssp. *orientalis* (LIPSKY) GREUTER BURDET

engl.: oriental beech

Familie: Fagaceae

Unterfamilie: Fagoideae



Der Status der Taxa der Orientbuche als Unterart oder Art und ihre Phylogenie ist seit Langem umstritten und muss noch abschließend geklärt werden (DENK et al. 2002, MÜLLER et al. 2019).

3.12.1 Zusammenfassende Bewertung



**Aktuell
keine Einschätzung**

Die nahe Verwandtschaft der Orientbuche (*Fagus orientalis*) zu unserer heimischen Rotbuche (*F. sylvatica*) gepaart mit der Annahme, dass die Art an warme und trockene Bedingungen besser angepasst ist, lässt die Orientbuche zunächst als eine sehr interessante Baumart für den

klimaplastischen Waldbau erscheinen. Doch eben in dieser Verwandtschaft verbergen sich auch Gefahren, die es vor einem breiten Anbau genauer zu erforschen gilt. Die mehrfach nachgewiesene, auch außerhalb der natürlichen Kontaktzone auftretende Hybridisierung der beiden

	Merkmal	Bewertung	Erläuterung
Ökologische Zuträglichkeit (OTTO 1993)	Standortsanpassung	?	Das Vorkommen lässt vermuten, dass die Orientbuche im Vergleich zur Rotbuche wärmere, trockenere Standorte besiedelt; allerdings haben jüngere Untersuchungen keine höhere Trockentoleranz bei der Orientbuche festgestellt; Standortsamplitude ist annähernd vergleichbar mit <i>F. sylvatica</i>
	Bodenpfleglichkeit	+++	Gute Streuzersetzung
	Keine Krankheitsverbreitung	?	Keine Angaben gefunden
	Keine Anfälligkeit	+/-	Anfälligkeiten grundsätzlich wie bei <i>F. sylvatica</i> ; ggf. höhere Trockentoleranz und deswegen gesteigerte Vitalität
	Mischbarkeit	+/-	Ist im Heimatgebiet eine stark dominierende Baumart mit hoher Schattentoleranz; Mischbaumarten mit höherem Lichtanspruch bedürfen der ständigen Pflege, um am Bestandesbild beteiligt zu bleiben
	Naturverjüngung	+++	Verjüngt sich in etablierten Beständen natürlich
	Waldstrukturen	+/-	Hohe Schattentoleranz ermöglicht den Aufbau mehrschichtiger Wälder; auch Vor- und Unteranbau ist mit <i>F. orientalis</i> machbar

+++ äußerst positiv ++ sehr positiv + positiv - - - äußerst negativ - - sehr negativ - negativ ? unklar

	Merkmal	Bewertung	Erläuterung
Invasivität (VON et al. 2015)	Negative Standortbeeinflussung	○	Nicht gegeben; gute Streuzersetzung, kräftigendes Herzwurzelsystem erschließt auch tiefliegendere Bodenschichten
	Hohes Reproduktionspotenzial	●	Vollmasten alle 2 – 5 Jahre mit hohen Samenmengen; Samen allerdings interessant für viele Tierarten
	Hohes Ausbreitungspotenzial	○	Schwere Samen fallen vom Baum und werden nicht über Wind verbreitet; Verbreitung durch Tiere kommt vor
	Fähigkeit zur Artverdrängung	◐	Hohe Schattenerträgnis und Verjüngung unter noch geschlossenem Schirm kann den Erhalt oder die Einbringung lichtbedürftigerer Arten erschweren
	Begrenzte Steuerungsmöglichkeiten	◐	Die Fähigkeit sich durch Stockausschläge zu regenerieren erschwert eine einfache Beseitigung dieser Baumart mit normalen forstwirtschaftlichen Methoden

○ trifft nicht zu ◐ trifft bedingt zu ● trifft zu

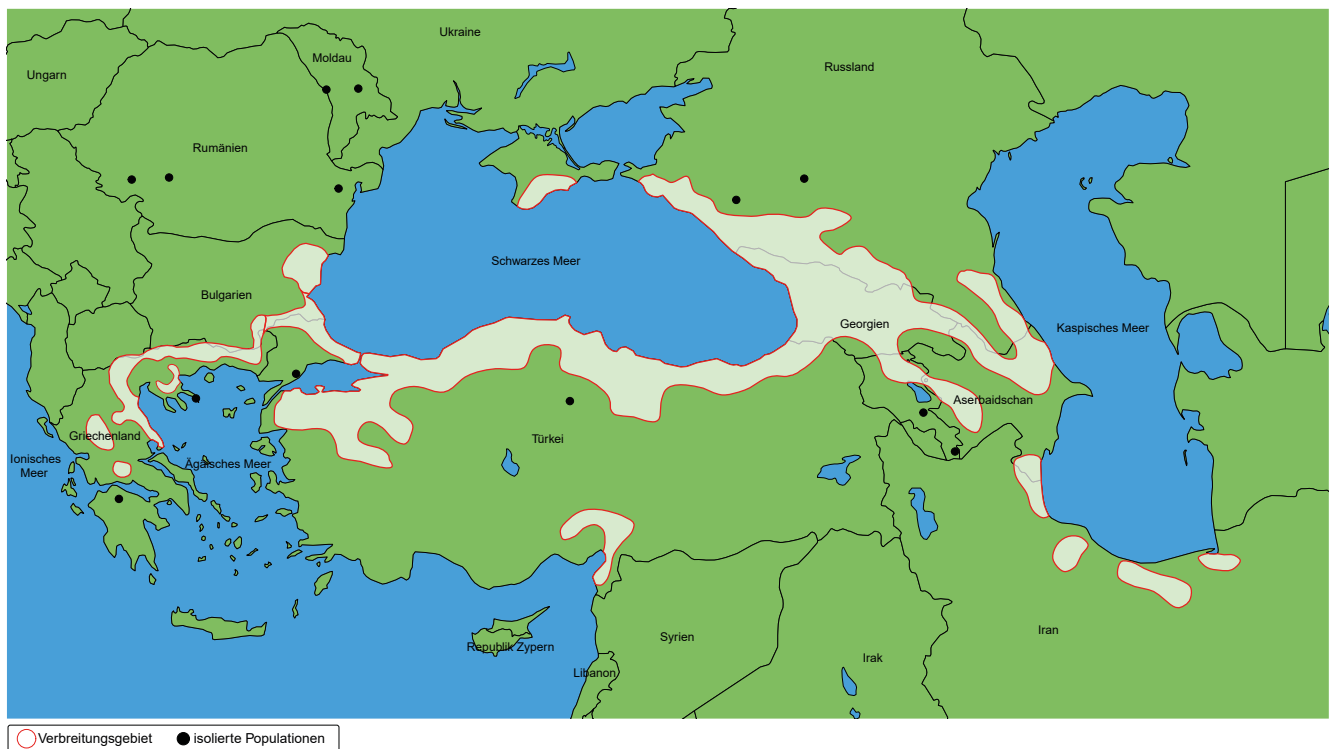


Abb. 1: Verbreitungsgebiet von *Fagus orientalis*. Quelle: CAUDULLO et al. (2023)

genannten Buchenarten könnte sich bei der Anpassung an die kommenden Klimabedingungen sowohl förderlich als auch negativ auswirken. Durch den unterstützten Genfluss kann es sowohl zu einer Erhöhung als auch zu einer Einengung der genetischen Vielfalt in den heimischen Buchenwäldern kommen. Während sich die Erhöhung der genetischen Vielfalt als positiv für die Klimaanpassung erweisen könnte, würde eine Einengung das Risiko von Auszuchtdepressionen erhöhen und ggf. eine Anpassung an die klimatischen Bedingungen stören (KURZ 2018, MÜLLER et al. 2019, KURZ et al. 2023, BUDEE et al. 2023). Da die Auswirkungen der Hybridisierung bisher nicht ausreichend geklärt sind, wird aktuell noch keine Einschätzung zu einer Anbauwürdigkeit dieser Baumart abgegeben.

3.12.2 Verbreitung

Das natürliche Verbreitungsgebiet von *F. orientalis* schließt sich im Osten an das Verbreitungsgebiet der heimischen *F. sylvatica* an. Es umfasst den westlichen Balkan, Anatolien (Kleinasien), den Kaukasus, den Nordiran und die Krim (Abbildung 1). Dort findet sich das nördlichste Gebiet der Verbreitung. Das südlichste Siedlungsgebiet von *F. orientalis* liegt im Amanusgebirge (Türkei). In der Türkei besiedelt die Orientbuche die Regionen Thrakien, den Süden des Marmarameeres sowie die gesamte Schwarzmeerregion. Dort tritt sie sowohl in Reinbeständen als auch in Mischwäldern auf. Im Iran ist ihre Verbreitung auf die Südküste des Kaspischen Meeres beschränkt (SCHÜTT et al. 1992, KANDEMIR u. KAYA 2009, FELBERMEIER et al. 2012, LIESEBACH et al. 2021, DÖRKEN u. STEINECKE 2023).

An den Kontaktzonen der Verbreitungsgebiete von *F. sylvatica* und *F. orientalis* in der zentralöstlichen und östlichen Region des Rhodopen-Gebirges in Bulgarien und Griechenland überschneiden sich die beiden Verbreitungsgebiete und es existieren ausgedehnte Hybridisierungszonen zwischen den beiden Arten. Dort tritt ihre hybride Form *Fagus x moesiaca* (K. MALY) CZECZOTT auf (KANDEMIR u. KAYA 2009, CHRISTIAN 2019, MELLERT u. ŠEHO 2022, DÖRKEN u. STEINECKE 2023). Während die Art in Deutschland als potenzielle alternative Baumart im Klimawandel diskutiert wird, sind die Prognosen für die natürlichen Verbreitungsgebiete unter den Folgen einer Klimaerwärmung nicht so gut. AYAN et al. (2022) modellieren mit Artverbreitungsmodellen einen Rückgang der Anbaufläche von *F. orientalis* in der Türkei unter dem Klimawandel. Auch DAGTEKIN et al. (2020) modellieren eine drastische Verkleinerung des Verbreitungsgebietes. Ihren Prognosen nach bleiben nur zwei Refugien übrig, in denen *F. orientalis* wachsen kann, die südliche Region des Kaspischen Meeres sowie der Kaukasus.

Unterscheidung *F. orientalis* und *F. sylvatica*

Die Unterscheidung von *F. sylvatica* und *F. orientalis* kann mitunter schwierig werden, da die morphologischen Unterschiede subtil sind. Nur wenige in der frühen Literatur angeführten Unterschiede sind von Bedeutung (CHRISTIAN 2019).

In Tabelle 1 sind die von FELBERMEIER et al. (2012) aufgeführten Unterschiede zwischen den beiden Arten aufgelistet. Als ein recht sicheres Unterscheidungsmerkmal scheint sich aus der Literatur die Anzahl der Seitenerven der

Blätter herauszustellen. Diese sind bei *F. orientalis* in der Regel höher als bei *F. sylvatica* und können je nach Literatur eine Anzahl von 12 bzw. 13 Stk. aufweisen (MÜNCH 1923, SCHENCK 1939a, SCHÜTT et al. 1992, KANDEMIR u. KAYA 2009, FELBERMEIER et al. 2012, CHRISTIAN 2019).

Ein weiteres Merkmal, welches aber bereits nicht mehr so ausgeprägt auftreten muss, ist die Blattgröße sowie -form. Blätter von *F. orientalis* sind in der Regel größer und länger und dadurch auch schlanker als die von *F. sylvatica*. Das Blatt von *F. orientalis* ist meist oberhalb der Mitte statt wie bei *F. sylvatica* in der Mitte am breitesten (Abbildung 2). Die Blätter von *F. orientalis* sind beidseits kahl, außer auf der Blattunterseite entlang der Hauptader, die lang seidigpelzig behaart ist. In den Achseln der Adern befinden sich dichtere Haarbüschel. Auch der Blattstiel ist bei *F. orientalis* behaart (MÜNCH 1923, SCHENCK 1939a, SCHÜTT et al. 1992, CHRISTIAN 2019).

Tab. 1: Vergleich der Morphologie von *F. orientalis* und *F. sylvatica* (FELBERMEIER et al. 2012)

Merkmal	<i>F. orientalis</i>	<i>F. sylvatica</i>
Länge der Cupula	20 – 25 mm	15 – 20 mm
Cupulafortsatz	blattartig	spitz
Früchte	größer	kleiner
Stellungen von Zweigen und Blätter	weiter	enger
Blattgröße	größer	kleiner
Anzahl sekundärer Blattadern	8 – 12 (13)	6 – 10
Holzfarbe	homogener und dunkler	inhomogener und heller



Abb. 2: Blätter der Orientbuche (*F. orientalis*) (linker Zweig) und der Rotbuche (*F. sylvatica*) (rechter Zweig) von der Versuchsfläche im hessischen Forstamt Langen. Charakteristisch sind die größeren, länglicheren Blätter von *F. orientalis*. (Foto: S. Lieven)

Nach CHRISTIAN (2019) ist das einfachste Unterscheidungsmerkmal zwischen den beiden Arten der Fruchtkbecher (Cupula), welcher bei *F. orientalis* zwei Arten von Borsten aufweist. Die Borsten im oberen Teil des Bechers sind nadelartig während sie in der Nähe der Fruchtbasis abgeflacht sind. Bei *F. sylvatica* hingegen sind sie alle von einem Typ, lang und spitz zulaufend.

Schwierig wird es allerdings bei dem Vorkommen von Hybriden, welche nach CHRISTIAN (2019) im Blatt *F. orientalis* ähneln, in der Frucht jedoch *F. sylvatica* ähnlicher sind, so dass hier Vorsicht bei der Bestimmung geboten ist.

Nach KURZ et al. (2023) ist der Austrieb von *F. orientalis* im Mittel um vier Tage früher als bei *F. sylvatica*.

3.12.3 Standort

Die Ansprüche von *F. orientalis* an die Nährstoffversorgung der Böden ist nicht hoch und mit unserer heimischen *F. sylvatica* vergleichbar. Sie besiedelt ein breites Spektrum an Böden mit unterschiedlicher Textur, Bodensäuregehalten und Nährstoffversorgungen. Beim Bodenwasserhaushalt bevorzugt *F. orientalis* ein frisches Wasserregime. Böden mit Sauerstoffmangel werden gemieden (FELBERMEIER et al. 2012, MELLERT u. ŠEHO 2022).

Im natürlichen Verbreitungsgebiet von *F. orientalis* treten Trockenperioden auf. Im Vergleich zum Verbreitungsgebiet von *F. sylvatica* besiedelt *F. orientalis* wärmere und trockenere Klimazonen, in denen insbesondere der Sommer-niederschlag deutlich geringer ausfällt. Das bevorzugte Klima der Orientbuche ist ein kontinental geprägtes (FELBERMEIER et al. 2012, MELLERT u. ŠEHO 2022).

Die Auswertungen aus der Verschneidung des natürlichen Verbreitungsgebietes mit dem CHELSA-Datensatz (KARGER et al. 2021) ergeben die in Abbildung 3 dargestellten klimatischen Kennwerte für *F. orientalis*. Die Jahrestemperatur im natürlichen Verbreitungsgebiet liegt zwischen 7,6 °C und 12,8 °C. In den Monaten Mai bis September steigt die Durchschnittstemperatur auf im Mittel 17,5 °C an mit einem Schwankungsbereich zwischen 14,8 °C und 20,8 °C. Es treten im Jahresverlauf Extremtemperaturen

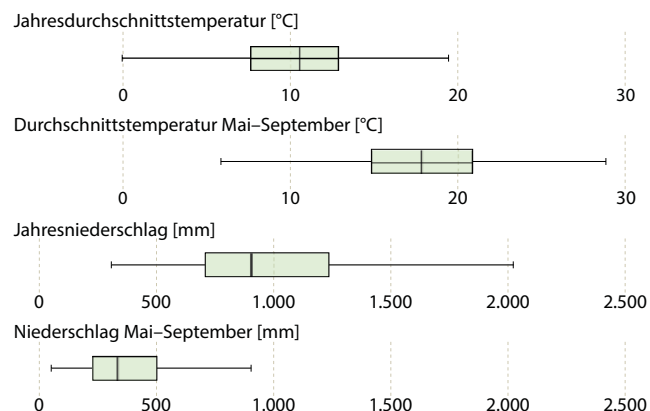


Abb. 3: Klimawerte des natürlichen Verbreitungsgebietes der Orientbuche extrahiert aus dem CHELSA-Datensatz (KARGER et al. 2021)

von -21,2 °C, aber auch von +35,2 °C auf. Der Jahresniederschlag schwankt zwischen 708 mm und 1.234 mm. Davon fallen in den Monaten Mai bis September zwischen 230 mm und 500 mm. Der geringe Niederschlag in den Monaten Mai bis September zeigt die ausgesprochene Sommertrockenheit, die in dem natürlichen Verbreitungsgebiet herrscht, auf. FELBERMEIER et al. (2012) verweisen darauf, dass sommerliche Trockenperioden über 3 Monate ein Vorkommen der Orientbuche ausschließen.

F. orientalis bildet ein Herzwurzelsystem aus. Auf hydromorphen Standorten mit hohem Wasserstand bildet die Art jedoch ein Flachwurzelsystem aus (FELBERMEIER et al. 2012).

3.12.4 Wachstum und Ertrag

3.12.4.1 Übersicht

F. orientalis erreicht in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet Baumhöhen von 30 – 40 m. Auf sehr wüchsigen Standorten können an Einzelexemplaren auch Baumhöhen von 45 m oder mehr auftreten. Die Art erreicht maximale Brusthöhendurchmesser von 160 – 200 cm. In den Küstenregionen des Schwarzen Meeres werden im Alter von 100 Jahren BHD von rund 60 cm erreicht (SCHÜTT et al. 1992, KANDEMIR u. KAYA 2009, FELBERMEIER et al. 2012, CHRISTIAN 2019).

Analog zu ihrer heimischen verwandten Rotbuche ist *F. orientalis* eine sehr schattentolerante Baumart. Die Art gehört in ihrem Verbreitungsgebiet mit zu den wichtigsten und auch zu den ertragsreichsten Waldbäumen. In der Türkei liegt ihr durchschnittliche Holzvorrat bei rund 200 m³/ha und sie hat einen Holzzuwachs von 6,6 m³/ha und Jahr (FELBERMEIER et al. 2012, MELLERT u. ŠEHO 2022).

In manchen Literaturangaben wird beschrieben, dass das Jugendwachstum rascher sei als das der heimischen *F. sylvatica* (MÜNCH 1923, SCHENCK 1939a, SEYER 1951). CHRISTIAN (2019) verweist darauf, dass die älteren Aussagen zu dem vermeintlich schnelleren Jugendwachstum mit Vorsicht zu genießen sind, da einem bewusst sein muss, dass dies auch ein Ergebnis aus Standorts- und Herkunftswahl sein kann. KANDEMIR u. KAYA (2009) beschreiben das Jugendwachstum wiederum als langsam.

Begründung

Im Bestand fruktifiziert *F. orientalis* mit rund 60 Jahren, im Freiland bereits ab 30 Jahren. Die Fruchtreife ist im gleichen Jahr von September bis November. Alle 2 – 5 Jahre kann mit Vollmasten gerechnet werden. Die frischen Samen haben einen Wassergehalt von 30 %. Bei der Lagerung der Samen dürfen diese nicht austrocknen. Für eine Frühjahrssaat kann das Saatgut bei 3 °C für 5 – 6 Monate gelagert werden. Bei -6 °C und einem niedrigen Feuchtigkeitsgehalt von ca. 6 – 7 % kann das Saatgut auch für drei Jahre gelagert werden (YILMAZ 2008, KANDEMIR u. KAYA 2009, FELBERMEIER et al. 2012).

Das Saatgut von *F. orientalis* besitzt einen Dormanzmechanismus, weshalb es vor der Aussaat stratifiziert werden muss. Um die Keimhemmung zu brechen muss das Saatgut 9 – 14 Wochen bei 3 °C stratifiziert werden (KANDEMIR u. KAYA 2009, FELBERMEIER et al. 2012).

Für Pflanzungen in Deutschland kommen im Wesentlichen Baumschulpflanzen in Betracht, generell können aber auch Wildlinge eingesetzt werden (FELBERMEIER et al. 2012). TABARI et al. (2005) haben in ihrer Untersuchung festgestellt, dass Sämlinge und Wildlinge in Abhängigkeit verschieden großer Bestandeslücken mit zunehmender Lückengröße ein geringeres Überleben aufweisen. Das Triebwachstum von Wildlingen war bei kleineren Lücken größer, während in ihren Untersuchungen die Sämlinge in den größeren Lücken die besten Triebzuwächse aufwiesen. Mit größerem Lichtgenuss sank aber auch die Vitalität der Buchensämlinge. Saatversuche von TABARI (2008) unter verschiedenen Überschirmungsgraden eines natürlichen *F. orientalis*-Bestandes im Nordiran haben ergeben, dass es zwar bei der Keimrate zunächst keine Unterschiede zwischen geschlossenen und lichten Beständen gibt, wohl aber in der Überlebensrate sowie im Längenwachstum. Das Überleben in den geschlossenen Bestandteilen war signifikant höher als in den lichten Bereichen. Auch die Trieblänge nach einer Wachstumsperiode war in den geschlossenen Bereichen deutlich höher als in den lichten Versuchspartien. KANDEMIR u. KAYA (2009) berichten darüber, dass es beispielsweise in der Türkei 28 Samenbestände gibt, die das natürliche Verbreitungsgebiet der Art repräsentativ abbilden und rund 3.700 ha umfassen. Darüber hinaus gibt es auch 23 Generhaltungswälder mit einer Fläche von 3.100 ha. Allerdings ist das Material aus den Saatgutbeständen nicht getestet worden und es gibt keine Samenplantagen für *F. orientalis*.

Waldbau

Zur waldbaulichen Behandlung von *F. orientalis* wurde keine explizite Literatur gesichtet. Aufgrund der ähnlichen Ökologie zu *F. sylvatica* wird eine Behandlung der Art nach den aktuellen Bewirtschaftungskonzepten der Buche in Form einer gestaffelten Hochdurchforstung auf die Orientbuche übertragbar sein.

3.12.4.2 Ergebnisse der Untersuchungen

Für die Auswertung der **ertragskundlichen Eigenschaften** von *F. orientalis* konnte im Wesentlichen lediglich auf eine langfristige hessische Versuchsfläche zurückgegriffen werden. Ergänzend hinzu kommt noch eine Aufnahme aus dem WeltWald Harz in Bad Grund (Niedersachsen). Den Daten ist zu entnehmen, dass sich die Höhenentwicklung der Fläche in Hessen im Rahmen der 1. Ertragsklasse der Ertragstafel der Buche (mäßige Durchforstung, SCHÖBER 1967) bewegt (Abbildung 4).

Auch die Durchmesserentwicklung weicht auf dieser Fläche nicht groß von der Entwicklung der 1. Ertragsklasse der Buche ab.

Die Entwicklung der Grundfläche und auch des Volumens auf der Fläche folgt hingegen nicht der Ertragstafel der Buche. Bei der Grundfläche wird ersichtlich, dass in dieser Versuchsfläche keine kontinuierliche Pflege stattgefunden hat. Im Alter zwischen 80 und 90 Jahren haben eine Zeit lang keine Eingriffe stattgefunden, was zu einem starken Anstieg der Grundfläche führte. In den kommenden Jahren fanden zwei stärkere Eingriffe in der Versuchsparzelle statt, weshalb es zunächst zu einer Grundflächenabsenkung im Bestand gekommen ist. Die weitere Grundflächenabsenkung im Alter 111 ist auch auf ein kleines Sturmwurfereignis am Rande der Fläche zurückzuführen. Die Volumenentwicklung des Bestandes folgt dieser Entwicklung.

Ergänzend muss bei der Interpretation der Daten berücksichtigt werden, dass erst zuletzt in einem Bestandesalter von 106 Jahren sämtliche im Bestand ebenfalls vorhandenen Rotbuchen (*F. sylvatica*) entnommen wurden. Unter der Annahme, dass anstelle der Rotbuche ebenfalls Orientbuchen vorgekommen wären, wäre eine höhere Volumenleistung anzunehmen.

Der bisher geringe verfügbare Flächenumfang der Orientbuche war mit ausschlaggebend, diese Art in den neuen **Anbauversuchen** zu berücksichtigen. Auf allen vier im Projekt „Anbauwürdigkeit und ökologische Zuträglichkeit alternativer Baumarten in Hessen“ neu angelegten Flächen konnte Pflanzenmaterial von *F. orientalis* ausgebracht werden. Bei der Interpretation der Ergebnisse ist zu berücksichtigen, dass in Hessisch Lichtenau ein abweichendes Pflanzensortiment ausgebracht wurde, weshalb die Pflanzenhöhe bei der ersten Aufnahme hier deutlich niedriger ausfällt als bei den anderen drei Flächen. Abbildung 5 zeigt die Überlebensrate (links) sowie das Höhenentwicklung (rechts) der Orientbuche auf den Versuchsflächen. Bei der Überlebensrate ist das sehr geringe Überleben der Orientbuche auf der Versuchsfläche in Darmstadt (rot) auffällig. Bereits im Juni 2022, nur wenige Monate nach Flächenanlage, sorgte extrem heiße und trockene Witterung dafür, dass in Darmstadt die Orientbuchen Hitzeschädigungen sowie Vertrocknungserscheinungen an den Blät-

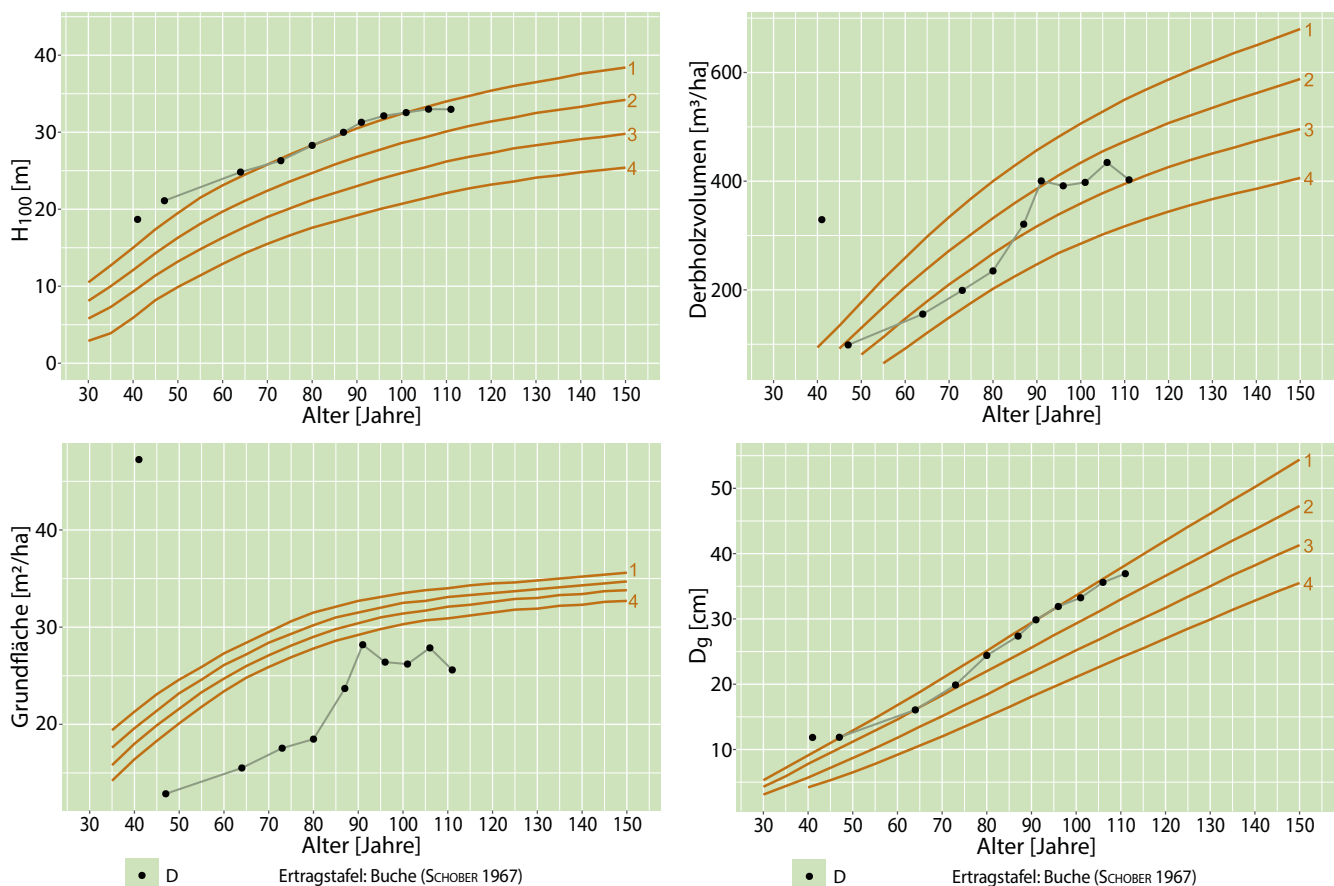


Abb. 4: Oberhöhen-, Derbholzvolumen-, Grundflächen- sowie Durchmesserentwicklung der langfristigen Versuchsfläche der Orientbuche im Vergleich zur Buchenertragstafel (SCHÖBER 1967). D: Langfristige Versuche

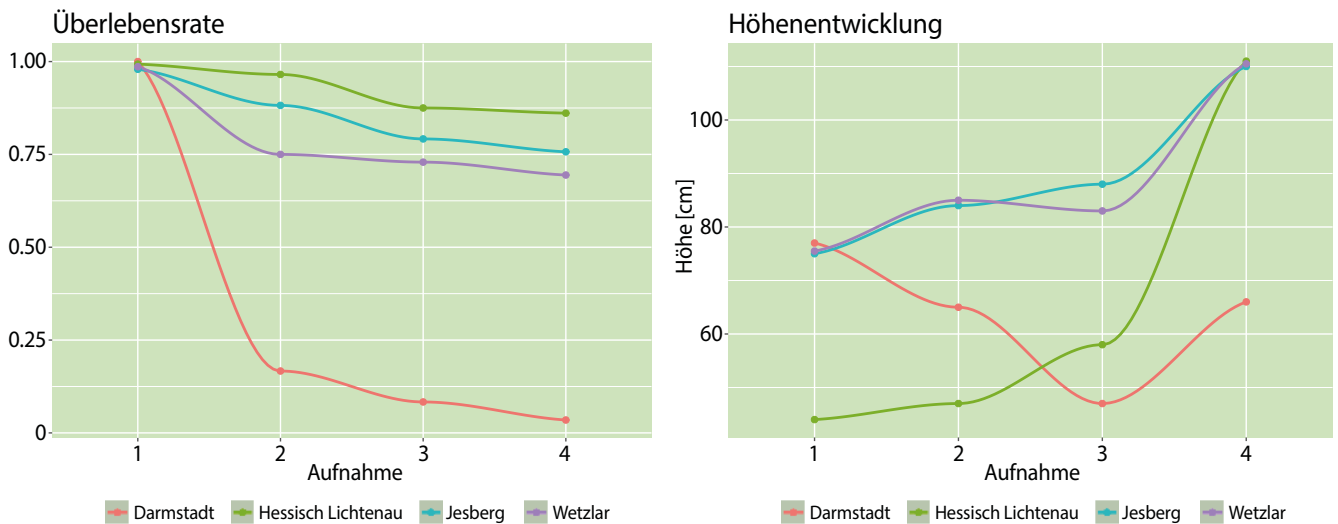


Abb. 5: Überlebensrate (links) sowie Höhenentwicklung (rechts) der Orientbuche auf den vier Anbauversuchen in Darmstadt, Hessisch Lichtenau, Jesberg und Wetzlar in Hessen. Bei der Höhenentwicklung wurden jeweils nur die zum Aufnahmezeitpunkt noch lebenden Exemplare berücksichtigt.

tern aufwiesen. Die anhaltende Dürreperiode über die Monate Juli und August 2022 führte infolge in Darmstadt auf dem sandigen Boden bei ausbleibenden Niederschlägen zu einem großflächigen Absterben der Pflanzen, sodass nach der Vegetationsperiode die Mortalitätsrate bei 83 % lag. Im Jahr 2023 (Aufnahme 3) und auch in 2024 starben trotz deutlich besserer Wuchsbedingungen weitere Pflanzen ab, sodass in Darmstadt Ende 2024 nur noch 3 % der Pflanzen als lebend angesprochen wurden. Auf den restlichen Versuchsflächen ist das Überlebensniveau deutlich höher. Auf Darmstadt folgt mit einer Mortalität von 30 % zum Ende des Jahres 2024 die Versuchsfläche in Wetzlar. In Jesberg lag die Mortalität bei rund 24 % und am niedrigsten war sie in Hessisch Lichtenau (13 %), wobei hier auch das kleinere Pflanzensortiment zum Einsatz kam. Ob auch die verwendeten Ballenpflanzen zu einem höheren Überleben beigetragen haben, kann nicht geklärt werden, da keine Vergleichspflanzungen mit wurzelnackten Orientbuchen für diese Fläche vorliegen.

Die Höhenentwicklung bei den jungen Orientbuchen verlief sehr unterschiedlich zwischen den Flächen. Die starke negative Entwicklung in Darmstadt ist auf das Zurücktrocknen der noch überlebenden Exemplare zurückzuführen und zeigt deutlich, dass auch die restlichen Pflanzen in ihrer Vitalität geschwächt sind. Auch in Wetzlar gab es nach einem guten Höhenzuwachs im Jahr 2022 (Aufnahme 2) von rund 9,5 cm in 2023 eine leicht negative Entwicklung mit einer Höheneinbuße der Mittelhöhe von 2 cm. In Jesberg und in Hessisch Lichtenau gab es seit der Pflanzung durchweg positive Höhenzuwächse. In Hessisch Lichtenau führte der enorme Höhenzuwachs im Jahr 2024 (Aufnahme 4) sogar dazu, dass der anfängliche Höhenunterschied sich verwachsen hat. Ende der Vegetationsperiode 2024 lagen die mittleren Höhen dieser drei Versuchsflächen bei

rund 110 cm. Bis auf die beschriebenen Schwierigkeiten auf dem Standort Darmstadt kommen die Orientbuchen bisher anscheinend recht gut mit den Bedingungen auf der jeweiligen Fläche zurecht.

3.12.5 Gefährdungen

Da sich *F. sylvatica* und *F. orientalis* in ihrer Ökologie sehr ähnlich sind (MELLERT u. ŠEHO 2022), ist anzunehmen, dass alle an *F. sylvatica* auftretenden biotischen und abiotischen Schäden auch an *F. orientalis* auftreten können.

F. orientalis kann in belaubtem Zustand Fröste bis zu -5 °C aushalten. Größere Temperaturschwankungen, wie sie z. B. im Gebirge auftreten, limitieren das Vorkommen der Orientbuche (FELBERMEIER et al. 2012, SPRINGER et al. 2019).

Eine neuere Studie zu Spätfrostschäden an der Orientbuche zeigt, dass *F. orientalis* offensichtlich eine niedrigere Kältetoleranz im Vergleich zur heimischen *F. sylvatica* aufweist. *F. orientalis* erleidet nach dieser Studie bereits in einem Temperaturbereich zwischen 2,9 °C und 3,7 °C einen Verlust von 50 % der Blattvitalität, wohingegen diese Werte bei *F. sylvatica* erst bei rund -2,8 °C erreicht werden (DÜSTERHÖFT et al. 2024).

Für Sämlinge stellt *Phytophthora omnivora* den wichtigsten Schadpilz dar. Dieser befällt die Sämlinge bereits bei der Keimung, insbesondere beim Erscheinen der Keimblätter. Erste Symptome sind Verbräunung und Welken, anschließend auch das Absterben. Durch den *Phytophthora*-Pilz wird auch die Buchenrindenkrankheit und der Blutungskrebs („Bleeding canker“), welche zu den Hauptkrankheiten an *F. orientalis* zählen, ausgelöst. Durch den Pilz werden begrenzte Bereiche der Rinde und des Splintholzes abgetötet und es tritt eine rötlich-braune Flüssigkeit aus den betroffenen Bereichen aus. Dies geschieht insbesondere im Bereich des Wurzelansatzes und im unteren

Stammbereich (KANDEMIR U. KAYA 2009).

Jahrringanalysen von KOHLER et al. (2024) haben bei der Betrachtung der durchschnittlichen radialen Wachstumsreaktion auf schwere und extreme Dürreereignisse keine auffälligen Unterschiede zwischen *F. orientalis* und *F. sylvatica* aufgezeigt. Zwar konnten sie höhere Resistenzwerte bei *F. orientalis* nachweisen, jedoch war ihre Widerstandsfähigkeit nur geringfügig besser gegenüber *F. sylvatica*. Sie kommen nach umfassender Betrachtung aller Ergebnisse zu dem Schluss, dass Provenienzen von *F. orientalis* aus dem Kaukasus nicht ausreichend trockenheitstoleranter zu sein scheinen als die heimische *F. sylvatica*.

Untersuchungen von SCHMIDT et al. (2022) zur Trockentoleranz verschiedener alternativer Baumarten haben aufgezeigt, dass die Orientbuche auf der Untersuchungsfläche im Vergleich zu den dortigen anderen Baumarten ein deutlich embolieempfindlicheres Xylem aufwies. *F. orientalis* reagierte im Dickenwachstum fast nicht auf die Trockenheit und schränkte auch kaum die Spaltöffnungen ein, wodurch sie sehr nahe an die Grenze zur beginnenden Emboliebildung gelangte. Die Autoren schätzen von den untersuchten Arten diese Art daher als die trockenstoleranteste ein.

3.12.6 Holzverwendung und Stammqualitäten begutachteter Bestände

F. orientalis bildet zerstreutporiges Holz mit einem Splint und einem Kern aus. Der Splint ist allerdings sehr schmal und hebt sich farblich kaum vom Kern ab. Er ist lediglich ein wenig heller. Die Holzfarbe ist hell und reicht von rötlich-braun bis weiß, allerdings verliert das Holz seine Farbe relativ schnell und die Oberfläche vergraut. Ab einem Baumalter von 80 – 100 Jahren kann die Bildung eines falschen rot-braunen Kernes vorkommen. Das Holz ist gleichmäßig, schwer, hart, fest und sehr stoßfest. Es ist nur beschränkt dauerhaft und witterungsfest. Das Holz lässt sich gut messern, schälen, dreheln und ist fürs Dampfbiegen geeignet (KANDEMIR U. KAYA 2009, FELBERMEIER et al. 2012).

Die Verwendungsmöglichkeiten des Holzes von *F. orientalis* entsprechen denen von *F. sylvatica*. Im Handel werden die beiden Arten nicht unterschieden. In ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet findet das Holz neben dem Einsatz als Brennstoff Verwendung als Material für den Hausbau (Türen, Fenster, Balken, Treppen), für Möbel, Fußbodenfurniere, Bergbaustangen, für Spanplatten oder auch für die Papierherstellung (KANDEMIR U. KAYA 2009, FELBERMEIER et al. 2012).

3.12.7 Sonstige Ökosystemleistungen

F. sylvatica und *F. orientalis* sind sich in ihrer Ökologie sehr ähnlich. *F. orientalis* besetzt in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet analog zur heimischen Buchenart als schat-

tolerante Klimabaumart annähernd die gleiche ökologische Nische (MELLERT U. ŠEHO 2022).

MÜNCH (1923) stellte bei Nachforschungen rückwirkend in fünf Fällen das Vorkommen und vorzügliche Gedeihen von *F. orientalis* in deutschen Wäldern fest. Er schließt aus seinen Nachforschungen, dass sich bei genauem Suchen noch mehr Orientbuchen finden lassen müssten. Er begründet seine Aussage mit der Tatsache, dass zu dieser Zeit bei Buchenpflanzen keiner nach der Herkunft des Saatgutes gefragt hat und die Baumschulen auf Nachfragen bestätigten, dass sie durchaus zwischendurch Saatgut z. B. aus dem Kaukasus bezogen hatten.

Auch bei der langfristigen Versuchsfläche in Hessen handelt es sich ursprünglich nicht um explizit angebaute Bäume von *F. orientalis*. Die Buchen dort fielen aufgrund eines früheren Laubaustriebes sowie abweichender morphologischer Merkmale dem Revierleiter auf, woraufhin der Bestand näher untersucht wurde und schließlich dort eine Versuchsfläche eingerichtet wurde. Der Schluss von MÜNCH (1923), dass es noch weitere Pflanzen von *F. orientalis* in den Wäldern gibt, die ggf. bisher keine weitere Bekanntheit erlangt haben, scheint also nicht zu fern zu sein.

3.12.8 Genetik

Untersuchungen zu den *Fagus*-Arten weisen darauf hin, dass die Differenzierung in die beiden Arten *F. sylvatica* und *F. orientalis* ein eher jüngeres Ereignis ist und möglicherweise erst im späten Pleistozän und im Holozän stattfand. Die Verbreitung der tertiären thermophilen Laubwälder reduzierte sich während des Pleistozäns auf ein Gebiet, was ungefähr der heutigen Verbreitung von *F. orientalis* entspricht. Auf eine mögliche glaziale Zuflucht in der nordtürkischen Region deutet die dort vorkommende hohe Anzahl von Chloroplastentypen hin. *F. orientalis* dürfte die einzige Buchenart gewesen sein, die die Kaltzeiten seit dem Tertiär überdauerte. Es gibt fossile Funde, die darauf hindeuten, dass die Art während der Warmzeit in Europa siedelte. Aus den eiszeitlichen Rückzugsgebieten entwickelte sich dann vermutlich aus *F. orientalis* erstmals *F. sylvatica*, die im Holozän dann als dominante Baumart Europa wiederbesiedelte (KANDEMIR U. KAYA 2009, FELBERMEIER et al. 2012, CHRISTIAN 2019).

Verschiedene genetische Studien haben gezeigt, dass die genetische Variation bei *F. orientalis* größer ist als bei *F. sylvatica*. Auch dieser Aspekt deutet daraufhin, dass die Orientbuche die Stammart des europäischen Buchenkomplexes sein könnte. Bei den adaptiven Merkmalen gibt es bei *F. orientalis* ein diskontinuierliches Verbreitungsmuster, welches auf die Anpassung an bestimmte lokale Wachstumsbedingungen zurückzuführen ist (z. B. Höhenlage, pH-Wert des Bodens, Nassschnee, etc.). Weiter ist das Ausmaß der genetischen Variation zwischen den Populationen von *F.*

orientalis wesentlich höher als bei *F. sylvatica* (DENK et al. 2002, KANDEMIR u. KAYA 2009).

Wie bereits erwähnt, hybridisiert *F. orientalis* mit *F. sylvatica* in ihren natürlichen Kontaktzonen. Doch auch außerhalb dieser konnten bereits Hybride der beiden Arten nachgewiesen werden. So konnte KURZ (2018) für einen Bestand mit *F. sylvatica* und *F. orientalis* in der Schweiz F1-Hybride nachweisen. Aufgrund unterschiedlicher Altersstrukturen der Untersuchungsobjekte ließ sich ableiten, dass die Hybridisierung mehrfach vorgekommen ist. Der Genfluss verlief dabei von *F. sylvatica* zu *F. orientalis*. Auch BUDDE et al. (2023) konnten nachweisen, dass abseits der natürlichen Überlappungsgebiete der beiden Arten Hybridisierungen vorkommen. Sie fanden heraus, dass dabei der Genfluss in beide Richtungen verläuft. Das Einbringen von genetisch stark divergierenden Herkünften kann somit nicht nur positive Einflüsse haben, sondern auch zu Auszuchtdepressionen führen sowie die lokale Anpassung an die klimatischen Bedingungen stören. In anderen Untersuchungen wurden aber auch intermediäre Phänotypen gefunden, die eine höhere genetische Vielfalt im Vergleich zu anderen Buchenpopulationen aufwiesen, was auf eine Introgression zwischen *F. sylvatica* und *F. orientalis* in diesem Gebiet hindeutet (MÜLLER et al. 2019). KURZ et al. (2023) fanden in einem untersuchten Bestand aus *F. sylvatica* und *F. orientalis* Hinweise darauf, dass der Knospenaufbruch bei der Orientalischen Buche vier Tage früher erfolgt als bei der Europäischen Buche. Diese Ergebnisse deuten den Autoren nach darauf hin, dass der unterstützte Genfluss der Orientalischen Buche die genetische Vielfalt der europäischen Buchenbestände erhöhen und sogar die Einführung von Varianten fördern könnte, die besser an künftige Klimabedingungen angepasst sind.

Da die Auswirkungen der Hybridisierungen durch das Einbringen von *F. orientalis* in heimische Buchenwälder wie dargestellt sowohl von positiver als auch von negativer Art sein können, sollten vor dem flächenhaften Anpflanzen, wie von KURZ et al. (2023) und BUDDE et al. (2023) vorgeschlagen, bereits etablierte Vorkommen von *F. orientalis* im natürlichen Verbreitungsgebiet von *F. sylvatica* genutzt werden, um die Auswirkungen des Genflusses zu bewerten und so ggf. Aufschluss über das Risiko einer Auszuchtdepression sowie das Wachstum zu bekommen.

LIESEBACH et al. (2021) verweisen darauf, dass systematische Herkunftsversuche in Deutschland bisher fehlen. VON WÜHLISCH et al. (2008) berichten über einen internationalen Buchenherkunftsversuch, in welchem auch acht Herkünfte von *F. orientalis* aus der Türkei mit angebaut wurden. Im Alter 15 wiesen diese Herkünfte eine relativ hohe Mortalität und ein reduziertes Wachstum im Vergleich mit den anderen Herkünften von *F. sylvatica* auf. Andererseits scheinen diese Herkünfte auch bessere Stammformen sowie eine geringere Anzahl an Zwiesel aufzuweisen. Zusammenfassend lässt sich jedoch sagen, dass es bei *F. orientalis* eine große Vielfalt an Geno- und Phänotypen mit einer hohen ökologischen Differenzierung gibt. Dies betrifft insbesondere das Wachstum und den Austrieb. Unter diesem Gesichtspunkt sind Herkunftsversuche bei dieser Art vonnöten, um die richtigen Herkünfte für einen Anbau in Deutschland zu identifizieren (VON WÜHLISCH et al. 2008, FELBERMEIER et al. 2012, LIESEBACH et al. 2021, MELLERT u. ŠEHO 2022).

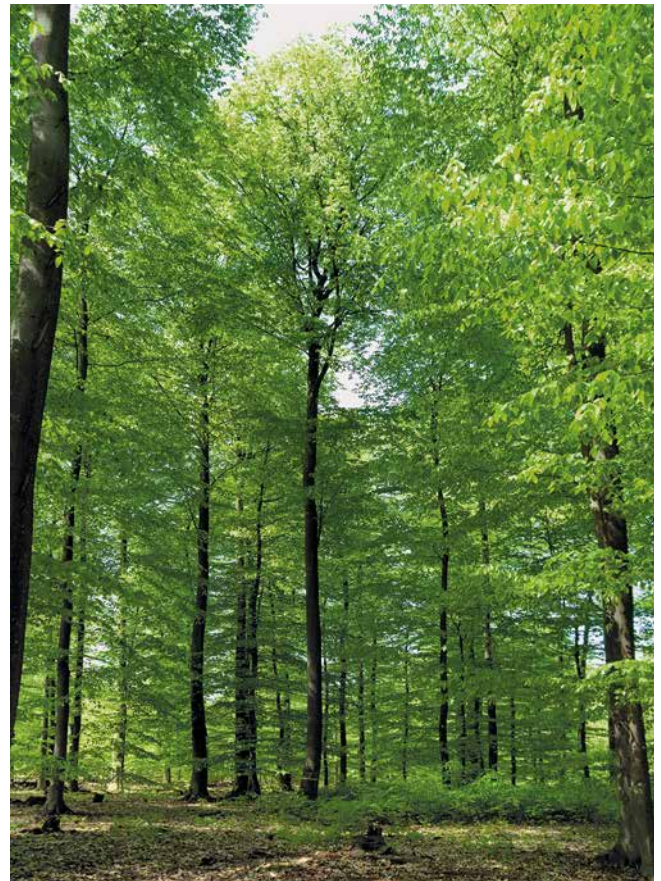


Abb. 6: Orientbuchenbestand in Hessen (Foto: S. Lieven)

3.13 Riesenlebensbaum (*Thuja plicata*)

Thuja plicata DONN ex D. DON, 1824 (syn.: *Thuja gigantea* NUTT.)

engl.: western redcedar, giant arborvitae

Familie: Cupressaceae

Unterfamilie: Cupressoideae



3.13.1 Zusammenfassende Bewertung



Anbauempfehlung

Der Riesenlebensbaum (*Thuja plicata*) kann aufgrund seiner guten Wuchseleistungen, dem wertvollen Holz und der bisher geringen Gefahren eine Bereicherung des Baumartenspektrums für unsere Wälder darstellen. Wichtig scheint bei der Standortwahl jedoch, dass hier auch in Zukunft noch gut wasserversorgte Standorte ausgewählt werden, die aufgrund hoher Speicherfähigkeit längere Sommerdürre abpuffern können, da ausgeprägte Dürren eine erhöhte Mortalität zur Folge haben können (ANDRUS et al. 2023). Genetische Analysen bestätigen aber auch das

hohe Anpassungspotenzial an verschiedene Standortbedingungen (SHALEV 2022), was auch eine Anpassung der hier bereits etablierten Bestände an die hiesigen Bedingungen erhoffen lässt.

Trotz Eingrenzung der Anbaufläche auf Standorte mit guter Wasserspeicherkapazität sollte die Baumart zukünftig mehr Berücksichtigung finden, da sie sich als eine äußerst schattentolerante und zudem bodenpflegliche Nadelbaumart gut in Laubholzbestände integrieren und natürlich verjüngen lässt.

	Merkmal	Bewertung	Erläuterung
Ökologische Zuträglichkeit (OTTO 1993)	Standortsanpassung	+-	Breite Standortsamplitude, was die Nährstoffversorgung anbelangt; hohe Ansprüche an die Wasserversorgung
	Bodenpfleglichkeit	++	Gute Streuzersetzung und dadurch sehr bodenpfleglich
	Keine Krankheitsverbreitung	?	Keine Krankheitsverbreitungen bisher bekannt
	Keine Anfälligkeit	+	Bisher in der forstlichen Praxis wenige Schadbilder festzustellen; im Gartenbereich sind Schadbilder bekannt, die bisher aber nicht mit forstlicher Relevanz in Erscheinung getreten sind
	Mischbarkeit	++	Hohe Mischbarkeit mit anderen Baumarten, sowohl Nadel- als auch Laubbaumarten denkbar
	Naturverjüngung	+++	Etablierte Bestände verjüngen sich stammzahlreich in unmittelbarer Umgebung
	Waldstrukturen	+++	Aufgrund der hohen Schattentoleranz ist ein Voranbau auch unter Laubbaumarten denkbar; die anhaltende Reaktion auf Freistellung ermöglicht die Integration in vielfältige Waldstrukturen

+++ äußerst positiv ++ sehr positiv + positiv --- äußerst negativ -- sehr negativ - negativ ? unklar

	Merkmal	Bewertung	Erläuterung
Invasivität (VOR et al. 2015)	Negative Standortsbeeinflussung	○	Nicht gegeben, da die Streu sehr gut zersetzbar ist
	Hohes Reproduktionspotenzial	●	Produziert sehr hohe Samenmengen und verjüngt sich auch zahlreich
	Hohes Ausbreitungspotenzial	◐	Ausbreitungsdistanzen sind begrenzt auf unmittelbare Bestandesnähe
	Fähigkeit zur Artverdrängung	○	Langsames Jugendwachstum, was unseren heimischen Arten unterlegen ist
	Begrenzte Steuerungsmöglichkeiten	○	Unerwünschte Populationen lassen sich mit bekannten forstlichen Methoden eingrenzen bzw. entfernen

○ trifft nicht zu ◐ trifft bedingt zu ● trifft zu

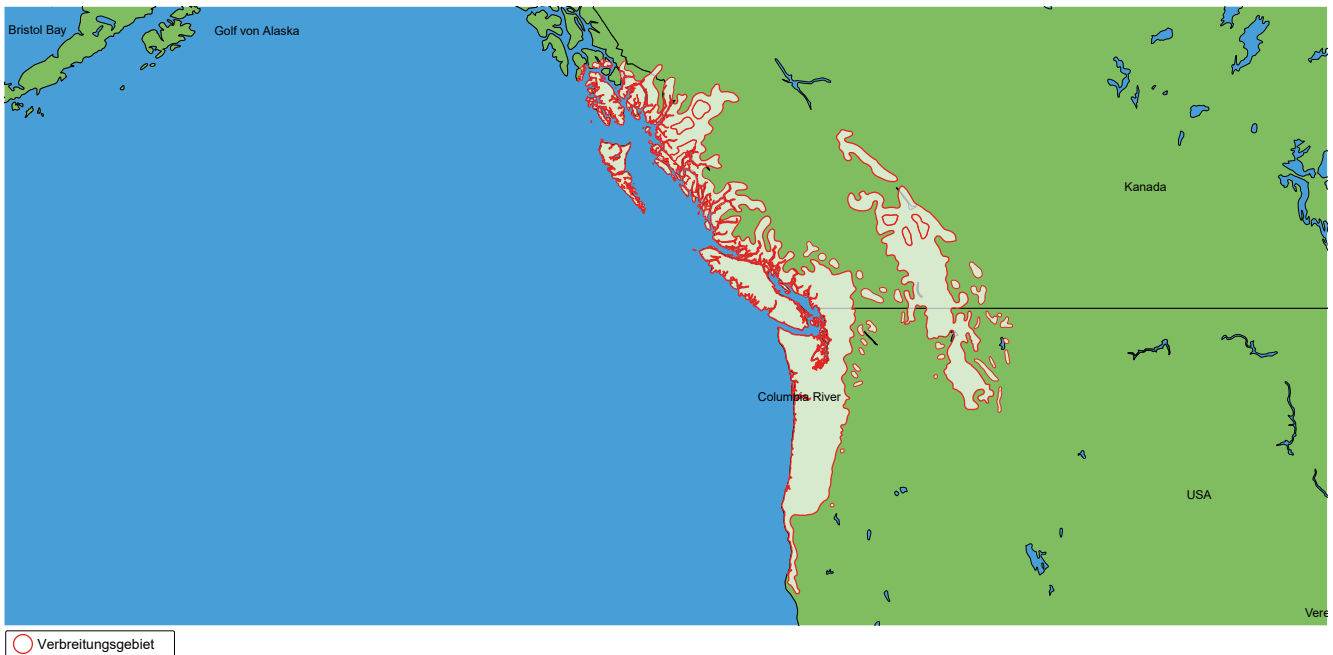


Abb. 1: Verbreitungsgebiet von *Thuja plicata*. Quelle: PETRY u. TAYLOR (2022)

3.13.2 Verbreitung

Das Herkunftsgebiet von *T. plicata* teilt sich in zwei Areae, die „Coastal Region“ und die „Interior Region“, auf. Der Küsten- und der Inlandsbereich laufen von Nord nach Süd parallel zueinander. Sie sind von einer etwa 100 km breiten, durch Lavafluss entstandenen Hochebene voneinander getrennt, welche sich durch ein trockeneres Klima auszeichnet. Die Nord-Süd Ausdehnung der „Coastal Region“ ist größer als die der „Interior Region“ und reicht im Norden von der Insel Baranof im Süden Alaskas, bis zu den kalifornischen Coast Ranges nahe Cape Mendocino im Süden (Abbildung 1). Der Inlandsbereich erstreckt sich von den Columbian Mountains im Norden bis zum mittleren Idaho im Süden (FOWELLS 1965, WICKER 2001, GONZALES 2004, FAN et al. 2008, PANKA 2014).

3.13.3 Standort

In ihrem Heimatgebiet besiedelt *T. plicata* Standorte mit hoher Luftfeuchtigkeit und reichlich Niederschlägen. Größtenteils herrscht bei den natürlichen Vorkommen ein maritimes Klima vor, welches durch kühle trockene Sommer, milde Winter und pazifische Winde geprägt ist. Diese Bedingungen stellen die besten Wuchsbedingungen für *T. plicata* dar. Die jährlichen Niederschläge im natürlichen Verbreitungsgebiet liegen zwischen 1.356 und 3.126 mm und nehmen von West nach Ost hin ab. Ein Großteil der Niederschläge fällt im Winter und Frühjahr. In den Monaten Mai bis September fallen noch 320 – 707 mm Niederschlag (Abbildung 2). Die Jahresmitteltemperatur schwankt zwischen 3,4 und 8,8 °C. In den Monaten Mai bis September liegt die mittlere Temperatur zwischen 9,7 und 15,0 °C, wobei der Sommer im Osten des Verbreitungsgebietes im

Schnitt 2 °C wärmer ausfällt. Im natürlichen Verbreitungsgebiet treten Extremwerte im Jahresverlauf von -27,2 °C, aber auch von +31,6 °C auf. Abweichend von dieser Auswertung gibt die Literatur für den Winter Extremtemperaturen von bis zu -47 °C an (FOWELLS 1965, WICKER 2001, PANKA 2014), weshalb die Art auch in unseren Breiten als winterhart einzustufen ist.

T. plicata besiedelt in ihrem Heimatgebiet viele verschiedene Bodentypen. Wichtiger als die Gründigkeit, die Textur und der Nährstoffgehalt ist die Art der Feuchtigkeit des Bodens. Bei ausreichender Feuchtigkeit gibt *T. plicata* sich auch mit einem armen Sand zufrieden. Bei schlechter Wasserversorgung geht das Höhenwachstum von *T. plicata* zurück. Geringe Nährstoffe wirken sich bei ausreichender Frische jedoch nicht auf das Höhenwachstum aus (SCHENCK 1939b, QUERENGÄSSER 1956, STRATMANN 1988, NIEFNECKER 1989, SCHÜTT et al. 1992, WICKER 2001, GONZALES 2004).

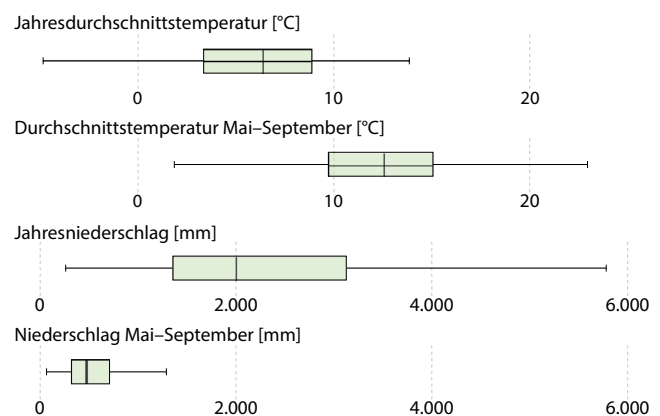


Abb. 2: Klimawerte des natürlichen Verbreitungsgebietes des Riesenlebensbaumes extrahiert aus dem CHELSA-Datensatz (KARGER et al. 2021)

Die Art entwickelt ein intensives, fein verzweigtes, flaches Wurzelsystem. Dieses kann bis zu 1,5 m über die Kronenprojektion hinausragen. Eine Pfahlwurzel wird nicht ausgebildet, weshalb die Tiefenerschließung auf rund 1 m beschränkt bleibt (WICKER 2001). Durch das flache Wurzelsystem und die hohen Ansprüche an die Bodenfeuchtigkeit reagiert *T. plicata* empfindlich auf Dürre (PANKA 2014, HUBER u. STORZ 2014). Untersuchungen des Einflusses der Witterung auf das Dickenwachstum von *T. plicata* und *P. abies* anhand von Bohrkernen zeigten, dass *T. plicata* eine ähnliche Trockenstresstoleranz aufweist wie *P. abies* (SCHLÜTER et al. 2015). Nach HUBER u. STORZ (2014) werden zum guten Gedeihen mindestens 900 mm Niederschlag im Jahr benötigt.

Die untersuchten Praxisanbauten stocken, sowohl was die Nährstoffversorgung als auch den Geländewasserhaushalt angeht, auf einer sehr breiten Standortpalette, was zeigt, dass die Art auch unter den hiesigen Bedingungen mit diversen Standorten zurechtkommt (Abbildung 3). Rund ¼ der Bestände stockt auf hydromorphen Standorten, wo beobachtet wurde, dass die stauenden Horizonte nicht mit Wurzeln erschlossen wurden.

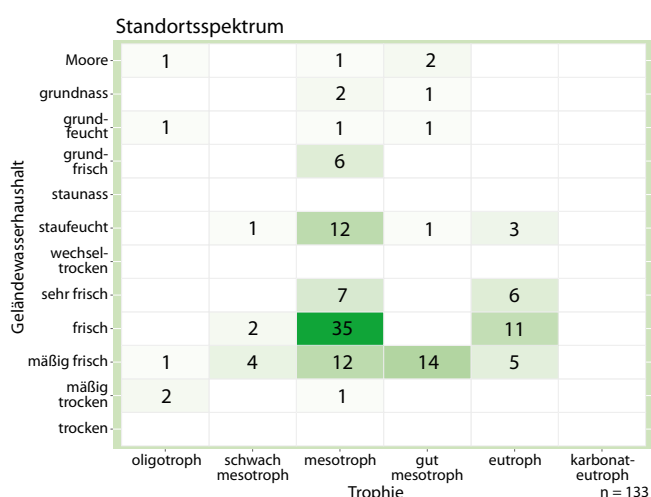


Abb. 3: Standortsspektrum der untersuchten Praxisanbauten des Riesenlebensbaumes

T. plicata stößt jedes Jahr Fiedertriebe ab und erneuert sie. Dies führt dazu, dass der Boden unter dieser Art immer mit Fiedertrieben bedeckt ist. Die Streu weist einen hohen Calcium-, Magnesium- sowie Kaliumgehalt auf und ist leicht zersetzbar. Dies führt dazu, dass sich unter Beständen dieser Baumart relativ gute Humuszustände ausbilden und sie als bodenpfleglich bezeichnet werden kann (SCHENCK 1939b, QUERENGÄSSER 1956, LÖBF 1981, WICKER 2001, PANKA 2014). Diese Eigenschaft konnten auch die Untersuchungen in den Praxisanbauten bestätigen (Abbildung 4). Die überwiegende Anzahl der Flächen weist mit mullartigen Humusformen sehr gute Zustände auf. Die Flächen mit schlechteren Humuszuständen sind überwiegend auf Praxisanbauten zurückzuführen, in denen *T. plicata* in

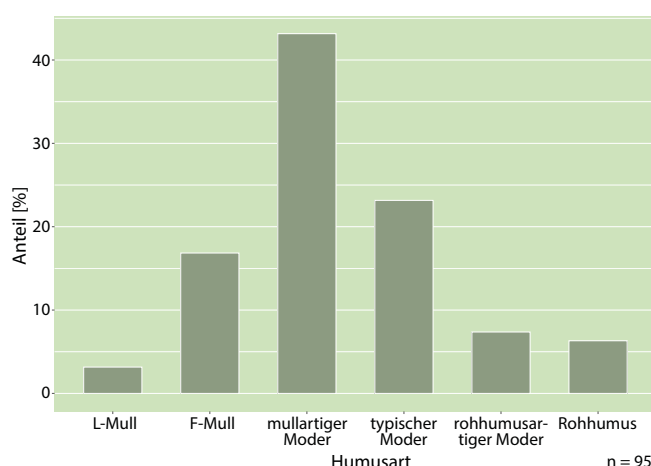


Abb. 4: Humusansprache in den Beständen der Praxisanbauten des Riesenlebensbaumes

Mischung mit *Tsuga heterophylla* begründet wurde. Hier überwiegt die schlechte Streuzersetzung der Westlichen Hemlocktanne und führt somit zu einer gewissen Verzerrung.

3.13.4 Wachstum und Ertrag

3.13.4.1 Übersicht

T. plicata erreicht in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet Höhen von 45 – 60 m, Durchmesser (BHD) bis zu rund 590 cm und ein Höchstalter um die 1.000 Jahre (QUERENGÄSSER 1956, WICKER 2001, GONZALES 2004). In der Literatur wird die Art einheitlich als eine äußerst schattenertragende Art mit langsamem Jugendwachstum beschrieben. Sowohl in ihrem Heimatgebiet als auch in unseren Breiten wird sie von sämtlichen anderen Baumarten in der Jugend überwachsen und überdauert im Bestandesschatten. Sie ist aber in der Lage auf eine spätere Freistellung mit raschem Wuchs zu reagieren. Ihr Verhalten ist durchaus mit der Weißtanne (*Abies alba*) zu vergleichen (SCHWAPPACH 1911, SCHENCK 1939b, LÖBF 1981a, STRATMANN 1988, SCHÜTT et al. 1992, HUBER u. STORZ 2014). Das Triebwachstum von *T. plicata* wird nicht zu einem bestimmten Zeitpunkt eingestellt, wie bei vielen unserer Nadelbäume, sondern wird von der Temperatur gesteuert (HUBER u. STORZ 2014).

In ihrem Heimatgebiet bildet *T. plicata* selten Reinbestände aus. Sie wächst vielmehr in kleinen, aber dichten Gruppen („cedar groves“). Sie tritt gemeinsam mit *Tsuga heterophylla*, *Picea sitchensis*, *Abies amabilis*, seltener auch *Tsuga mertensiana* und mehr als 20 weiteren Begleit- und Pionierbaumarten in allen Stadien der Waldentwicklung auf (WICKER 2001, GONZALES 2004).

Im natürlichen Verbreitungsgebiet besitzen vorherrschende Bäume eines 40- – 60-jährigen Bestandes auf einem feuchten Standort mittlere jährliche Höhenzuwächse von rund 50 cm. Das stärkste Höhenwachstum findet im Alter von 15 – 40 Jahren statt. Die besten Bonitäten erreichen jährliche Durchmesserzuwächse zwischen 10 und 20 mm.

Der maximale Volumenzuwachs wird bei einem Alter um die 80 Jahre erreicht. Auf feuchten Standorten des natürlichen Verbreitungsgebietes können *Thuja*-Bestände im Alter von 40 – 60 Jahren ein Volumen von bis zu 825 m³/ha erreichen. Entscheidend für das Wachstum ist bei *T. plicata* die Bodenfrische. Auf trockeneren Böden wird der Wuchs mütter, aber auch andauernde hohe Grundwasserstände sind nachteilig für die Entwicklung (LÖBF 1981a, STRATMANN 1988, WICKER 2001, GONZALES 2004).

Begründung

Als schattentolerante Baumart ist *T. plicata* waldbaulich vielseitig einsetzbar. Aufgrund der hohen Schattentoleranz sowie der Empfindlichkeit gegenüber Frost und Temperaturschwankungen in der Jugend ist einer Begründung unter Schirm Vorrang zu geben. Strenge Fröste nach milder Witterung können bei Sämlingen hohe Ausfälle bewirken. Sie ist somit insbesondere zum Voranbau geeignet und kann als Misch- und Begleitbaumart für die Buche, Eiche oder Roteiche zum Einsatz kommen (SCHENCK 1939b, LÖBF 1981a, STRATMANN 1988, PANKA 2014, HUBER U. STORZ 2014).

Für die Begründung werden im Allgemeinen Pflanzanzahlen um die 2.000 Stk./ha angegeben. Empfohlen werden 2 – 3-jährige, verschulte, nacktwurzlige Pflanzen. Nach NIEFNECKER (1989) sind kleinere Pflanzen widerstandsfähiger in auftretenden Trockenperioden. Als Pflanzverbände werden 2,0 x 2,0 m bzw. 3,0 x 1,5 m oder 3,0 x 2,0 m empfohlen. Geringere Pflanzabstände sollten aufgrund der hohen Gefahr des Schneedrucks vermieden werden und sind aufgrund der geringen Aststärke auch nicht vonnöten. Nach der Pflanzung weisen die Pflanzen in der Regel einen einjährigen Pflanzschock auf. Bei den Pflanzen ist unbedingt darauf zu achten, dass diese nicht austrocknen, da *T. plicata* hierauf sehr empfindlich reagiert. Insbesondere Zwischeneinschläge sind oftmals eine gravierende Ursache für hohe Ausfälle (LÖBF 1981a, NIEFNECKER 1989, PANKA 2014).

T. plicata produziert große Samenmengen. Alle 2 – 5 Jahre sind in Altbeständen Vollmasten zu erwarten. Die Samenreife ist Anfang August mit der Gelbbraunfärbung der Zapfen. Danach fallen die Samen sehr schnell aus. Unter etablierten Beständen verjüngt sich die Art reichlich. Die Verjüngung bevorzugt dabei schattige Bereiche. Die Samen keimen vornehmlich in feuchtem Moss, auf Nadelstreu oder liegendem Totholz, nicht aber auf offenem Mineralboden (NIEFNECKER 1989, WICKER 2001).

Soll Saatgut gewonnen werden, müssen die Zapfen unmittelbar nach der Verfärbung geerntet werden. Das Saatgut selbst weist ein Tausendkorngewicht von etwa 1,1 g auf und hat einen hohen Hohlkornanteil (WICKER 2001).

Waldbau

Im Vergleich zu *Pseudotsuga menziesii* ist für *T. plicata* noch relativ wenig über die Auswirkungen verschiedener Waldbewirtschaftungsmethoden bekannt. PANKA (2014) schreibt, dass nach einer möglichst früh beginnenden Negativauslese, bei der Zwiesel und Exemplare mit Steillästen entfernt werden, eine mäßige Hochdurchforstung folgen sollte. Dringt zu viel Licht zu den Schäften durch, werden neue Äste ausgebildet (Klebäste). NIEFNECKER (1989) beschreibt ein Behandlungskonzept für *T. plicata*. Die Jungwuchspflege (1,5 – 7,0 m) beschränkt sich danach auf die Beseitigung bedrängender Weichlaubhölzer und Stockausschläge sowie einer ggf. durchzuführenden Stammzahlregulierung auf eine Zielzahl von 2.500 – 3.000 Stk./ha. Die Jungbestandsdurchforstung ist nach NIEFNECKER (1989) an keinen bestimmten Rahmen gebunden, da die Art hohen Dichtstand ohne nennenswerte Zuwachsdepression erträgt. So kann mit dem Hieb so lange gewartet werden, bis ein kostendeckender Eingriff mit vermarktbar Sortimenten möglich ist (Oberhöhe 12 – 13 m). Als Ziele setzt er für die Erstdurchforstung eine Zielstammzahl von 1.500 Stk./ha an, die Anlage einer Erschließung (40 m Gassenabstand), die Entnahme aller verbliebenen Zwiesel, da diese leicht auseinanderbrechen, sowie eine Auswahl von 300 – 400 Z-Bäumen/ha sowie Astung derer auf 6 m. Für die weiteren Durchforstungen definiert er Richtwerte für Oberhöhe, Stammzahl und Bestandesgrundfläche, die in Tabelle 1 aufgeführt sind. Für Bestände ab Alter 50 sieht NIEFNECKER (1989) im weiteren mäßige Niederdurchforstungen im 10- – 15-jährigen Turnus vor, mit einer Bestandesgrundfläche von 50 – 55 m². Eine Endnutzung sieht er im Alter 100 vor.

Tab. 1: Richtwerte für die auf die Erstdurchforstung folgenden Hiebmaßnahmen, die NIEFNECKER (1989) vorschlägt

Oberhöhe [m]	Stammzahl [Stk./ha]	Grundfläche [m ² /ha]
14 – 18	1.200	35
28 – 22	900	40
22 – 26	700	45

Neben NIEFNECKER (1989) sieht auch QUERENGÄSSER (1956) für die Wertholzerzeugung eine Astung der *Thuja* als nötig an, da die Astreinigung bei dieser Baumart nur sehr langsam vonstattengeht. Thujaäste sind stark verkernt und widerstehen dadurch dem Zerfall sehr lange. Selbst tote Äste verbleiben deshalb mehrere Jahre am Baum. Lebende Äste bleiben selbst bei starker Beschattung noch sehr lange grün.

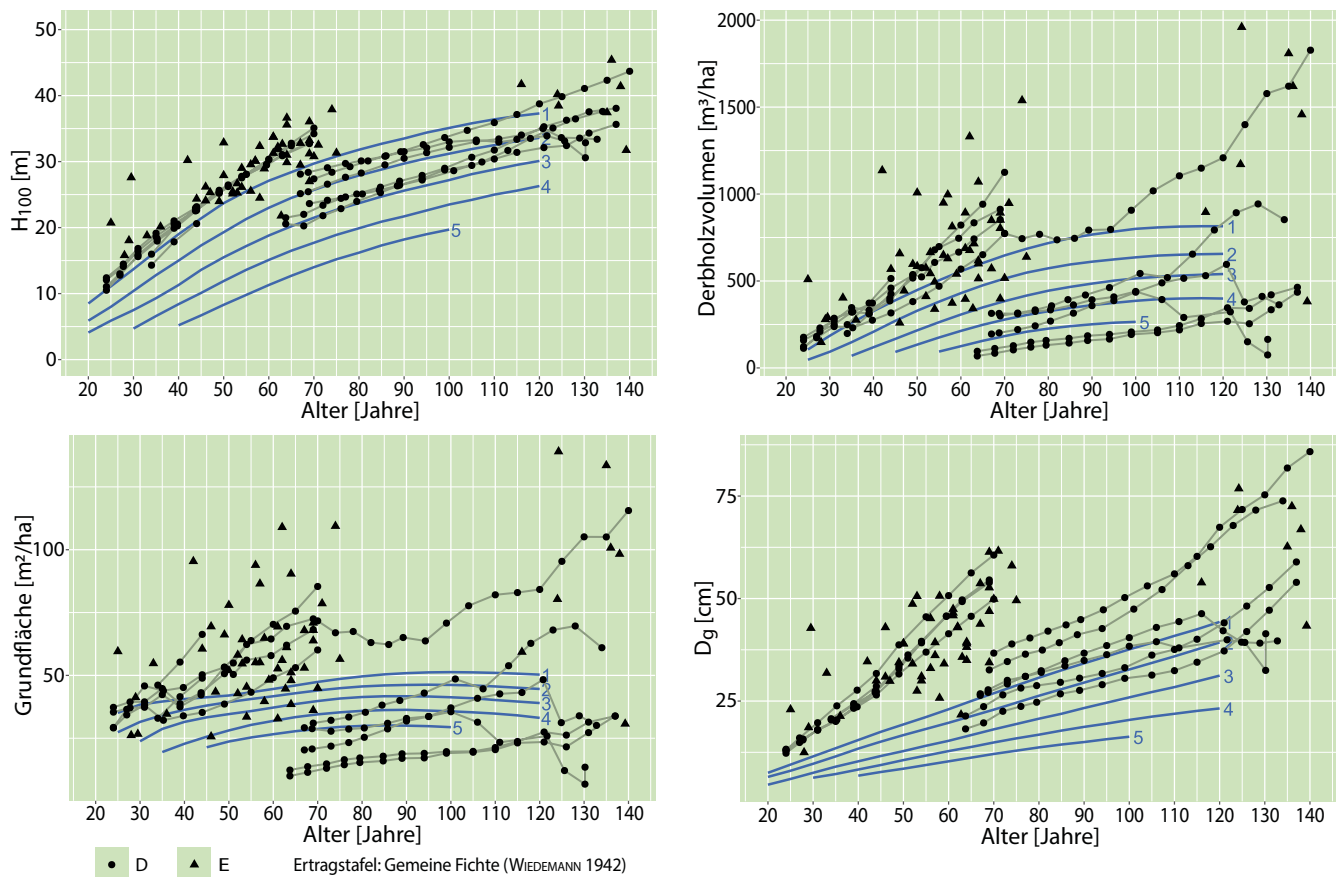


Abb. 5: Oberhöhen-, Derbholzvolumen-, Grundflächen- sowie Durchmesserentwicklung der untersuchten Praxisanbauten sowie der langfristigen Versuchsflächen des Riesenlebensbaumes im Vergleich zur Fichtenertragstafel (WIEDEMANN 1942). D: Langfristige Versuche, E: Einmalige Aufnahmen

3.13.4.2 Ergebnisse der Untersuchungen

Für die Auswertungen der ertragskundlichen Kennwerte standen bei *T. plicata* 12 langfristige Versuchsflächen mit 145 Aufnahmen sowie 55 einmalige Aufnahmen aus Praxisanbauten zur Verfügung. Durch diesen umfangreichen Datensatz bei dieser Baumart ergibt sich bereits ein sehr vollständiges Bild der Wuchsleistung. Die in den Untersuchungen betrachteten Bestände von *T. plicata* liefern Ertragsleistungen, die in vielen Fällen die der heimischen Fichte deutlich übertreffen (Abbildung 5). In den restlichen Fällen liegen Höhen-, Volumen- oder Durchmesserentwicklung selten unter der 3. Ertragsklasse der Fichte. Auf einigen der langfristigen Versuchsflächen sind sehr geringe Grundflächen zu verzeichnen, wodurch sich auch beim Volumen Flächen ergeben, die teils deutlich unter den restlichen Volumina liegen. Insbesondere die Praxisanbauten der *T. plicata*, mit teilweise sehr zurückhaltenden bzw. gänzlich ausgebliebenen forstlichen Eingriffen, zeigen auf, dass diese Baumart mit äußerst hohen Bestockungsdichten auskommen kann. Durch die hohen Grundflächen, welche teils über 100 m²/ha liegen, werden sehr hohe Vorräte erreicht. Gleichzeitig scheint *T. plicata* auf diese hohe Bestockung im Durchmesserwachstum weniger sensibel zu reagieren als die Fichte, was auch STRATMANN (1988) in seinen Untersuchungen bereits festgestellt hat und hier

nochmals bestätigt werden kann. Im Rahmen der durchgeführten Untersuchungen wurden keine jüngeren Anpflanzungen von *T. plicata* identifiziert. Es wurde aber in vielen älteren Beständen erfolgreich etablierte Naturverjüngung vorgefunden, wodurch sich schließen lässt, dass sich Naturverjüngung dieser Baumart durch die gängigen waldbaulichen Verfahren etablieren lässt.

3.13.5 Gefährdungen

Aufgrund der geringen Durchwurzelungstiefe von *T. plicata*, insbesondere auf den bevorzugten gut wasserversorgten Standorten, ergibt sich für diese Baumart eine erhöhte Windwurfgefahr (SCHÜTT et al. 1992, WICKER 2001, PANKA 2014). Dies konnte auch in den Praxisanbauten beobachtet werden (Abbildung 6). Insbesondere auf den Stauwasserstandorten bildet die Art starke Flachwurzeln aus, da die stauenden Bereiche nicht erschlossen werden. Der Literatur nach treten Verbiss und Fegeschäden bei *T. plicata* auf, allerdings keine Schälsschäden (SCHENCK 1939b, NIEFNECKER 1989, WICKER 2001, GONZALES 2004). In einigen wenigen Praxisanbauten konnten allerdings auch Schälsschäden sowohl an älteren als auch an jüngeren Exemplaren beobachtet werden.

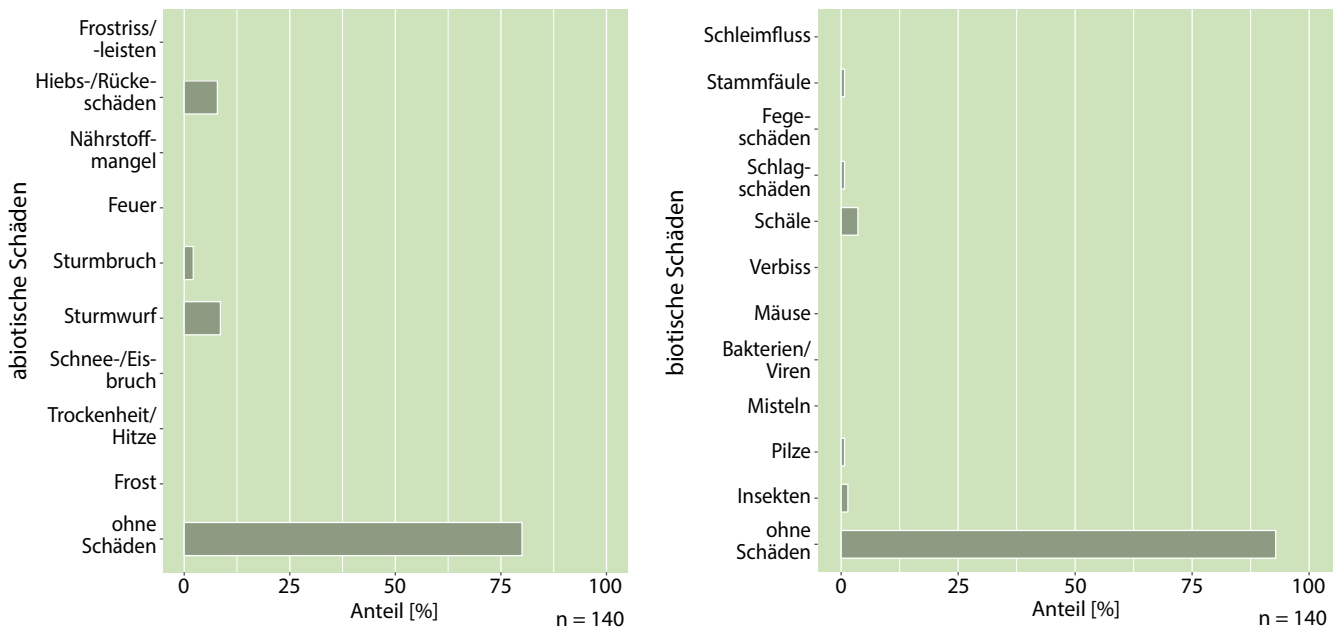


Abb. 6: In den Praxisanbauten vorgefundene abiotische und biotische Schäden an *T. plicata*

Im natürlichen Verbreitungsgebiet stellen aufgrund der dünnen Borke und der flachen Bewurzelung Waldbrände die wichtigste Schadquelle dar (SCHÜTT et al. 1992, WICKER 2001, GONZALES 2004).

Empfindlich reagiert *T. plicata* auf Fäll- und Rückeschäden. Die beschädigten Stellen werden schnell durch Fäule besetzt (PANKA 2014). Nach GONZALES (2004) ist die Anfälligkeit gegenüber Wurzelfäule geringer als bei den nahen Verwandten Douglasie und Westliche Hemlocktanne. Hallimaschbefall ist möglich (STRATMANN 1988) und ab Baumholzalter tritt Kernfäule im untersten Stammabschnitt auf, reicht jedoch meist nicht so weit hinaus wie bei der Fichte, sodass die Holzentwertung geringer ausfällt (LÖBF 1981a, NIEFNECKER 1989).

T. plicata soll insbesondere in der Jugend, aber auch im späteren Alter empfindlich gegenüber Trockenheit sein (SCHÜTT et al. 1992, PANKA 2014, HUBER u. STORZ 2014). In den untersuchten Praxisanbauten konnten bei den Bereisungen nach den vorangegangenen Trockenjahren allerdings keine großartigen Vitalitätseinbußen durch Hitze oder Trockenheit festgestellt werden (Abbildung 7). Neuere Untersuchungen von ANDRUS et al. (2023) zeigen im natürlichen Verbreitungsgebiet allerdings Zusammenhänge zwischen erhöhter Baumsterblichkeit von *T. plicata* und extrem heißen Temperaturen mit längeren Trockenperioden im Sommer auf. SCHMIDT et al. (2022) stufen *T. plicata* nach Untersuchungen in jüngeren Anbauversuchen in Deutschland in den trockenen Sommern 2020 und 2021 als bedingt trockensensitiv ein. Sie konnten eine plastische Anpassung des hydraulischen Systems an einen trockenen Standort beobachten.

Da einige *Thuja*-Arten insbesondere als Gartengehölz weit verbreitet sind, sind aus diesem Bereich weitere Schadbil-

der bekannt, die bisher für die Waldpopulationen anscheinend aber nicht in größerem Umfang relevant geworden sind. LÖSING (2017) beschreibt für *Thuja* ein Triebsterben, ausgelöst durch *Kabatina thujae*, die Nadelbräune oder auch *Thuja*-Schuppenbräune, ausgelöst durch *Didymascella thujae* sowie einen *Thuja*-Borkenkäfer (*Phloeosinus aubei*). Dieser Borkenkäfer scheint bereits in weiten Teilen Deutschlands verbreitet zu sein, da verschiedene Pflanzenschutzmeldungen hierzu im Internet zu finden sind (vgl. LEHMANN u. BIANKA (2016), FRITJOF (o.J.)).

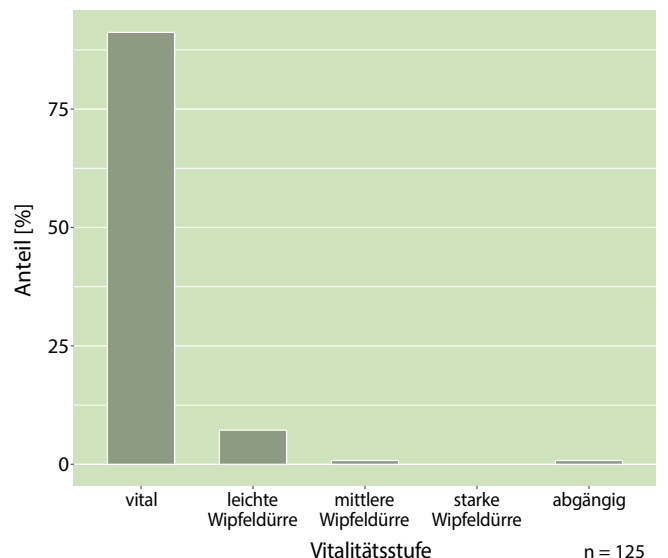


Abb. 7: Vitalitätsansprache der Praxisanbauten von *T. plicata*

3.13.6 Holzverwendung und Stammqualitäten begutachteter Bestände

T. plicata bildet im Alter meist sehr gerade Stämme mit einer deutlich spannrückigen Basis aus. Die Stämme haben mehr oder weniger stark ausgeprägte, für diese Baumart typische Aufbauchungen im unteren Stammbereich, die nicht unbedingt Zeichen einer Kernfäule darstellen müssen (Abbildung 9). Die Aststärken sind relativ gering, jedoch weisen die Stämme auch in hohen Altern aufgrund der langsamen natürlichen Astreinigung auf großer Länge lebende Äste auf. Es sind aber auch astfreie Stämme von 15 – 30 m Länge in dicht geschlossenen Beständen möglich (LÖBF 1981a, STRATMANN 1988, NIEFNECKER 1989, WICKER 2001). Die beschriebenen Eigenschaften konnten auch in den Praxisanbauten beobachtet werden. Wie Abbildung 8 zeigt, wurde der überwiegende Anteil der bewerteten Praxisanbauten der Qualitätsstufe „B“ zugeordnet. Dies ist im Wesentlichen auf die zumeist sehr geradschaftigen und feinastigen Stämme zurückzuführen. Die langsame Astreinigung führte dazu, dass nur wenige Bestände in die Qualitätsstufe „besser als B“ einsortiert wurden. Hier sind einige wenige Bestände enthalten, in denen ein ausgewähltes Kollektiv an Bäumen wertgeastet wurde.

Das Holz von *T. plicata* teilt sich in Splint- und Kernholz auf. Das Splintholz ist weiß bis bräunlich-grau, das Kernholz hellbraun bis rotbraun. Das Holz besitzt keine Harzkanäle. Die beim frischen Holz oft auftretende ungleichmäßige Färbung erfährt unter Lichteinfluss und beim Trocknen eine Vergleichmäßigung zu einem rötlichbraunen Holz. Trockenes Holz behält dafür sehr gut die Farbe. Unter Witterungseinflüssen entwickelt trockenes Holz ein Silbergrau. Kommt feuchtes Holz mit Eisenmetallen oder Alkalien (Mörtel) in Kontakt, sind dunkle Verfärbungen

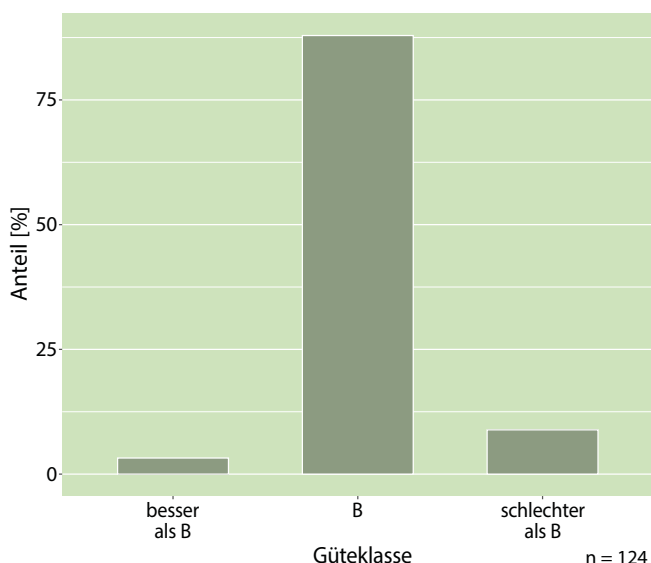


Abb. 8: Qualitätseinschätzung der Praxisanbauten von *T. plicata* anhand einer optischen Stehendansprache eines potenziellen Z-Baumkollektivs



Abb. 9: *Thuja plicata* Stammfuß mit der baumartenspezifischen Aufbauchung (Foto: S. Lieven)

und Metallkorrosionen möglich (SACHSSE 1991, WICKER 2001, GONZALES 2004, WALKER 2009).

Das Thujenholz ist leicht, weist eine gleichmäßige Struktur auf, ist geradfaserig und sehr dauerhaft. Aufgrund verschiedener Inhaltsstoffe, wie beispielsweise das Fungizid Thujaplicin, ist das Holz sehr widerstandsfähig gegenüber Pilz- und Insektenbefall. Es hat einen süßlichen Geruch und einen etwas bitteren Geschmack. Das Holz schwindet und reißt nicht und lässt sich gut bearbeiten und kleben. Das gut isolierende Holz ist jedoch auch weich und spröde. (SCHENCK 1939b, LÖBF 1981a, STRATMANN 1988, SACHSSE 1991, WICKER 2001, GONZALES 2004, WALKER 2009, WAGENFÜHR u. WAGENFÜHR 2022).

Aufgrund der aufgelisteten Eigenschaften werden aus dem Holz vornehmlich Schindeln hergestellt. Es findet aber auch Verwendung als Pfosten und Masten, als Konstruktionsholz mit geringeren Beanspruchungen im Innen- und Außenbereich oder bei der Herstellung von Wandverkleidungen, Gartenmöbeln, Fenstern und Türen sowie Holzzäunen. Das Holz ist ebenfalls für die Herstellung von Spanplatten sowie für die Zellstoffherstellung geeignet (SCHENCK 1939b, LÖBF 1981a, SACHSSE 1991, WICKER 2001, GONZALES 2004). Untersuchungen zeigen, dass schneller gewachsenes *Thuja*-Holz eine geringere Holzdicke aufweist als langsam gewachsenes, was jedoch keinen Einfluss auf seine Verwendbarkeit hat, da die Hauptverwendung des Holzes im sichtbaren Bereich und nicht im Konstruktionsbau liegt (GONZALES 2004).

Der Holzstaub von *T. plicata* kann Dermatitis und Bronchialasthma hervorrufen (SACHSSE 1991, SCHÜTT et al. 1992). Im Handel ist das Holz unter anderem unter den Namen „Western Redcedar“, „Arbor vitae“, „Giant cedar“, „Red cedar“, „Schinglewood“ und „Thuja“ zu finden.

3.13.7 Sonstige Ökosystemleistungen

Die Fiedertriebe von *T. plicata* können als Schmuckreisig eingesetzt werden (NIEFNECKER 1989). In Verbindung mit einer Wertästung können so die Kosten der Maßnahme minimiert werden bzw. gegebenenfalls sogar Erlöse erwirtschaftet werden.

3.13.8 Genetik

Obwohl *T. plicata* wie eingangs beschrieben unter sehr verschiedenen Umweltbedingungen wächst und ein sehr ausgedehntes Verbreitungsgebiet aus zwei getrennten Arealen hat, zeigen sich zwischen verschiedenen Populationen nur geringe genetische Variationen bei Isoenzymen, Terpenen oder sogar beim Wachstum. Untersuchungen konnten aber auch signifikante genetische Variationen bei physiologischen Merkmalen wie z. B. der Winterhärte, der Trockenheitstoleranz oder der Krankheitsresistenz nachweisen. Demnach sind Küstenherkünfte frostempfindlicher als Inlandsherkünfte, wohingegen diese wiederum eine größere Trockenheitstoleranz und eine größere Wassernutzungseffizienz als die Küstenherkünfte aufweisen. Auch die Holzqualität weist eine erhebliche genetische Varietät auf. GONZALES (2004) verweist darauf, dass dabei ein Großteil der Variation nicht zwischen, sondern innerhalb von Populationen besteht (QUERENGÄSSER 1956, WICKER 2001, GONZALES 2004, FAN et al. 2008, HUBER u. STORZ 2014, SHALEV 2022).

Nach FAN et al. (2008) ist die geringe genetische Variation darauf zurückzuführen, dass *T. plicata* in der jüngeren nachglazialen Evolutionsgeschichte von einem eiszeit-

lichen Refugium aus nur Teile ihres ursprünglichen Verbreitungsgebietes wiederbesiedeln konnten, weshalb ein genetischer Flaschenhals aufgetreten sein könnte.

Bemerkenswert bei *T. plicata* ist, dass sie sich sehr leicht selbst befruchtet aber bei den meisten Fitnessmerkmalen keine oder nur sehr geringe Inzuchtdepressionen aufzuweisen scheint (GONZALES 2004, SHALEV 2022).

Für HUBER u. STORZ (2014) scheinen Herkünfte von der Olympischen Halbinsel und den tieferen Lagen der Westkaskaden Washingtons geeignete Herkünfte zu sein. Zum Teil überschneiden sich diese Gebiete mit den bevorzugten Herkünften für Douglasienvermehrungsgut. Sie erwähnen aber auch, dass Inlandsherkünfte aus Britisch Kolumbien eine gute Wüchsigkeit zeigen. Dahingegen scheinen Herkünfte aus dem nördlichen und südlichen Verbreitungsgebiet insgesamt weniger geeignet zu sein. SHALEV (2022) verweist aber auch darauf, dass Provenienzversuche gezeigt haben, dass sich natürliche Populationen lokal sehr stark anpassen, weshalb diese Baumart in einer solchen Vielzahl von Klimazonen, Feuchtigkeitsgraden, Höhenlagen und Lichtverhältnissen vorkommt.

Bereits SCHENCK (1939b) schließt nach einer Zusammenstellung der Erfahrungen von der Preußischen Versuchsanstalt nach Aufnahmen im Jahr 1930 mit 20 Probeflächen, dass die divergierenden Erfahrungen und Beobachtungen wohl in den Zufälligkeiten liegen, die ein wahlloser Anbau ohne Berücksichtigung der Klimarassen mit sich bringen muss.

Die Herkünfte der Praxisanbauten aber auch vieler forstlicher Versuchsflächen sind in der Regel nicht bekannt, so dass aus diesen Daten Unterschiede verschiedener Provenienzen nicht ermittelt werden können. Um ein besseres Verständnis über den Einfluss der Provenienzen auf das Wachstum und das Verhalten unter verschiedenen Klimabedingungen zu erlangen, sind neue Versuchsanbauten mit bekannten Herkünften nötig.

3.14 Schindelrindige Hickory (*Carya ovata*)

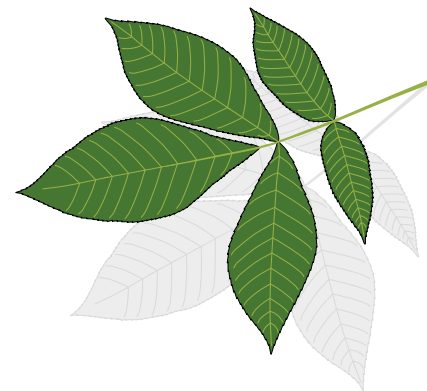
Carya ovata (MILL.) K. KOCH (syn.: *C. alba* NUTT.)

engl.: shagbark hickory, shellbark hickory

Familie: Juglandaceae

Unterfamilie: Juglandoideae

Sektion: *Carya*



3.14.1 Zusammenfassende Bewertung



Anbauempfehlung

Bereits SCHWAPPACH (1911) kam nach rund 30-jähriger Beobachtung der Preußischen Anbauversuche der Schindelrindigen Hickory (*Carya ovata*) zum Schluss, dass diese Baumart wegen ihres vortrefflichen hochwertigen Holzes in umfangreichem Anbau dringend zu empfehlen ist. Dieser Aussage gegenüber stehen allerdings auch gegenteilige Empfehlungen. Pflegeintensive und damit teure Kulturen, unbefriedigende Kulturerfolge, bescheidene Massenleistungen im Verhältnis zur Leistungsfähigkeit der Standorte sind Punkte, die verschiedene Autoren dazu bewogen ha-

ben einen Anbau von *C. ovata* gegenüber einheimischen Laubbaumarten nicht in Betracht zu ziehen (STRATMANN 1988, BURNS u. HONKALA 1990, BARTSCH et al. 2020). MILLER u. BASSUK (2023) schreiben, dass die langsame Triebentwicklung und der schlechte Vermehrungserfolg die am häufigsten genannten Gründe sind, warum *C. ovata* nicht in größerem Umfang angebaut wird. Auch METTENDORF (2016) sieht in ihrem langsamen Jugendwachstum das Haupthemmnis für einen verbreiteten Hickory-Anbau, da die Etablierung viel Geduld, Fingerspitzengefühl und einen engagierten Waldbewirtschaftenden fordert.

	Merkmal	Bewertung	Erläuterung
Ökologische Zuträglichkeit (OTTO 1993)	Standortsanpassung	++	<i>C. ovata</i> besiedelt im natürlichen Verbreitungsgebiet sehr unterschiedliche Standorte; durch die Pfahlwurzel ist sie in der Lage Böden tiefgründig zu erschließen
	Bodenpfleglichkeit	+++	Sehr gute Streuzersetzung
	Keine Krankheitsverbreitung	+	Bisher wurden keine Krankheiten, die durch diese Art ausgelöst wurden, beobachtet
	Keine Anfälligkeit	++	In den Heimatgebieten gibt es etliche Krankheiten an den <i>Carya</i> -Arten, die bisher in Deutschland aber noch nicht beobachtet wurden
	Mischbarkeit	+++	Aufgrund der hohen Schattentoleranz in der Jugend gut in die heimischen Wälder zu integrieren
	Naturverjüngung	++	In den älteren Praxisanbauten sowie auf den Versuchsflächen verjüngt sich die Art natürlich
	Waldstrukturen	+++	Voranbau unter Lichtbaumarten aufgrund der Ökologie durchführbar; kann aufgrund der schattenertragenden Eigenschaft auch im Unterstand von anderen Baumarten überleben

+++ äußerst positiv ++ sehr positiv + positiv - - - äußerst negativ - - sehr negativ - negativ ? unklar

	Merkmal	Bewertung	Erläuterung
Invasivität (VOR et al. 2015)	Negative Standortbeeinflussung	○	Nicht gegeben; gut zersetzbare Streu und somit bodenpfleglich
	Hohes Reproduktionspotenzial	○	Vollmasten in regelmäßigen Abständen; allerdings sind die Nüsse hochattraktiv für die heimische Tierwelt, weshalb sich die Zahl der keimenden Individuen deutlich reduziert
	Hohes Ausbreitungspotenzial	○	Die schweren Nüsse fallen direkt unter den Baum; Verbreitung durch Vögel potenziell möglich, aber zahlenmäßig unbedeutend
	Fähigkeit zur Artverdrängung	○	Das Jugendwachstum ist langsamer als das der heimischen Laubbaumarten, weshalb die Art diese nicht verdrängen kann
	Begrenzte Steuerungsmöglichkeiten	○	Waldbaulich lässt sich <i>C. ovata</i> gut managen

○ trifft nicht zu ● trifft bedingt zu ● trifft zu



Abb. 1: Verbreitungsgebiet von *Carya ovata*. Quelle: PETRY u. TAYLOR (2022)

Allerdings sprechen die gute Holzqualität, Gründe der Waldästhetik sowie eine Erweiterung der Baumartenvielfalt jedoch auch für einen Anbau dieser Baumart. Nicht zuletzt, da sie entsprechend ihrer Standortansprüche und Holzeigenschaften am ehesten als Ersatz für die Esche in Betracht gezogen werden kann (WEISE 1990, METTENDORF 2016).

3.14.2 Verbreitung

Carya ovata ist ein sommergrüner Laubbaum und zählt neben *Carya glabra* (Pignut Hickory; Ferkelnuss) zu den wichtigsten amerikanischen Hickorynüssen. Die Art ist im östlichen Nordamerika beheimatet (Abbildung 1). Das natürliche Verbreitungsgebiet erstreckt sich von Südost-Nebraska und Südost-Minnesota ostwärts bis Süd-Ontario, Süd-Québec und West-Maine sowie südwärts bis Georgia, Alabama, Mississippi, Louisiana und Ost-Texas. Im nord-östlichen Bergland von Mexiko kommen disjunkte Populationen der Art vor. SCHENCK (1939a) unterscheidet im natürlichen Verbreitungsgebiet technische und botanische Wuchsgebiete, deren Hickory-Holz technisch unverwertbar seien. Die technischen Wuchsgebiete liegen in Indiana, in Ohio, in West Virginia, in Kentucky und in Tennessee (SCHENCK 1939a, FOWELLS 1965, LÖBF 1982a, BURNS u. HONKALA 1990, GRANEY 1990, SCHÜTT et al. 1992, WILLIAMS 2005). Samenfunde von Hickorys in den Braunkohle-Abbaugeländen Ostdeutschlands aber auch in den Kiesablagerungen im Rheintal belegen, dass Arten dieser Gattung bereits vor den Eiszeiten in Europa heimisch waren (FREI 2019).

C. ovata erträgt in ihrem aktuellen natürlichen Verbreitungsgebiet sowohl eisige Winter als auch heiße Som-

mer. Die Art braucht eine hohe Jahreswärmesumme (KINDEL 1990, WEISE 1990). Die Höhenverbreitung von *C. ovata* reicht von 100 m ü. NN im Süden des Verbreitungsgebietes bis zu 900 m ü. NN in den südlichen Appalachen (WILLIAMS 2005). In der Tertiärzeit war das Genus *Carya* im ganzen Mittelmeergebiet bis zum Kaspischen Meer und in Deutschland bis zur Ostsee verbreitet (SCHENCK 1939a).

3.14.3 Standort

In ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet variieren die von *C. ovata* besiedelten Standorte erheblich. Im Norden findet sich die Art häufig an trockenen Berghängen in einer Höhe von bis zu 600 m ü. NN. Weiter südlich werden eher tiefgründige, feuchte alluviale Böden besiedelt. Auch die bevorzugten Bodentypen variieren beträchtlich: Im Bergland ist *C. ovata* sowohl auf Böden mit geringer Basen-

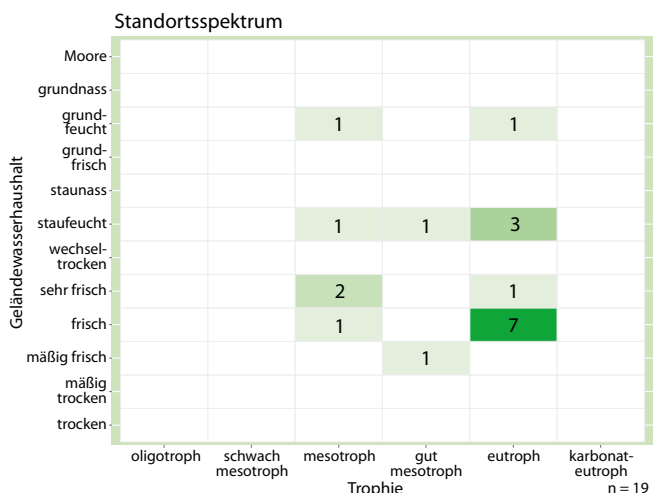


Abb. 2: Standortsspektrum der untersuchten Praxisanbauten der Schindelrindigen Hickory

sättigung (Ultisole) im Süden als auch auf solchen mit hoher Sättigung (Alfisol, Mollisol) im Norden vertreten. Es gibt Unstimmigkeiten über die Verbreitungsstrategie; ob die Nährstoffe einen Einfluss haben oder eher topographische Gegebenheiten (SCHENCK 1939a, FOWELLS 1965, KOCH 1985, SCHÜTT et al. 1992, WILLIAMS 2005).

Die Ansprüche an den Boden sind ähnlich denen der Traubeneiche. *C. ovata* benötigt tiefgründige, lehmig-sandige oder sandig-lehmige, frische bis mäßig frische Böden. Sie meidet extrem tonhaltige Böden. Staunässe sollte vermieden werden, da dies einen erheblichen Rückgang des Höhen- und Wurzelwachstums zur Folge hat. Da der Wuchs dieser Art entscheidend vom Frischegehalt des Bodens abhängt, sollten physiologisch flachgründige Standorte gemieden werden, da diese das Wachstum ebenfalls hemmen. Wie alle Nussbäume braucht auch *C. ovata* ausreichend Wärme zum Gedeihen. Auf Veränderungen der Bodenfruchtbarkeit reagiert die Art empfindlich (SCHWAPPACH 1901, 1911, LÖBF 1982a, BURNS u. HONKALA 1990, SCHWAB 1990, WEISE 1990, BARTSCH et al. 2020).

BURNS u. HONKALA (1990) schreiben, dass *C. ovata* am besten im humiden Klima gedeiht. SCHWAPPACH (1901) stellte fest, dass die Art im kontinentalen Klima noch ganz gut wächst, während ihr das kühlere Küstenklima des nördlichen Schleswig nicht mehr zusagt. Im natürlichen Verbreitungsgebiet liegen die Temperaturen im Jahresdurchschnitt zwischen 10,0 und 15,0 °C und in den Monaten Mai bis September zwischen knapp 19,0 und 24,1 °C. In ihrem natürlichen Areal treten Extremwerte von -16 °C und +34 °C auf. Der Jahresniederschlag schwankt zwischen 1.060 und 1.340 mm, wovon in den Monaten Mai bis September im Mittel nur 540 mm fallen. Abweichend von den Auswertungen finden sich in der Literatur Angaben zu Extremtemperaturen im natürlichen Verbreitungsgebiet von -46 °C sowie +46 °C (BURNS u. HONKALA 1990, WILLIAMS 2005). Als Jahresdurchschnittstemperaturen werden für den Norden des Verbreitungsgebietes 4 °C und für den Südwesten von Texas 21 °C angegeben, was ungefähr den Grenzen in Abbildung 3 entspricht.

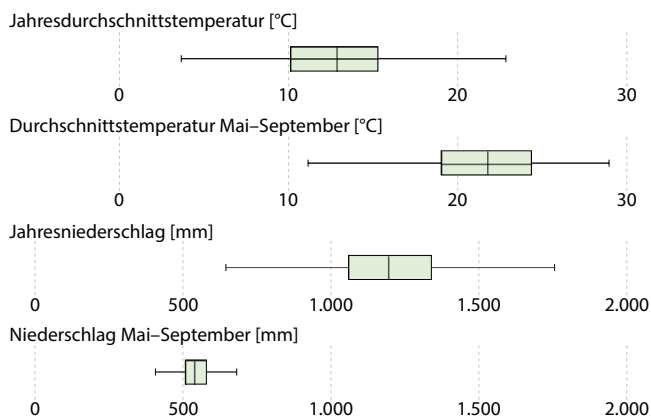


Abb. 3: Klimawerte des natürlichen Verbreitungsgebietes der Schindelrindigen Hickory extrahiert aus dem CHELSA-Datensatz (KARGER et al. 2021)

C. ovata bildet bereits im ersten Jahr eine ausgeprägte Pfahlwurzel mit wenigen Seitentrieben aus, welche im Mittel etwa 30 cm erreicht. Nach drei Jahren kann die Wurzel bereits in Tiefen von 0,6 – 0,9 m vorgedrungen sein (SCHWAPPACH 1901, FOWELLS 1965, BURNS u. HONKALA 1990, WILLIAMS 2005)

Boden- und Humuszustand unter *Carya*-Beständen sind ausgezeichnet (LÖBF 1982a). Dies bestätigen auch die Humusansprachen in den Praxisanbauten, bei denen ausschließlich gute Humusarten vorgefunden wurden (Abbildung 4). Das Laub wird demnach schnell zersetzt.

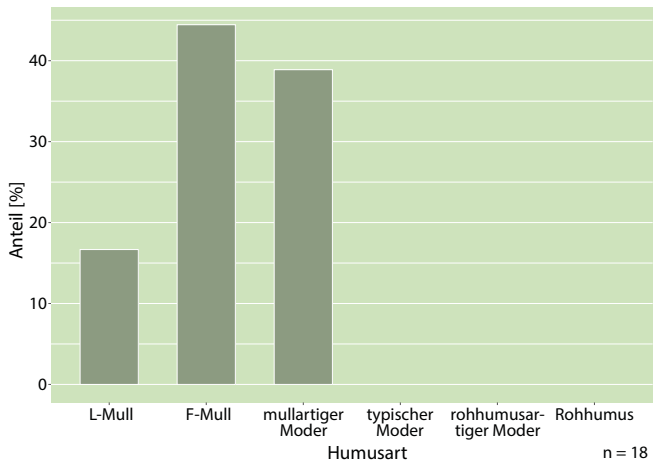


Abb. 4: Humusansprache in den Beständen der Praxisanbauten der Schindelrindigen Hickory

3.14.4 Wachstum und Ertrag

3.14.4.1 Übersicht

Im natürlichen Verbreitungsgebiet kann *C. ovata* unter günstigen Bedingungen Höhen von bis zu 40 m und Durchmesser (BHD) von über 100 cm erreichen. Im Allgemeinen erreicht die Art aber Höhen von 20 – 30 m und Durchmesser (BHD) von 30 – 60 cm. Ihr Höchstalter liegt bei 350 Jahren. *C. ovata* ist hauptsächlich mit Eichenarten, anderen Hickoryarten und weiteren diversen Laubhölzern vergesellschaftet und selten vorherrschend, sondern meist einzeln eingemischt (SCHWAPPACH 1901, REBMANN 1914, SCHENCK 1939a, FOWELLS 1965, DONG u. SCHÖBER 1973, SCHWAB 1990, WILLIAMS 2005).

C. ovata wird in der Literatur ziemlich einheitlich als schattentolerante Klimaxart in Laubwäldern beschrieben und den Halbschattbaumarten zugeordnet. Insbesondere in der Jugend kann die Art starke Beschattung ertragen. Sämlinge und junge Pflanzen können lange unter starker Übershirmung überleben und reagieren trotzdem noch auf eine Freistellung. Mit zunehmendem Alter wird der Lichtbedarf jedoch höher und tendiert Richtung Lichtbaumart (SCHENCK 1939a, FOWELLS 1965, LÖBF 1982a, KOCH 1985, BURNS u. HONKALA 1990, SCHWAB 1990, WEISE 1990, SCHÜTT et al. 1992). Das oberirdische Wachstum von *C. ovata* ist in der Jugend sehr langsam. In diesem Zeitraum forciert die Art

ein ausgeprägtes Wurzelwachstum (s. h. 3.14.3), während das Sprosswachstum kaum voran geht. Das langsame Jugendwachstum hält ca. bis zum Alter 6 – 8 an. Dann haben die Pflanzen eine Höhe von ca. 100 cm erreicht. Bei ausreichend Lichtgenuss nimmt das Wachstum ab diesem Zeitpunkt an Fahrt auf (LÖBF 1982a, METTENDORF 2016). Die Übersicht der Anbauversuche von SCHENCK (1939a) zeigt eben jenes geringe Jugendwachstum auf. In etlichen aufgelisteten Anbauversuchen wurden die gepflanzten oder gesäten Hickorys durch die heimischen Baumarten Buche oder Eiche überwachsen.

Charakteristisch bei dieser Art ist die Bestandesdifferenzierung in wenige dicke und sehr viele dünne Stämme. Die Durchmesserentwicklung folgt nicht der Höhenentwicklung, sondern geht eher langsam vonstatten. Durch das geringe Dickenwachstum weist *C. ovata* auch nur eine geringe Volumenleistung auf. WEISE (1990) berichtet über Bestände in Baden-Württemberg von einer Gesamtwuchseleistung (GWL) im Alter 90 von im Mittel nur 424 Vfm m. R. bzw. einem dGz von 4,7 Vfm m. R.. Der laufende Derbholzzuwachs kulminiert um das Alter 60. Das Kronenwachstum in älteren Beständen ist begrenzt und die Reaktionen auf Freistellung sind gering. Versuche, das früh kulminierende Dickenwachstum in über 70-jährigen Beständen in Baden-Württemberg zu beleben, schlugen fehl (SCHWAPPACH 1901, REBMANN 1914, LÖBF 1982a, WEISE 1990).

Im Vergleich zu anderen Hickory-Arten gilt *C. ovata* als raschwüchsig. Sie erreicht in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet allerdings nicht die Wüchsigkeit mit den dort vorkommenden Eichen-Arten, mit denen sie vergesellschaftet ist. Aufgrund ihrer Langlebigkeit und ihrer Fähigkeit Überschirmung zu ertragen und auf Freistellungen zu reagieren, sind sie für Bewirtschaftungen mit langen Umtriebszeiten (> 200 Jahre) geeignet. So wird, bei gleichzeitig früher Förderung, auch der Wertzuwachs der meist langen und geraden Schäfte bei dieser Baumart ausgenutzt (REBMANN 1914, LÖBF 1982a, BURNS u. HONKALA 1990, WILLIAMS 2005).

C. ovata weist eine ausgeprägte Fähigkeit zum Stockausschlag auf. Bis zu einem Stammdurchmesser von 20 – 24 cm treiben abgeschnittene oder durch Feuer abgetötete Hickorys wieder aus. Bei älteren und dickeren Bäumen geht das Stockausschlagsvermögen auf die Wurzel über und die Art bildet Wurzelschösslinge aus (SCHENCK 1939a, LÖBF 1982a, KOCH 1985, BURNS u. HONKALA 1990, SCHWAB 1990).

Begründung

Das optimale Alter von *C. ovata* zur Samengewinnung liegt bei 60 – 200 Jahren. Die Nüsse reifen im September bis Oktober und werden von September bis Dezember abgeworfen. Die dicke Schale springt leicht auf. Vollmasten treten in 1- – 3-jährigen Abständen auf; in den



Abb. 5: Frische Hickory-Nuss in noch geschlossener Schale
(Foto: S. Lieven)

dazwischenliegenden Jahren kommen Halbmasten vor. Die Nüsse sind schwer, 1 kg Saatgut enthält rund 220 Früchte. Das Keimprozent von frischem Saatgut liegt bei 50 – 75 % (FOWELLS 1965, LÖBF 1982a, KOCH 1985, EBERT 2003). Die Nüsse von *C. ovata* sollten in einem luftdichten Behälter bei 5 °C und 90 % relativer Luftfeuchtigkeit gelagert werden (BURNS u. HONKALA 1990). Die vorhandene Keimruhe wird am besten auf natürliche Weise durch Überwinterung im Humus überwunden. Ansonsten brauchen frische und bis zu 2 Jahre gelagerte Nüsse eine Stratifizierung bei etwa 3 °C für 90 – 120 Tage in einem feuchten Medium. Bei Nüssen, die über 2 Jahre gelagert wurden, geht das Keimprozent zurück und die Stratifizierung kann auf 60 Tage reduziert werden. Wenn die Nüsse austrocknen, verlieren sie ihre Keimkraft vollständig. Generell keimen die Nüsse sehr langsam und die Sämlinge erscheinen bei nicht vorgekeimten Nüssen erst im Spätsommer. Ein erheblicher Prozentsatz der Nüsse liegt auch über. Bei spät ausgetriebenen Samen können die ersten Fröste die unverholzten Triebe schädigen (SCHWAPPACH 1901, REBMANN 1914, KOCH 1985, BURNS u. HONKALA 1990, SCHWAB 1990).

Bei der Aussaat braucht *C. ovata* ein mäßig feuchtes Saatbett damit eine zufriedenstellende Keimung und eine frühe Etablierung gelingt. Die Art keimt hypogäisch (Keimblätter bleiben in der Frucht und ergrünen nicht). Die Pfahlwurzelentwicklung geht schon sehr früh in der Entwicklungsphase los (KOCH 1985, BURNS u. HONKALA 1990).

Die extreme Wurzelentwicklung mit Wurzellängen von rund 30 cm im ersten Jahr sollte bei der Wahl des Kulturbegründungsverfahrens Berücksichtigung finden. In der Literatur wird aufgrund dieser Eigenschaft mehrfach die Saat der Pflanzung vorgezogen, da ein Verpflanzen schlichtweg schwierig ist, ohne die Wurzel zu beschädigen

(EBERT 2003, MILLER U. BASSUK 2023). Hierfür sollte vorzugsweise vorgekeimtes Saatgut Verwendung finden. Eine Herbstsaat ohne Stratifizierung ist möglich, jedoch sind die Nüsse hochattraktiv für Mäuse, Eichhörnchen und Schwarzwild. Diese Kulturen müssten dementsprechend geschützt werden. EBERT (2003) empfiehlt für eine Saat rund 30.000 Nüsse (120 kg) je Hektar, welche in Riefen mit einem Abstand von 2,5 m und innerhalb dieser in einem Abstand von 10–15 cm gesät werden. Bei Pflanzenanzuchten aus der Baumschule tritt das Problem auf, dass die Pfahlwurzel beim Verschulen z.T. abgestochen werden kann. Infolge kann Wurzelfäule oder Pilzbefall zu einem Ausfall führen oder aber die Pflanze kümmernd über mehrere Jahre, bis sich die Wurzel regeneriert hat. GRAEBENER (1911) verweist bereits darauf, dass Erfahrungen gezeigt haben, dass mehrjährige Pflanzen ein Verschulen schlecht vertragen und infolge kränkeln, ehe sie weiterwachsen. MILLER U. BASSUK (2023) zeigen aber auf, dass sich bei *Carya*-Arten die Pfahlwurzel im Gegensatz zu Arten der Gattung *Quercus* regenerieren. Den Empfehlungen zur Saat steht die aktuell knappe Verfügbarkeit von Saatgut jedoch entgegen. Um dennoch die Wurzelentwicklung bei der Pflanzung zu berücksichtigen sollten, idealerweise ein- bis höchstens zweijährige Pflanzen verwendet werden (SCHWAPPACH 1901, 1911, SCHENCK 1939a, LÖBF 1982a, 1982, SCHWAB 1990, WEISE 1990, BARTSCH et al. 2020).

Unabhängig vom Begründungsverfahren steht nach der

Etablierung bei *C. ovata* aufgrund der zunächst sehr langsamen Höhenentwicklung bis ca. zum Alter 8 eine lange Zeit der Kulturpflege bevor. Um diesen Aufwand zu vermindern, kann eine Einbringung unter Schirm angedacht werden. Dieser sollte jedoch im Laufe von 15 Jahren entfernt werden, da für die weitere Entwicklung ein ausreichender Licht- und Wärmegenuss bei dieser Baumart zuträglich ist. REBMANN (1914) schreibt zu dieser Phase „... die junge Hickory-Pflanzung muß gepflegt werden, als wäre sie eine Obstbaumschule“ (SCHWAPPACH 1901, 1911, REBMANN 1914, EBERT 2003). Bei der Einbringung unter Schirm sollte aber auch bedacht werden, dass der Lichtgenuss bei Sämlingen von *C. ovata* einen signifikanten Einfluss auf die Wurzel- und Sprossentwicklung hat. Sämlinge mit großem Lichtgenuss hatten in einem Versuch längere Wurzeln, während Sämlinge mit geringem Lichtgenuss größere Sprosstriebe aufwiesen (ROBISON U. MCCARTHY 1999).

Waldbau

Das oben beschriebene langsame Jugendwachstum hält je nach Quelle ungefähr bis zum Alter 6–8 an. SCHENCK (1939a) berichtet, dass ab Alter 8 dann Höhentriebe von bis zu 50 cm erreicht werden. SCHWAPPACH (1911) sagt, dass die Entwicklung von *C. ovata* ungefähr ab Alter 10 lebhafter wird und sich die Pflanzen dann auch gegenüber bis dahin vorwüchsigen Pflanzen behaupten können.

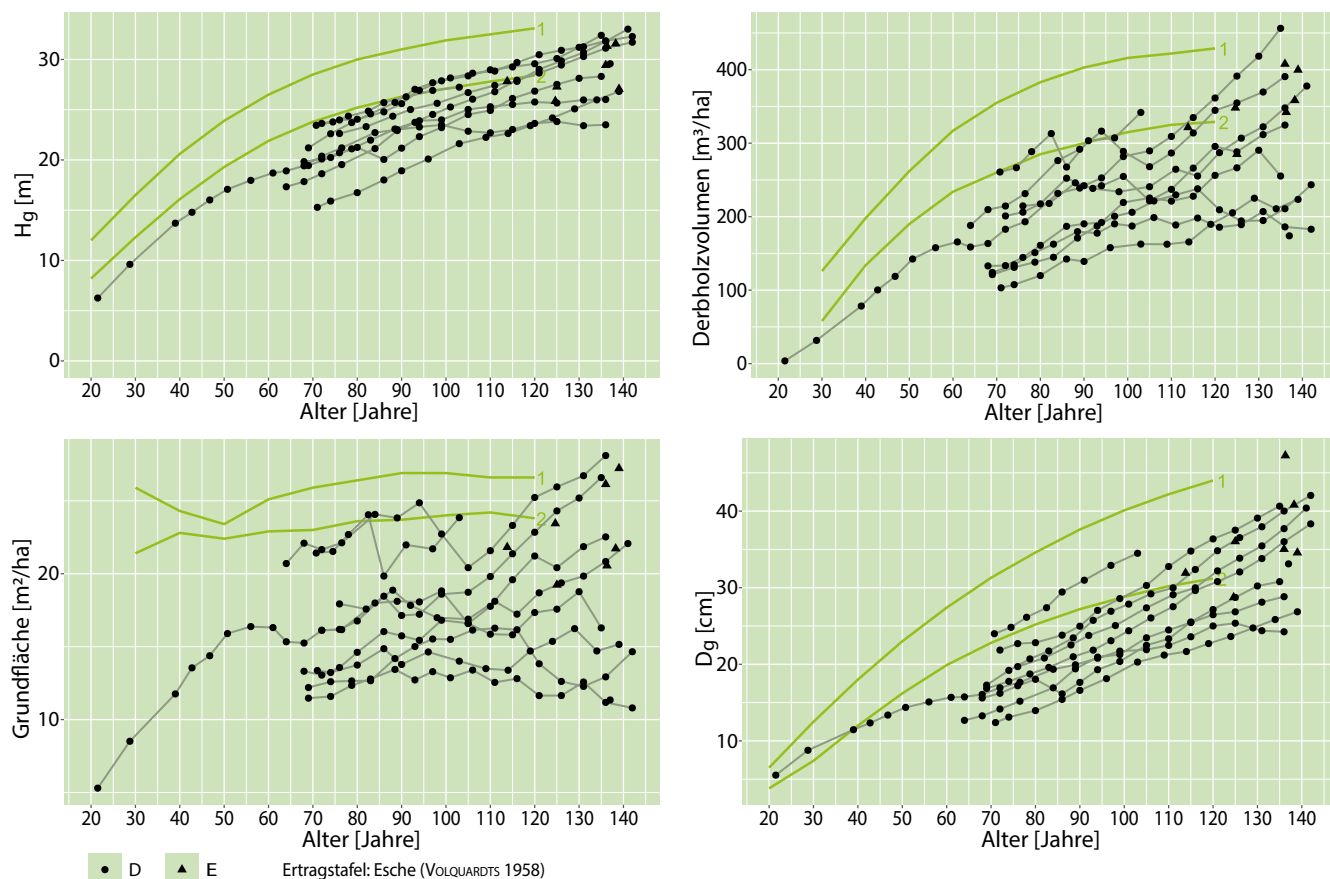


Abb. 6: Mittelhöhen-, Derbholzvolumen-, Grundflächen- sowie Durchmesserentwicklung der untersuchten Praxisanbauten und der langfristigen Versuchsflächen der Schindelrindigen Hickory im Vergleich zur Eschenertagstafel (VOLQUARDTS 1958) D: langfristige Versuche, E: Einmalige Aufnahmen

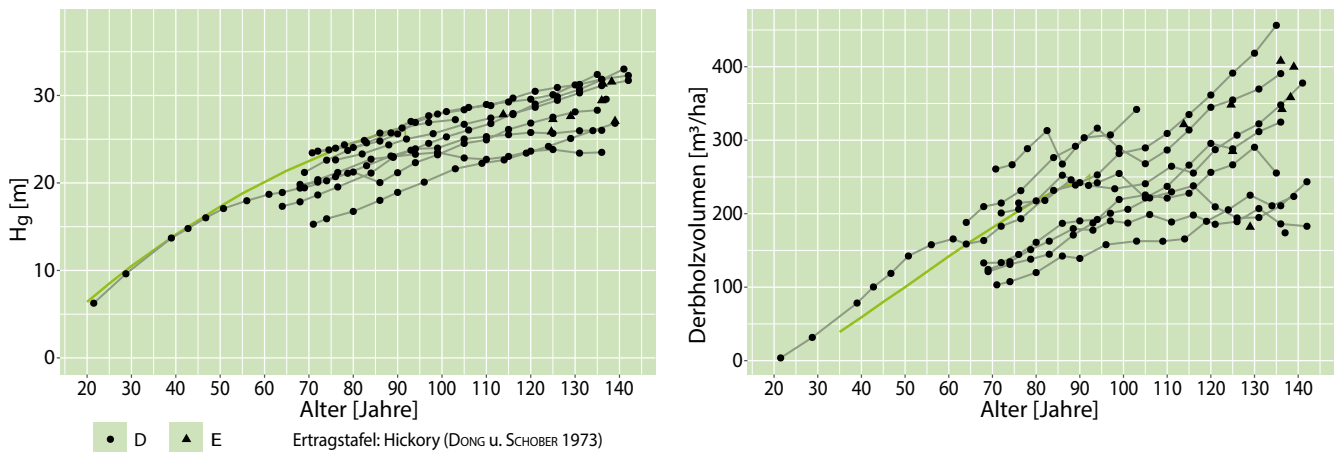


Abb. 7: Mittelhöhen- und Derbholzvolumenentwicklung der untersuchten Praxisanbauten und langfristigen Versuchsflächen der Schindelrindigen Hickory im Vergleich zur Hickoryertragstafel (DONG u. SCHÖBER 1973) D: langfristige Versuche, E: Einmalige Aufnahmen

Um ein Optimum für Leistung und Stabilität zu erreichen, empfiehlt WEISE (1990) eine stark gestaffelte Behandlung mit sehr frühen, kräftigen Eingriffen und später schwachen Eingriffen. Die Bewirtschaftung ist ähnlich zur Eiche. Zu dichter Stand bei dieser Baumart führt zu einem ungünstigen Verhältnis von Schaft und Krone, was zum Umbiegen der Bäume führt (SCHWAPPACH 1911, REBMANN 1914).

Erste Eingriffe sollten unter günstigen Umständen in einem Alter von 25 Jahren erfolgen. In reinen Vorkommen sollten die Bäume zu diesem Zeitpunkt einen Abstand von 2 m (2.500 Stk./ha) einnehmen. Des Weiteren sollte man die Hickory alle 10 Jahre durchforsten (SCHWAPPACH 1911, REBMANN 1914).

Nach SCHWAPPACH (1911) kommt *C. ovata* als einzeln eingemischter Unterstand in Buchen, Hainbuchen oder Weichlaubhölzern besser zurecht, als in Reinbeständen. Dies entspricht auch eher ihrem Vorkommen in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet (s. o.).

3.14.4.2 Ergebnisse der Untersuchungen

Die ermittelten Werte der Auswertungen sind mit einem gewissen Vorbehalt zu betrachten. Die Bestände, insbesondere die Praxisanbauten, erfuhren nicht immer eine gleichmäßige Behandlung und wurden teilweise nicht gemäß der Ökologie der Baumart und damit zu schwach durchforstet. Resultat sind hoch ansetzende, schmale Kronen. Es lässt sich aus diesen Daten nicht ableiten, wie sich die Bestände bei rechtzeitiger Durchforstung entwickeln würden. Es ist aber zu erwarten, dass bei besserer Pflege günstigere Ergebnisse erzielt werden können.

Die Auswertungen der 10 langfristigen Versuchsflächen sowie der 7 Praxisanbauten werden in Abbildung 6 dargestellt. Die Höhenentwicklung der Mittelhöhe von *C. ovata* folgt im Wesentlichen der Höhenentwicklung der Eschenertragstafel und bewegt sich zwischen der 1. und der 2. Ertragsklasse. Vergleicht man hingegen das Durchmesserwachstum von *C. ovata* mit dem der Esche, so sieht

man ein deutlich langsames Dickenwachstum bei der Hickory-Art. Im Durchmesserwachstum ist *C. ovata* der Esche deutlich unterlegen. Daraus resultieren auch niedrigere Grundflächen in den Beständen und auch geringere Vorräte.

Grundsätzlich kann *C. ovata* in der Höhenentwicklung im späteren Alter mit der Buche und der Eiche mithalten und ist somit für eine Mischung mit diesen Baumarten grundsätzlich geeignet. Auf den besseren Standorten bleibt sie dann zwar in der Höhenentwicklung hinter der Buche zurück, kann aber aufgrund ihrer Schattentoleranz im Unterstand dieser Bestände mitwachsen.

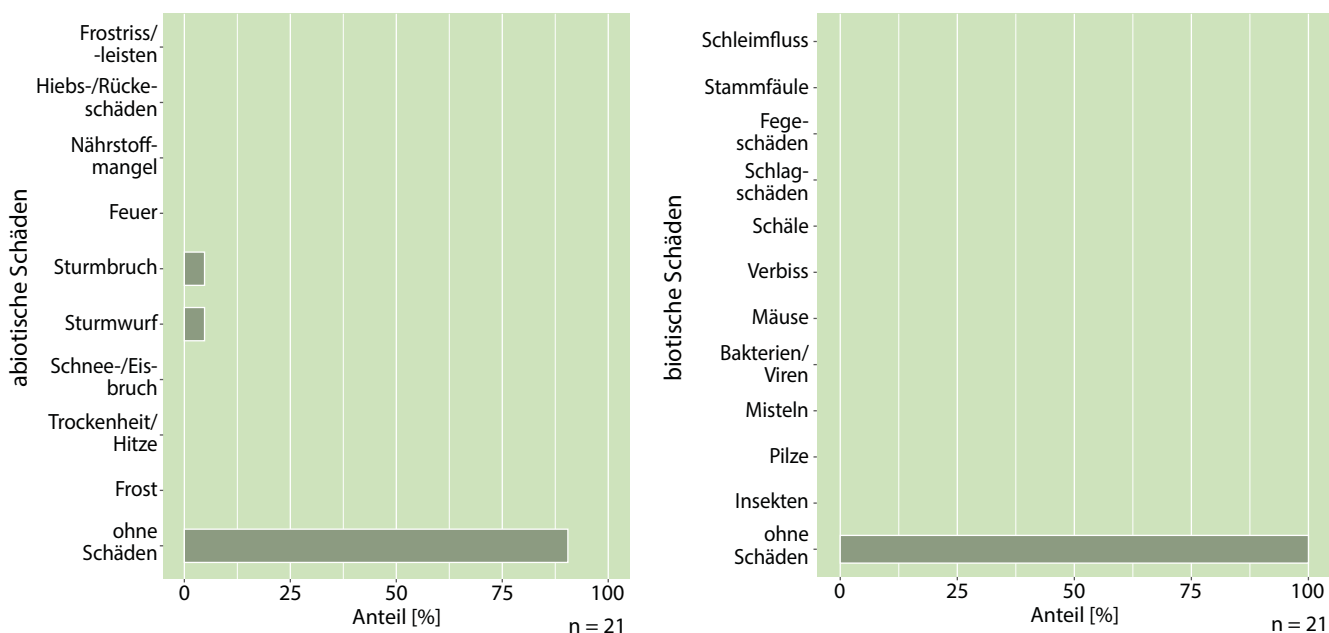
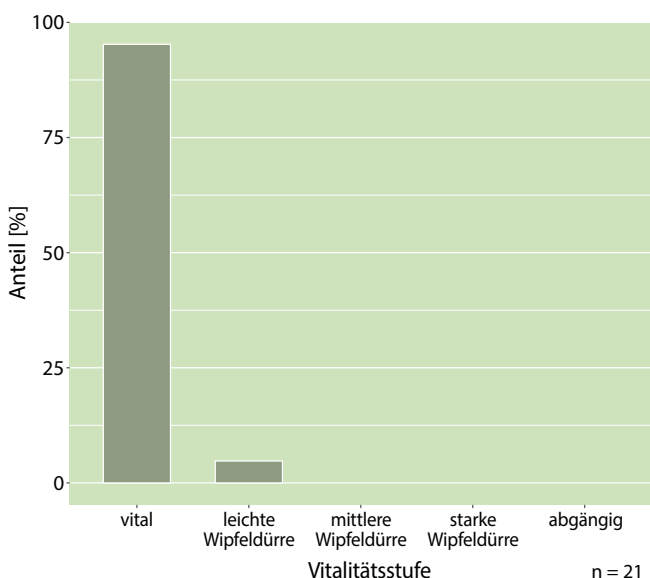
Ein Vergleich mit der von DONG u. SCHÖBER (1973) erstellten vorläufigen Ertragstafel für die Schindelrindige Hickory zeigt, dass sich die Flächen in einem für diese Baumart typischen Rahmen entwickelt haben bzw. überwiegend sogar in der Höhenentwicklung hinter der dort angenommenen 1. Ertragsklasse zurückgeblieben sind (Abbildung 7).

3.14.5 Gefährdungen

SCHWAB (1990) verweist darauf, dass bisher an den Hickory-Arten kaum Krankheiten beobachtet wurden. Zwar sind in ihrer Heimat biotisch bedingte Krankheiten bekannt, doch treten diese bislang außerhalb des natürlichen Verbreitungsgebietes nicht auf.

Während *C. ovata* Winterfröste und Temperaturen von bis zu -46 °C gut überstehen kann, sind Schäden durch Spätfröste an Knospen bei jungen Hickory häufig. Diese können teils zu sehr hohen Ausfällen führen, weshalb Spätfrostlagen zu meiden sind. Zwar hat die Art das Potenzial immer wieder im Frühjahr auszuschlagen, doch sind die Triebe in der Regel schwach und werden dann erneut durch Spätfrost beschädigt. (SCHWAPPACH 1901, REBMANN 1914, SCHENCK 1939a, LÖBF 1982a, WILLIAMS 2005).

Verletzungen der Rinde z. B. durch Hiebs- oder Rückeschäden aber auch durch saftsaugende Vögel (Spechte) verursachen schwarze Flecken und Streifen im Holz von *C. ovata*.

Abb. 8: In den Praxisanbauten vorgefundene abiotische und biotische Schäden an *C. ovata*Abb. 9: Vitalitätsansprache der Praxisanbauten von *C. ovata*

Diese haben zwar keinen Einfluss auf die Güte des Holzes, können aber auf der Abnehmerseite ungewollt sein und somit zu Vermarktungsproblemen führen (REBMANN 1914, BURNS u. HONKALA 1990).

Durch die bereits mehrfach erwähnte tief reichende Pfahlwurzel gilt die Art auf den meisten Standorten als sturm-fest (BURNS u. HONKALA 1990, WILLIAMS 2005). Allerdings ist *C. ovata* in allen Altersstufen anfällig für Brandschäden. In die Brandwunden dringen Kernfäulepilze ein und verursachen einen fortschreitenden Holzverlust (KOCH 1985).

Kulturen sind gefährdet durch Mäusefraß und Verbiss durch Hasen und Rehe. Der Rehbock verfegt *C. ovata* auch gerne, worauf die Pflanze sehr empfindlich reagiert (SCHWAPPACH 1901, SCHENCK 1939a, SCHWAB 1990).

3.14.6 Holzverwendung und Stammqualitäten begutachteter Bestände

Die Wuchsform von *C. ovata* ist typischerweise gut. Kennzeichnend für im Bestand erwachsene Bäume ist ein gerader, schlanker, vollholziger Stamm. Dieser ist in der Regel astfrei, da die Astbildung bei den Hickory-Arten nicht so ausgeprägt ist. Allerdings gibt es eine Tendenz dazu, dass sich der Stamm in halber bis zwei Drittel der Baumhöhe in zwei oder drei Stämme aufteilt. Astfreie Schaftlängen von bis zu 18 m sind laut Literatur erreichbar (SCHENCK 1939, FOWELLS 1965, BURNS u. HONKALA 1990, SCHWAB 1990, WILLIAMS 2005).

Abb. 10: Stamm der *C. ovata* mit ihrer rauen, sich in Streifen ablösenden Rinde (Foto: S. Lieven)

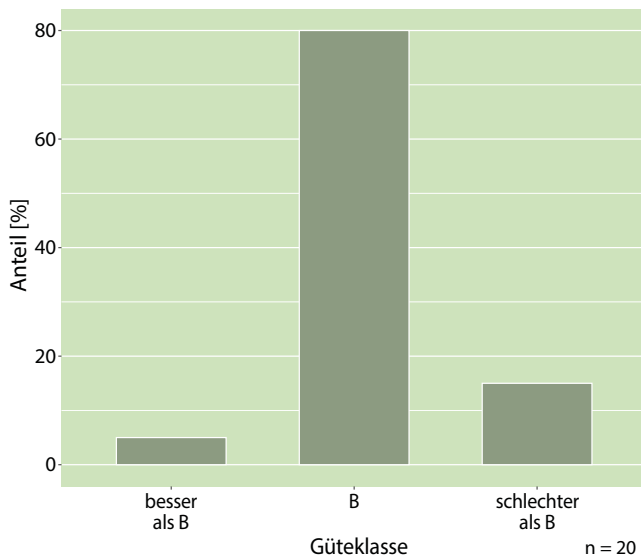


Abb. 11: Qualitätseinschätzung der Praxisanbauten von *C. ovata* anhand einer optischen Stehendansprache eines potenziellen Z-Baumkollektivs

Das ringporige Holz von *C. ovata* besteht aus einem dunkelgrün bis braun gefärbten Kernholz sowie einem hellen, gelben Splintholz. Es ist verhältnismäßig schwer und wiegt 1.025 kg/m³ in frischem Zustand sowie 801 kg/m³ bei 12 % Feuchtigkeit. Das elastische, harte und zähe Holz wird als Bauholz sowie zur Herstellung von Möbeln, Werkzeugen oder Sportgeräten verwendet oder aber auch zu Fußböden verarbeitet. Darüber hinaus wird das Holz auch aufgrund des aromatisch riechenden Rauchs zum Räuchern von Fleisch und Käse genutzt. Die Dauerhaftigkeit des Holzes auf oder in der Erde ist sehr gering (SCHWAPPACH 1911, SCHENCK 1939a, KOCH 1985, SCHÜTT et al. 1992, SEELING 1998, WILLIAMS 2005). In den Handel kommt das breite Splintholz als White hickory und wird meist dem Kernholz, welches als Red hickory im Handel erhältlich ist, vorgezogen (WALKER 2009).

Hickory ist eine Holzart mit hohen inneren Spannungen (SEELING 1998). Das Holz lässt sich zwar nageln, ist aber spröde. Maschinelle Bearbeitung und Verleimung gestalten sich manchmal problematisch (SEELING 1998, WILLIAMS 2005). *C. ovata* liefert ein Holz mit ausgezeichneten Biegeeigenschaften. Bei der Biegefestigkeit und Elastizität übertrifft dieses Holz sogar das der konkurrierenden *Fraxinus excelsior* L. und *Robinia pseudoacacia* L. (SEELING 1998).

3.14.7 Sonstige Ökosystemleistungen

Die süßen Nüsse von *C. ovata*, die einst ein Hauptnahrungsmittel der amerikanischen Ureinwohner waren, werden von etlichen Tieren als Nahrung angenommen (Eichhörnchen, Mäuse, Wildschweine). Für den Waldbesitzenden könnte auch eine Fruchtgewinnung von wirtschaftlichem Interesse sein. Die leicht zu öffnenden Nüsse sind fett- und proteinreich, enthalten aber wenige Tannine (BURNS u. HONKALA 1990, SCHÜTT et al. 1992, WILLIAMS 2005).

Darüber hinaus hat *C. ovata* als Element des „Indian Summer“ mit ihrer prächtigen, goldgelben Herbstfärbung waldästhetische Aspekte, die ein Anreiz zum Anbau dieser Baumart sein können (SCHÜTT et al. 1992, METTENDORF 2016).

3.14.8 Genetik

C. ovata weist in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet eine große Vielfalt an morphologischen Merkmalen auf. Typischerweise besitzt sie eine beträchtliche Vielfalt an Nussgrößen und -formen sowie -farben. Auch die Schalendicke sowie die Süße der Nüsse variieren. Auf Grundlage dieser unterschiedlichen Merkmale sowie der Beschaffenheit und Menge der Behaarung von Blättern und Zweigen wurden laut GRANEY (1990) 1933 fünf weitere *Carya ovata*-Sorten anerkannt, die jedoch danach keine weitere Beachtung fanden. Auch SCHENCK (1939a) zählt drei Varietäten auf, welche sich hauptsächlich in der Nussgröße und -form unterscheiden.

Unter verschiedenen *Carya*-Arten kann es zu Hybridisierungen kommen. Es sind verschiedene Hybride sowie auch Kultivare bekannt (GRANEY 1990, WILLIAMS 2005).



Abb. 12: Hickorysämling auf einer Versuchsfläche in Hessen (Foto: S. Lieven)

3.15 Schwarzkiefer (*Pinus nigra*)

Pinus nigra ARNOLD, 1785 (syn.: *Pinus laricio* POIR., 1804)

engl.: european black pine, black pine

Familie: Pinaceae

Gattung: *Pinus*

Die taxonomische Differenzierung von *P. nigra* ist in der Literatur nicht einheitlich und die Einteilung in Unterarten, Varietäten, Klassen, Gruppen und Herkünfte ist recht unterschiedlich. Aufgrund morphologischer und ökophysiologischer Verschiedenheiten zwischen den geographischen Herkünften werden verschiedene Unterarten unterschieden. Teilweise werden 81 Rassen und geographische Varietäten erwähnt, die durch die extreme genetische Variabilität mit der großen Schwankungsbreite in den ökologischen Bedingungen erklärt werden.

Anhand räumlich genetischer Strukturen kann die Art in fünf Unterarten gegliedert werden: *Pinus nigra* ARNOLD ssp. *salzmanii* (DUNAL) FRANCO, *Pinus nigra* ssp. *laricio* (POIRET) MAIRE, *Pinus nigra* ssp. *nigra*, *Pinus nigra* ssp. *pallasiana* (LAMB) HOLMBOE, *Pinus nigra* ssp. *dalmatica* (VIS.) FRANCO (LÖBF 1987b, GROSSONI 2000, HUBER 2011, KUNZ et al. 2020).

In diesem Steckbrief wird die Schwarzkiefer als eine Sammelart betrachtet und nur an unumgänglichen Punkten auf die Unterarten eingegangen. Dabei findet die oben genannte Einteilung der Unterarten Anwendung.



3.15.1 Zusammenfassende Bewertung



Anbauempfehlung

Die Schwarzkiefer (*Pinus nigra*) weist in den Untersuchungen eine vergleichsweise gute Wuchseistung auf. Sie besitzt geringe Nährstoffansprüche und stellt sich als eine

Baumart mit hoher Trockenheitstoleranz dar. Insbesondere auf flachgründigen, sehr trockenen Standorten stellt sie im Hinblick auf den Klimawandel eine interessante Alternative dar, welcher mehr Beachtung geschenkt werden sollte. Welche Herkünfte am besten für den Anbau geeignet sind, muss noch weiter erforscht werden, um die bisher begrenzten Erkenntnisse stetig zu erweitern.

	Merkmal	Bewertung	Erläuterung
Ökologische Zuträglichkeit (OTTO 1993)	Standortsanpassung	+++	Breite Standortamplitude mit geringen Ansprüchen an die Wasserverfügbarkeit der Böden
	Bodenpfleglichkeit	+-	Hohe Streuproduktion, welche sich nur langsam abbaut; kann auf armen Standorten für eine Verbesserung der Humusverhältnisse beitragen
	Keine Krankheitsverbreitung	+	Keine Krankheitserreger, die von dieser Baumart ausgehen und auf andere Baumarten übertragen werden
	Keine Anfälligkeit	+	<i>P. nigra</i> hat potenziell die gleichen Anfälligkeiten wie die heimische <i>P. sylvestris</i> , wobei sie sich bisher in Untersuchungen als robuster und vitaler darstellt
	Mischbarkeit	+-	Konkurrenzfähig nur auf Extremstandorten, ansonsten auf steuernde waldbauliche Eingriffe angewiesen
	Naturverjüngung	+	<i>P. nigra</i> lässt sich mit gezielten forstlichen Eingriffen natürlich verjüngen
	Waldstrukturen	+	Gegenüber anderen Arten relativ konkurrenzschwach, was aber durch nicht zu innige Mischungsverhältnisse ausgeglichen werden kann

+++ äußerst positiv ++ sehr positiv + positiv --- äußerst negativ -- sehr negativ - negativ ? unklar

	Merkmal	Bewertung	Erläuterung
Invasivität (VOR et al. 2015)	Negative Standortbeeinflussung	●	Streuzersetzung langsam, aber nicht unbedingt langsamer als bei <i>P. sylvestris</i> ; kann auf Extremstandorten auch zu einer Verbesserung der Humusverhältnisse beitragen
	Hohes Reproduktionspotenzial	●	Ausschließlich generative Vermehrung
	Hohes Ausbreitungspotenzial	●	Samen werden durch Wind verbreitet, benötigen als Mineralbodenkeimer allerdings besondere Keimvoraussetzungen, was die Ausbreitung stark eingrenzt
	Fähigkeit zur Artverdrängung	○	Konkurrenzschwach; besonders in der Jugend langsames Höhenwachstum
	Begrenzte Steuerungsmöglichkeiten	○	Mit normalen forstlichen Mitteln zu managen

○ trifft nicht zu ● trifft bedingt zu ● trifft zu



Abb. 1: Verbreitungsgebiet von *Pinus nigra*. Die verschiedenen Unterarten wurden in dieser Darstellung zusammengefasst. Quelle: CAUDULLO et al. (2023)

3.15.2 Verbreitung

Das natürliche Verbreitungsgebiet von *P. nigra* ist stark zerklüftet (Abbildung 1). Nach der letzten Eiszeit wanderte die Art auf verschiedenen Routen in mehrere europäische Regionen ein. Durch Anpassung an die vielfältigen Umweltbedingungen in den Arealen bildeten sich mehrere Unterarten und Herkunftsfälle aus. Es gibt vier größere Schwerpunktgebiete in denen fünf Unterarten auftreten. Die Spanische Schwarzkiefer (ssp. *salzmanii*) kommt auf der Iberischen Halbinsel vor. Die Korsische Schwarzkiefer (ssp. *laricio*) besiedelt Kalabrien, Korsika und Sizilien. Von der Krim über Makedonien bis in die Türkei ist die Krim-Schwarzkiefer (ssp. *pallasiana*) verbreitet. An der Ostküste der Adria ist die Subspezies *dalmatica* beheimatet. Das nördlichste Verbreitungsgebiet von Südösterreich über Norditalien und den Balkan bis nach Griechenland besitzt die Österreichische Schwarzkiefer (ssp. *nigra*). Die Vertikalverbreitung reicht in diesen Gebieten von rund 200 m bis zu ca. 2.000 m, wobei die Hauptvorkommen sich in einem Höhenbereich zwischen 800 und 1.500 m befinden. Bei den Unterschieden zwischen den Herkunftsfällen sind vor allem die Höhe und die Form der Bäume, die Größe und die Anatomie der Nadeln sowie die Dürresistenz betroffen (LÖBF 1987b, GROSSONI 2000, SPELLMANN et al. 2015, KUNZ et al. 2020).

3.15.3 Standort

Das Klima unterscheidet sich in den einzelnen Arealen des natürlichen Verbreitungsgebietes teils erheblich. In den südlichsten Arealen herrscht ein mediterranes, subhumides bis perhumides Klima mit einer ausgeprägten Sommertrockenheit. Im Verbreitungsgebiet der ssp. *nigra* sind die Klimaextreme hingegen weniger ausgeprägt

(GROSSONI 2000, SPELLMANN et al. 2015). Im gesamten Verbreitungsgebiet liegt die Jahresdurchschnittstemperatur zwischen 9,0 °C und 12,9 °C. Während der Monate Mai bis September steigen die Temperaturen im Mittel auf 18,5 °C an und weisen dabei eine Spanne von 15,6 – 21,4 °C auf. Es treten im Jahresverlauf Extremtemperaturen von -19,3 °C aber auch von +37,3 °C auf. Die Jahresniederschläge liegen zwischen 640 und 1.130 mm. In den Monaten Mai bis September fallen davon jedoch nur 162 – 400 mm, worin die Sommertrockenheit der Verbreitungsgebiete deutlich wird (Abbildung 3).

An die Nährstoff- und Wasserversorgung der Böden stellt *P. nigra* geringe Ansprüche, hat aber einen hohen Anspruch an die Bodendurchlüftung. Dadurch sind grund- und stauwasserbeeinflusste Standorte oder Überflutungsgebiete nicht geeignet. Die Art gedeiht sowohl auf lockeren sandi-

Standortsspektrum							
Geländewasserhaushalt	Moore			2			
	grundnass						
	grundfeucht	1	1	1	1	1	
	grundfrisch	3		4			
	stau-nass						
	stau-feucht					1	
	wechsel-trocken						
	sehr frisch					1	
	frisch		2	11		6	1
	mäßig frisch	6	3	24	4	14	11
	mäßig trocken	7		3		9	11
	trocken			2		1	1
		oligotroph	schwach mesotroph	mesotroph	gut mesotroph	eutroph	karbonat-eutroph
		Trophie					

Abb. 2: Standortsspektrum der untersuchten Praxisanbauten der Schwarzkiefer

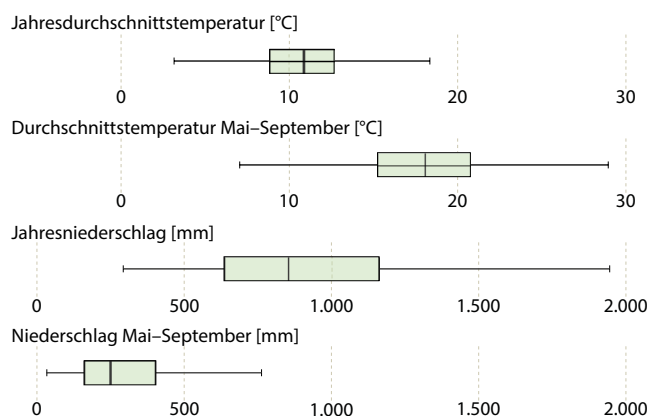


Abb. 3: Klimawerte des natürlichen Verbreitungsgebietes der Schwarzkiefer extrahiert aus dem CHELSA-Datensatz (KARGER et al. 2021)

gen als auch auf schweren tonigen, sowie auf kalk- und silikatreichen Böden, wobei es hier zwischen den Unterarten durchaus auch Unterschiede gibt. Bevorzugt werden aber basen- und nährstoffreiche Standorte. Bei wintermildem Klima ist sie in der Lage, trockene Extremstandorte wie Kalkschotter, Dünen und warme, flachgründige Kalkböden zu besiedeln. Aufgrund ihrer Überlegenheit gegenüber anderen Baumarten auf Kalkstandorten wurde sie auf diesen vermehrt künstlich eingebracht, wodurch der Eindruck entstehen kann, dass Kalk einen wichtigen Bodenfaktor für *P. nigra* darstellt. Ernährungsversuche zeigten aber auf diversen Standorten keinen Nährstoffmangel auf (LÖBF 1987b, KLEMMT et al. 2012, SPELLMANN et al. 2015, KUNZ et al. 2020). Als submediterrane Gebirgsbaumart sagen *P. nigra* hohe Niederschläge bei mittleren Temperaturen zu. Sie kommt aber auch mit Sommerniederschlägen ab 130 mm und Sommertemperaturen über 19 °C zurecht (KUNZ et al. 2020). Die Netto-Photosynthese liegt noch bei -6 °C im positiven Bereich (GROSSONI 2000).

P. nigra bildet ein extensives, aber sehr robustes Wurzelsystem aus. Auf tiefgründigen Substraten bildet sich eine Pfahlwurzel, die streng geotropisch wächst und dem Baum so einen festen Stand verleiht. Vertikalwurzeln können 5 – 6 m Tiefe erreichen. Auf flachgründigen Böden konzentrieren sich die Wurzeln nahe der Oberfläche, dringen aber in Felsspalten ein und verleihen dem Baum hierdurch auch auf diesen schwierigen Standorten einen festen Stand (VAN HAVERBEKE 1990, SCHÜTT 1992, GROSSONI 2000). Die Standortsansprüche zwischen den verschiedenen Unterarten der Schwarzkiefer variieren. Insgesamt lässt sich über die Art sagen, dass sie hinsichtlich der Nährstoffversorgung der Böden sehr tolerant ist. Sie wächst sowohl auf Kalk als auch auf schwach sauren silikatischen Gesteinen, bevorzugt aber basen- und nährstoffreiche Standorte. Alle Herkünfte von *P. nigra* haben hohe Lichtansprüche, tolerieren aber seitliche Beschattung (LÜDEMANN 1998, GROSSONI 2000, KUNZ et al. 2020). In Tabelle 1 werden einige in der Literatur gelisteten Unterschiede in den Standortsansprüchen zwischen den Unterarten genannt.

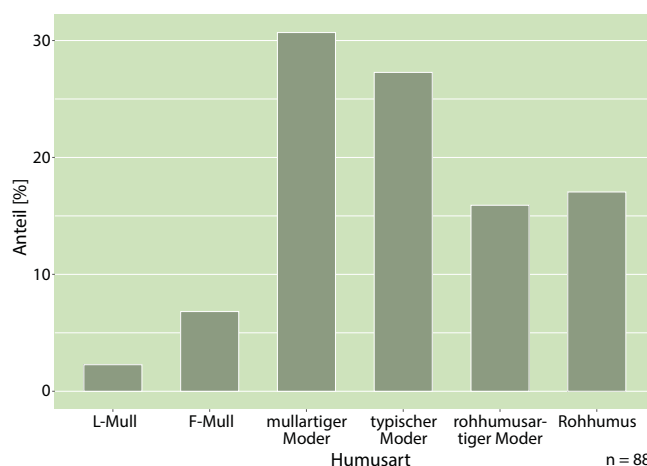


Abb. 4: Humusansprache in den Beständen der Praxisanbauten der Schwarzkiefer

Tab. 1: Standortsansprüche verschiedener Subspecies von *Pinus nigra*

Unterart	Standortsansprüche
<i>ssp. salzmanii</i>	Die Spanische Schwarzkiefer ist an ein mediterranes Klima angepasst. Sie verhält sich von den Bodenansprüchen ähnlich wie <i>ssp. nigra</i> ist jedoch dürrehärter, aber frostempfindlicher (GROSSONI 2000, KUNZ et al. 2020)
<i>ssp. laricio</i>	Die Korsische Schwarzkiefer benötigt ein mildes Klima mit hoher Luftfeuchtigkeit; besonders in der Jugend ist sie sehr stark frostgefährdet; im natürlichen Verbreitungsgebiet kommt sie fast ausschließlich auf Böden aus Granitverwitterung, auf Sand oder auf Substraten vulkanischen Ursprungs vor (LÜDEMANN 1998, GROSSONI 2000)
<i>ssp. nigra</i>	Die Österreichische Schwarzkiefer benötigt eine lange Vegetationszeit und ist wärmeliebend; sie ist frosthart und verträgt lufttrockenes, regenarmes Klima, benötigt aber eine höhere Bodenfrische als <i>ssp. laricio</i> ; sie bevorzugt Kalkböden und kann sogar auf Mergeln und verfestigten Tönen wachsen (LÜDEMANN 1998, GROSSONI 2000)
<i>ssp. pallasiana</i>	Die Krim-Schwarzkiefer benötigt nährstoffreiche Substrate; sie kann auf Silikat wie auch auf Kalk, im humiden als auch im subhumiden Klima angebaut werden (GROSSONI 2000)
<i>ssp. dalmatica</i>	keine Literaturangaben gefunden

P. nigra besitzt eine hohe Streuproduktion. Die Streu baut sich ähnlich wie bei *P. sylvestris* nur langsam ab, kann aber aufgrund der Menge auf armen Standorten für eine Verbesserung der Humusverhältnisse sorgen (LÖBF 1987b, LÜDEMANN 1998, SPELLMANN et al. 2015, KUNZ et al. 2020). Bei den Untersuchungen der Humusformen in den Praxisanbauten zeigt sich ein gemischtes Bild (Abbildung 4). Vorwiegend wurden zwar mittlere Humusformen wie „mullartiger Moder“ oder auch „typischer Moder“ angesprochen, jedoch waren auch nennenswerte Anteile an rothumusartigen Humusformen vorzufinden. Im Allgemeinen kann aber die recht langsame Streuzersetzung bestätigt werden.

3.15.4 Wachstum und Ertrag

3.15.4.1 Übersicht

P. nigra erreicht im Schnitt ein Alter von rund 500 Jahren und bildet in der Regel aufrechte, meist geradschäftige Stämme. In der Wuchsleistung sowie der Kronenform weist die Baumart je nach Unterart deutliche Unterschiede auf. GROSSONI (2000) gibt für *P. nigra* ssp. *laricio* Baumhöhen von 40 m (50 m) an, während für *P. nigra* ssp. *salzmannii* nur 20 – 25 m angegeben werden. In Mitteleuropa wächst die Art in der Jugend langsam, kann aber bis zum Alter von 70 Jahren einen durchschnittlichen Gesamtzuwachs (dGz) von 7 – 10 (max. 12) Vfm/ha und Jahr erreichen. Auf besseren Standorten beträgt die mittlere Höhe 120-jähriger Schwarzkiefern 30 m, der Derbholzvorrat 450 m³/ha und der dGz 7 m³/ha und Jahr. Der mittlere Gesamtzuwachs kulminiert auf besseren Standorten mit etwa 50 Jahren, auf den schwächsten Böden mit ca. 65 Jahren. Als besonders wüchsig gelten die korsischen und kalabrischen Herkünfte (LÖBF 1987b, LÜDEMANN 1998, GROSSONI 2000, HUBER 2011).

Der Lichtbedarf von *P. nigra* ist als Pionierbaumart sehr hoch. Ihr Jugendwachstum ist langsamer als bei *P. sylvestris*, holt mit dem Alter aber auf und kann in hohem Alter diese sogar übertreffen. Das Höhen- und das Durchmesserwachstum kulminiert bei *P. nigra* später als bei *P. sylvestris*. Auf trockenen Standorten übertrifft das Höhenwachstum das von *P. sylvestris*. Langfristig kann *P. nigra* sich von Natur aus nur auf Extremstandorten durchsetzen, wo sie anderen Baumarten in ihrem Wuchs überlegen ist. In bewirtschafteten Wäldern ist sie in der Regel auf steuernde waldbauliche Eingriffe angewiesen (LÜDEMANN 1998, KLEMMT et al. 2012, KUNZ et al. 2020).

In ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet tritt *P. nigra* sowohl in Reinbeständen als auch in Mischbeständen auf. Mischungen kommen mit Weißtanne (*Abies alba*), Buche (*Fagus sylvatica*), Zerreiche (*Quercus cerris*), Ungarische Eiche (*Quercus frainetto*), Flaumeiche (*Quercus pubescens*), aber auch mit mitteleuropäischen Baumarten wie Traubeneiche (*Quercus petraea*), Vogelbeere (*Sorbus aucuparia*) und Aspe (*Populus tremula*) vor (LÜDEMANN 1998, SPELLMANN et al. 2015).

Begründung

P. nigra erlangt ungefähr mit 15 – 20 Jahren Fruchtreife. Die höchste Produktionsrate erreichen die Bäume im Alter zwischen 60 und 90 Jahren. Vollmasten können dann alle 2 – 5 Jahre erwartet werden. Die Pollenausbreitung erfolgt in den Monaten Mai und Juni; die Befruchtung hingegen erst 13 Monate nach der Bestäubung im Frühjahr oder Frühsommer des Folgejahres. Die anfänglich grün gefärbten Zapfen beginnen ab Mai zu wachsen. Im zweiten Wachstumsjahr verfärben sich die reifen Zapfen im September bis November glänzend gelbbraun bis hellbraun. Die Samen werden durch den Wind bis zu einer maximalen Flugweite von 2 km verbreitet. Zur Keimung ist möglichst freier Mineralboden nötig, weshalb auf vergrasteten Böden eine Bodenverwundung notwendig ist. Naturverjüngung kann eine Dichte von 30.000 – 40.000 Stk./ha erreichen. Für 2 – 3 kg Saatgut sind rund 100 kg Zapfen vonnöten. Das Saatgut enthält dabei nur einen relativ geringen Hohlkornanteil. Die Samen keimen ohne Stratifikation zu 80 – 90 %. Als günstige Keimtemperatur werden 30 °C während des Tages und 20 °C während der Nacht genannt. Eine Lagerung des Saatgutes bei 0 °C beschleunigt die Keimung in feuchten Substraten. Enthält das Saatgut einen Wassergehalt von 5 – 8 %, lässt es sich bei 3 – 4 °C in luftdichten Gefäßen über 10 Jahre problemlos lagern (LÖBF 1987b, VAN HAVERBEKE 1990, GROSSONI 2000, SPELLMANN et al. 2015).

Für eine Begründung durch Direktsaat werden bis 12 kg Saatgut pro Hektar empfohlen. Für Aufforstungen mit Pflanzen hingegen sollten einjährige Sämlinge verwendet werden, damit eine mechanische Beschädigung der Pfahlwurzel vermieden wird. Als Stückzahl werden im Allgemeinen 4.000 – 5.000 Pflanzen/ha genannt. Es werden aber auch 2- oder 3-jährige Sämlinge als Pflanzmaterial erwähnt, die in einem Pflanzverband von 2,0 x 1,0 m bis 2,0 x 1,5 m gepflanzt werden können, wobei auch bei diesen eine Verletzung oder das Austrocknen der Wurzel unbedingt vermieden werden sollte. *P. nigra* ist für die Aufforstung von Freiflächen und schwierigen Standorten geeignet. Aus der Sicht des Waldschutzes sowie zur ökologischen Anreicherung sollten unbedingt Mischbaumarten mitbegründet werden. Sollten diese bei der Mitbegründung noch nicht mit eingebracht werden können, kann dies später durch Unterpflanzung erfolgen. Hierzu sind ggf. erste Pflegeeingriffe bei der Kiefer notwendig, da geschlossene Schwarzkiefernbestände die Böden zu intensiv beschatten können (LÖBF 1987b, STRATMANN 1988, LÜDEMANN 1998, GROSSONI 2000, KUNZ et al. 2020).

Waldbau

Nach Kulturanlage verläuft das Wachstum von *P. nigra* in den ersten Jahren zunächst relativ langsam. Obwohl *P. nigra* mehr Schatten und Seitendruck als *P. sylvestris* verträgt, ist dennoch eine rechtzeitige Läuterung in den Beständen wichtig. Dies wirkt der Bildung eines feuchten, triebsterbenfördernden Bestandesinnenklimas entgegen. Dabei ist waldbauliches Geschick gefragt, um eine ausgewogene Balance zwischen ausreichender Belüftung sowie qualitätsförderndem Dichtschluss zu erreichen. Stammzahlreduktionen auf ca. 3.000 Pflanzen/ha können bei sehr dichten Jungwüchsen empfehlenswert sein. Ansonsten sollte sich die Pflege im Jungwuchsstadium auf die Entnahme schlechter Exemplare beschränken. Es sollten 100 – 150 Optionen einschließlich der Mischbaumarten gesichert werden. Astungen können hier zur Wertsteigerung und Belüftung der Bestände durchgeführt werden. Im Alter von 10 Jahren erreichen Schwarzkiefernjungbestände Mittelhöhen von 3 m, nach 20 Jahren werden dann rund 8 m erreicht. Bei Erreichen eines BHD von 14 cm sollte mit der Dimensionierung von maximal 100 Z-Bäumen begonnen werden. Hierfür sollten anfangs 1 – 2 (3) Bedränger entnommen werden. Bei späteren Eingriffen sind die Entnahmen auf einen Bedränger zu begrenzen. Alle 5 – 7 Jahre sollte eine Überprüfung der Bestände stattfinden und nach Bedarf Eingriffe vorgenommen werden, wobei auf

rein negative Eingriffe verzichtet werden sollte. Ziel bei den Durchforstungen sollte ein HD-Wert von < 80 sowie eine Kronenlänge $> 40\%$ sein (LÖBF 1987b, LÜDEMANN 1998, SPELLMANN et al. 2015, KUNZ et al. 2020).

Das gute Höhenwachstum der Schwarzkiefer hält bis zu einem Alter von 80 Jahren an. Je nach Produktionsziel liegt die Dauer bis zum Erreichen der gewünschten Ziele bei 80 – 120 Jahren. Bei Vergleichsanbauten verschiedener Schwarzkiefernherkünfte zeigen sich zwar herkunftsbedingte Unterschiede bei Höhen- und Durchmesserwachstum, altersbezogen zeigen sich jedoch kaum Unterschiede bei der Gesamtwuchsleistung (LÖBF 1987b, KOHNLE u. ŠEHO 2023).

3.15.4.2 Ergebnisse der Untersuchungen

Vor allem in den Praxisanbauten, aber auch bei manchen der Versuchsflächen ist die genaue Herkunft leider häufig unbekannt. Aus diesem Grund konnte dieser Aspekt in der Auswertung nicht berücksichtigt werden. Dies ist bei der Schwarzkiefer durchaus nicht unproblematisch, da aus anderen Untersuchungen bekannt ist, dass es Unterschiede zwischen den Herkünften gibt. Das vermehrte Vorkommen auf Kalkstandorten lässt durchaus die Vermutung zu, dass hier vor allem Herkünfte aus Österreich zur Verwendung kamen. Zur Absicherung dieser Vermutung wären jedoch nähergehende Untersuchungen der Bestände notwendig.

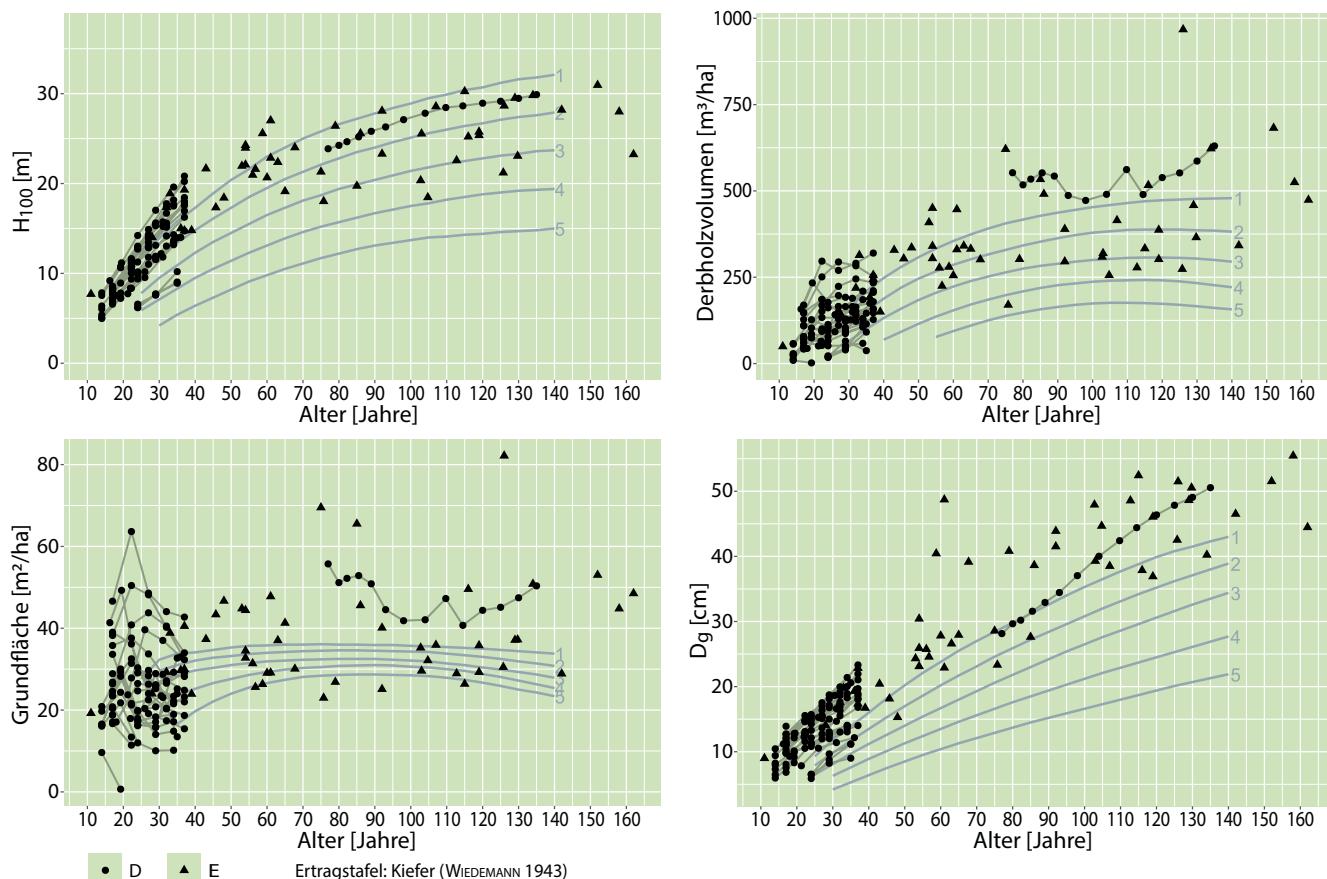


Abb. 5: Oberhöhen-, Derbholzvolumen-, Grundflächen- sowie Durchmesserentwicklung der untersuchten Praxisanbauten und der langfristigen Versuchsflächen der Schwarzkiefer im Vergleich zur Kieferntragstafel (WIEDEMANN 1943) D: langfristige Versuche, E: Einmalige Aufnahmen

Für die Untersuchungen der ertragskundlichen Werte standen Daten aus 132 Aufnahmen von insgesamt 36 langfristigen Versuchsflächen sowie ergänzend weitere 49 Aufnahmen aus den Praxisanbauten zur Verfügung. Die Aufnahmen decken einen Altersrahmen von 11 – 162 Jahren ab, wodurch sich ein sehr umfassendes Bild über das Wachstum von *P. nigra* ergibt. Abbildung 5 zeigt die Ergebnisse der Auswertungen. Bei der Entwicklung der Oberhöhe der Bestände ist gut zu sehen, dass sich ein Großteil der Bestände im Rahmen zwischen der 1. und 3. Ertragsklasse der Kiefer (WIEDEMANN 1943) bewegt. Oberhöhen von rund 30 m sind möglich. Dies ist durchaus beachtenswert, wenn man berücksichtigt, dass die Bestände überwiegend, aber nicht ausschließlich, auf Standorten mit angespanntem Wasserhaushalt stocken. Dies zeigt das Potenzial, welches die Baumart auf solchen Standorten entwickeln kann. Bei der Betrachtung der Grundflächen wird deutlich, dass die Schwarzkiefer durchaus einen größeren Dichtstand toleriert als die hier gezogene Referenz *P. sylvestris*. Viele der untersuchten Bestände weisen Grundflächen auf, die über der Ertragstafel für die Kiefer liegen. Aus diesen hohen Grundflächen resultieren im Folgenden auch hohe Derbholzvolumina, welche sich ebenfalls in vielen Beständen über der 1. Ertragsklasse der Kiefer befinden. Trotz hoher Grundflächen im Vergleich zur Kiefern-ertragstafel entwickeln sich die Durchmesser von *P. nigra* in den untersuchten Beständen sehr gut und übertreffen auch hier in vielen Fällen die 1. Ertragsklasse der Kiefer. Anhand der hier vorliegenden Daten scheint ein Erreichen zielstarker Bäume je nach Produktionsziel in einem Zeitrahmen von 80 – 120 Jahren, wie es KOHNLE u. ŠEHO (2023) prognostizieren, als durchaus realistisch.

3.15.5 Gefährdungen

Die potenziellen Schaderreger von *P. nigra* sind erstmal dieselben wie bei den anderen Kiefernarten. In ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet ist die Baumart zunächst wenig krankheitsanfällig. Je größer die Unterschiede zwischen dem natürlichen Standort und dem Anbauort werden, desto höher wird jedoch die Gefahr des Pilzbefalles, welcher oftmals schon in der Baumschule beginnt. Die Sämlinge können von *Fusarium*-, *Phytophthora*-, *Pythium*- und *Rhizoctonia*-Arten befallen werden. Junge Kulturen sind häufig vom Schwarzkiefern-Triebsterben, ausgelöst durch *Gremmeniella abietina* (LAGERBERG) MORELET, bedroht, welches im natürlichen Verbreitungsgebiet der Art überhaupt nicht vorkommt. Die Befallsgefahr ist abhängig von der Luftfeuchtigkeit und der Temperatur. Günstig für eine Infektion wirken sich hohe Niederschläge mit niedrigen Temperaturen während der Vegetationszeit aus, weshalb feucht-kühle atlantische Klimabereiche, aber auch niederschlagsreiche Höhenlagen besonders gefährdet sind. Die Gefahr nimmt in der Regel ab dem Stangenholzalter ab (LÖBF 1987b, STRATMANN 1988, GROSSONI 2000, HEYDECK u. MAJUNKE 2002, SPELLMANN et al. 2015, KUNZ et al. 2020).

In Reinbeständen können noch Rostpilze, Nadel- und Triebparasiten sowie auch Schwäche- und Wurzelparasiten auftreten. Das *Diplodia*-Triebsterben (Erreger *Sphaeropsis sapinea*) breitet sich auch bei *P. nigra* in den letzten Jahren weiter aus. Dies konnte ebenfalls in den Praxisanbauten beobachtet werden, wobei die Schwarzkiefer deutlich weniger betroffen schien, als umliegende Waldkiefern. In jüngster Vergangenheit sind auch Fälle von Befall mit *Dothistroma septosporum* aufgetreten, wobei es sich um einen Quarantäneschadpilz handelt, der bereits in der Schweiz, 2015 aber auch in Brandenburg, aufgetreten ist

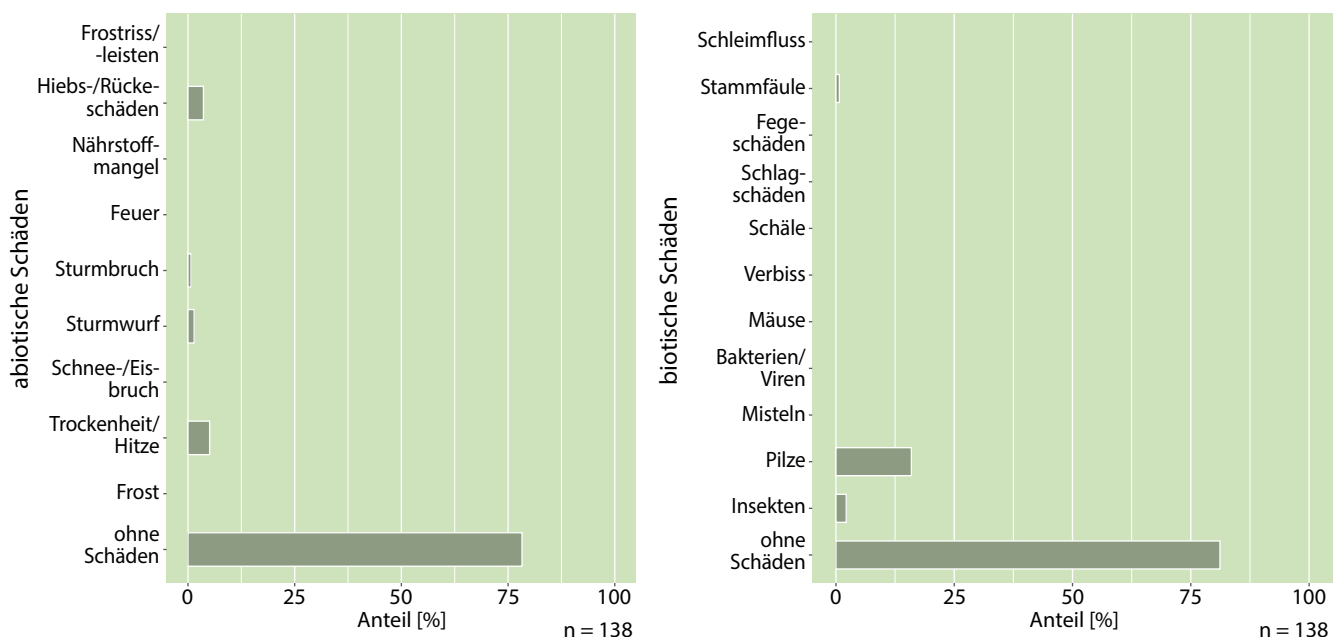


Abb. 6: In den Praxisanbauten vorgefundene abiotische und biotische Schäden an *P. nigra*

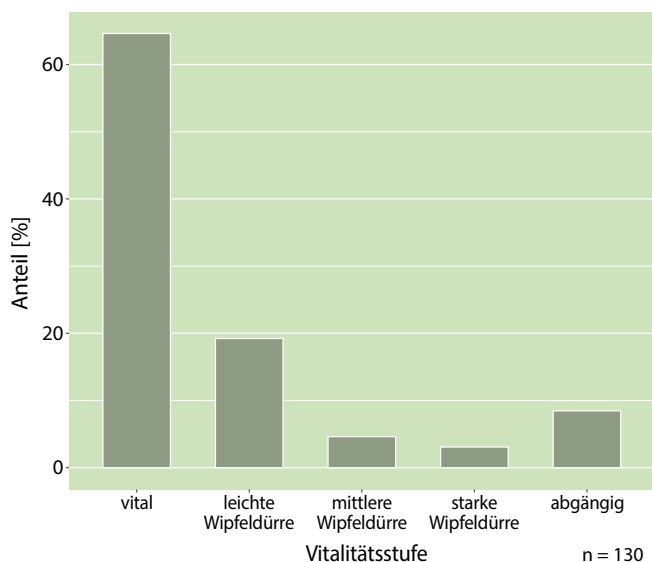


Abb. 7: Vitalitätsansprache der Praxisanbauten von *P. nigra*

und welcher sich im Zuge der Klimaerwärmung auch weiter ausbreiten könnte. Von den heimischen Kiefernscädlingen kommen die Kiefernbuschhornblattwespe (*Diprion pini*) ebenso wie der Große und Kleine Waldgärtner (*Tomiscus piniperda*, *T. minor*) an der Schwarzkiefer vor. Weitere Schadinsekten an *P. nigra* sind der Pinienprozessionsspinner (*Thaumetopoea pityocampa*) oder auch der Kiefernkulturrüssler (*Pissodes notatus*). Von Nonne (*Lymantria monacha*) und Forleule (*Panolis flammea*) wird die Schwarzkiefer weitgehend gemieden. Von den anderen an der Waldkiefer vorkommenden nadelfressenden Großschädlingen ist kein Schadfraz an Schwarzkiefer bekannt (SCHENCK 1939a, GROSSONI 2000, HEYDECK U. MAJUNKE 2002, SPELLMANN et al. 2015, SCHIRMER 2018).

Bei einem Anbau zu beachten ist neben der Schneebruchgefahr bei *P. nigra* auch die Frostgefährdung der Art, welche zwischen den Subspezies variiert. Schwarzkiefern aus Korsika, Spanien und Südfrankreich sind in der Vergangenheit bei tiefen Winterfrösten vielfach stark geschädigt worden. Die Schäden bei kalabrischen Schwarzkiefern waren deutlich geringer und österreichische Schwarzkiefern waren frei von Schäden (LÖBF 1987b, STRATMANN 1988, GROSSONI 2000, SPELLMANN et al. 2015, KUNZ et al. 2020).

Die teils starke Nadelstreuauflage kann das Waldbrandrisiko in Beständen von *P. nigra* erhöhen (SPELLMANN et al. 2015).

Wildschäden können an der Schwarzkiefer durch Fegen und Schlagen der Pflanzen durch Reh- und Rotwild auftreten (LÜDEMANN 1998).

Untersuchungen aus Südwestdeutschland zeigen, dass die Schwarzkiefer weniger schadensanfällig als auch wuchsüberlegen gegenüber der Waldkiefer ist (KOHLE U. ŠEHO 2023). Die besichtigten Praxisanbauten stellten sich ebenfalls im Vergleich zur umliegenden Schwarzkiefer deutlich vitaler dar, waren aber teilweise in ihrer Vitalität

nach den Extremjahren ebenfalls ein wenig geschwächt (Abbildung 7). Hauptsächlich trat auch bei der Schwarzkiefer *Diplodia*-Triebsterben auf (Abbildung 6). Mistelbefall ist Beobachtungen zufolge ebenfalls deutlich weniger, kann aber an *P. nigra* ebenfalls auftreten.

3.15.6 Holzverwendung und Stammqualitäten begutachteter Bestände

Das Holz von *P. nigra* ist in den Eigenschaften und dem Aussehen vergleichbar mit dem Holz von *P. sylvestris*, ist jedoch ein wenig weicher und weniger fest. Es hat gegenüber dem Holz von *P. sylvestris* einen breiteren Splint und eine gröbere Struktur. Der Splint des Holzes ist breit, gelblich-weiß und hebt sich deutlich vom dunkleren, gelb bis rötlich gefärbten Kern ab, wobei der Splintholzanteil überwiegt. Die Jahrringe sind gut zu erkennen. Der Kern ist sehr harzreich. Aufgrund des hohen Splintholzanteiles ist das Holz jedoch wenig witterungsfest und kaum dauerhaft gegenüber Pilzen und Insekten (LÖBF 1987b, STRATMANN 1988, SCHÜTT 1992, LÜDEMANN 1998, GROSSONI 2000, KUNZ et al. 2020). KUNZ et al. (2020) verweisen darauf, dass die Qualität des Schwarzkiefernholzes je nach Herkunft schwankt. Die Unterart *laricio* scheint von den Unterarten das qualitativ hochwertigste Holz zu liefern. Auch SCHENCK (1939a) verweist darauf, dass die Holzqualität von der Herkunft abhängig zu sein scheint, aber auch vom Boden als auch der Bestandesbehandlung.

Generell lässt sich das Holz gut bearbeiten und ist leicht zu imprägnieren. Der hohe Harzgehalt kann allerdings bei der Bearbeitung Probleme bereiten. Die stärkere Verkie- nung vieler Stämme der *P. nigra* wird durch die Fähigkeit verursacht, ausgeflossenes Harz schnell nachzubilden.

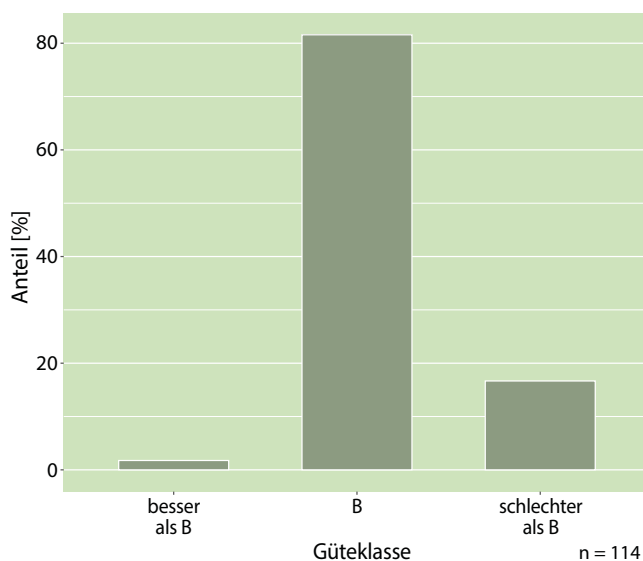


Abb. 8: Qualitätseinschätzung der Praxisanbauten von *P. nigra* anhand einer optischen Stehendansprache eines potenziellen Z-Baumkollektivs

Allerdings ist nicht das ganze Holz von *P. nigra* harzreicher als das von *P. sylvestris* (LÖBF 1987b, STRATMANN 1988, KUNZ et al. 2020).

Verwendung findet das Holz als Verpackungsmaterial, für Pfähle und Masten, als Rohstoff für die Zellstoff- und Papierindustrie sowie für Sperrholz. Ebenso wird es für größere Tischlerarbeiten verwendet und findet Einsatz als Bau- und Konstruktionsholz. Auch als Brennholz wird das Holz verwendet (LÖBF 1987b, SCHÜTT 1992, GROSSONI 2000, KUNZ et al. 2020).

3.15.7 Sonstige Ökosystemleistungen

In den südeuropäischen Ländern ist die Schwarzkiefer als Harzlieferant von Bedeutung (LÖBF 1987b, SCHÜTT 1992, GROSSONI 2000, KUNZ et al. 2020). Wie bei der Waldkiefer dienen die Samen vielen Vogelarten als Nahrung (KUNZ et al. 2020).

3.15.8 Genetik

Die morphologischen Kriterien unterliegen bei *P. nigra* einer starken geographischen Variation (GROSSONI 2000).

Hybridisierung mit *Pinus sylvestris* ist grundsätzlich möglich, in Deutschland sind bisher aber keine natürlich entstandenen Hybriden dieser beiden Arten bekannt (GROSSONI 2000, HUBER 2011, SPELLMANN et al. 2015).

Über Herkunftsunterschiede bei Schwarzkiefer ist bisher relativ wenig bekannt. Deshalb werden die drei Varietäten *austriaca*, *calabrica* und *corsicana*, welche das Forstvermehrungsgutgesetz (FoVG) unterscheidet, in den Herkunftsempfehlungen der NW-FVA als Einheit behandelt. In älteren Herkunftsversuchen haben Herkünfte aus Kalabrien besonders gut abgeschnitten, Herkünfte aus Korsika (frostopfindlich) bewährten sich gut im Küstenbereich. ŠEHO et al. (2010) zeigten auf, dass die korsischen Schwarzkiefern auf 4 baden-württembergischen Standorten im Alter 49 signifikant höher, aber aufgrund geringerer Durchmesser in der Gesamtwuchsleistung unterlegen waren. Bei diesem Merkmal lag eine bosnische Herkunft vorn. Seit 2010 beteiligt sich die Versuchsanstalt an einem von Bayern initiierten Herkunftsversuch mit 19 Herkünften aus 11 Ländern (NW-FVA 2017). Die drei Unterarten der Schwarzkiefer, die im FoVG behandelt werden, haben jeweils eine eigene Baumartennummer (847, 848, 849).

Tab. 2: Von der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, Abteilung C – Waldgenressourcen, empfohlene Herkünfte forstlichen Vermehrungsgutes (Herkunftsempfehlungen)¹

Land	Anbau- gebiet	Kategorie	Rang	Registernummer	Ausgangsmaterial	Stand
Hessen		ausgewählt	1	09 1 84702 0**2	SHK Fränkische Platte (BY)	2014
		ausgewählt	2	k.A.	Zugelassen Bestände aus dem HKG 847 02, 848 02 u. 849 02	2014
Niedersachsen	847 01	qualifiziert	1	210401/504, -505	SP Koekelare Halle, Belgien	2022
	847 01	ausgewählt	2	k.A.	Erntebestände aus dem HKG 847 01, 848 01 u. 849 01	2022
	847 02	qualifiziert	1	210401/504, -505	SP Koekelare Halle, Belgien	2022
	847 02	ausgewählt	2	09 1 84702 0**2	SHK Fränkische Platte (BY)	2022
	847 02	ausgewählt	3	k.A.	Erntebestände aus dem HKG 847 02, 848 02, 849 02	2022
Sachsen-Anhalt	847 01	ausgewählt/geprüft		*** 847 01 *** *	Erntebestände aus dem HKG 847 01	2023
	848 01	ausgewählt/geprüft		*** 848 01 *** *	Erntebestände aus dem HKG 848 01	2023
	849 01	ausgewählt/geprüft		*** 849 01 *** *	Erntebestände aus dem HKG 849 01	2023
	847 02	ausgewählt/geprüft		*** 847 02 *** *	Erntebestände aus dem HKG 847 02	2023
	848 02	ausgewählt/geprüft		*** 848 02 *** *	Erntebestände aus dem HKG 848 02	2023
	849 02	ausgewählt/geprüft		*** 849 02 *** *	Erntebestände aus dem HKG 849 02	2023

¹Für Schleswig-Holstein befindet sich die Empfehlung aktuell in der Überarbeitung, sodass leider zum Redaktionsschluss keine Empfehlungen zur Verfügung standen.

3.16 Schwarznuss (*Juglans nigra*)

Juglans nigra LINNÉ, 1753 (syn.: *Juglans pitteursii* C. MORREN; *J. costata* DODE;

J. ovoidea DODE, *J. rugosa* DODE; *Pericarya nigra* DOCHNAHL;

Wallia nigra (L.) ALFF.; *Wallia fraxinifolia* ALFF.)

engl.: black walnut, eastern black walnut, american walnut

Familie: Juglandaceae

Unterfamilie: Juglandoideae



3.16.1 Zusammenfassende Bewertung



Anbauempfehlung

Bedingt durch die hohen Ansprüche an ihren Standort, insbesondere an die Wasserverfügbarkeit, wird der Standortsbereich für den Anbau der Schwarznuss (*Juglans nigra*) im Klimawandel nicht zunehmen und ihr Einsatzgebiet somit begrenzt bleiben. Allerdings stellt die Schwarznuss eine weitere mögliche Baumart für z. B. Auwaldstandorte

dar, auf denen das Baumartenspektrum eingeschränkt ist. Dies gilt insbesondere seitdem Baumarten wie die Esche oder die Ulme von Krankheiten befallen sind und zunehmend ausfallen. Hohe Sommertemperaturen bei ausreichender Wasserverfügbarkeit sind nach aktuellem Kenntnisstand kein Hindernis für einen Anbau.

	Merkmal	Bewertung	Erläuterung
Ökologische Zuträglichkeit (OTTO 1993)	Standortsanpassung	+-	Die Schwarznuss benötigt für gutes Wachstum und hohe Vitalität Standorte mit einer guten Nährstoffversorgung sowie einer andauernd guten Wasserversorgung
	Bodenpfleglichkeit	+++	Die Streu von <i>J. nigra</i> zersetzt sich sehr rasch und fördert die Bildung von guten Humusformen
	Keine Krankheitsverbreitung	++	Bisher sind keine gefährlichen Pathogene aufgetreten
	Keine Anfälligkeit	++	Bis auf Spät- und Frühfrostanfälligkeit gibt es bisher kaum bedeutende Risikofaktoren, welche die Vorkommen bedrohen
	Mischbarkeit	+	Rasches Jugendwachstum und lichte Bestandesstrukturen ermöglichen die Etablierung von Schattbaumarten im Unterstand und Zwischenstand
	Naturverjüngung	++	Aufgrund einer geringen Überschirmungstoleranz verjüngt sich die Schwarznuss in alten Beständen natürlich
	Waldstrukturen	+	Es bilden sich auf geeigneten Standorten mehrschichtige Bestände mit Schwarznuss im Ober- sowie Unterstand und weiteren Baumarten im Unter- und Zwischenstand

+++ äußerst positiv ++ sehr positiv + positiv --- äußerst negativ -- sehr negativ - negativ ? unklar

	Merkmal	Bewertung	Erläuterung
Invasivität (VOR et al. 2015)	Negative Standortbeeinflussung	○	Bisher gibt es keine Hinweise auf eine durch diese Baumart ausgelöste Verschlechterung der Standortseigenschaften
	Hohes Reproduktionspotenzial	●	Regelmäßige Fruktifikation mit teilweise beachtlichen Nussmengen, allerdings auch eine hohe Attraktivität der Nüsse für die heimische Tierwelt, weswegen nur ein geringer Anteil zum Keimen kommt
	Hohes Ausbreitungspotenzial	○	Schwere Nüsse fallen überwiegend direkt unter die Altbäume; Vektoren der zoochoren Verbreitung greifen nur geringfügig
	Fähigkeit zur Artverdrängung	○	Rasches Jugendwachstum macht die Art zunächst konkurrenzstark; im Alter jedoch empfindlich gegenüber Konkurrenz; heimische Schattbaumarten können unter Schirm überleben und sich gegenüber der Schwarznuss behaupten
	Begrenzte Steuerungsmöglichkeiten	○	Die Schwarznuss kann durch normale forstliche Maßnahmen effektiv gesteuert werden

○ trifft nicht zu ● trifft bedingt zu ● trifft zu

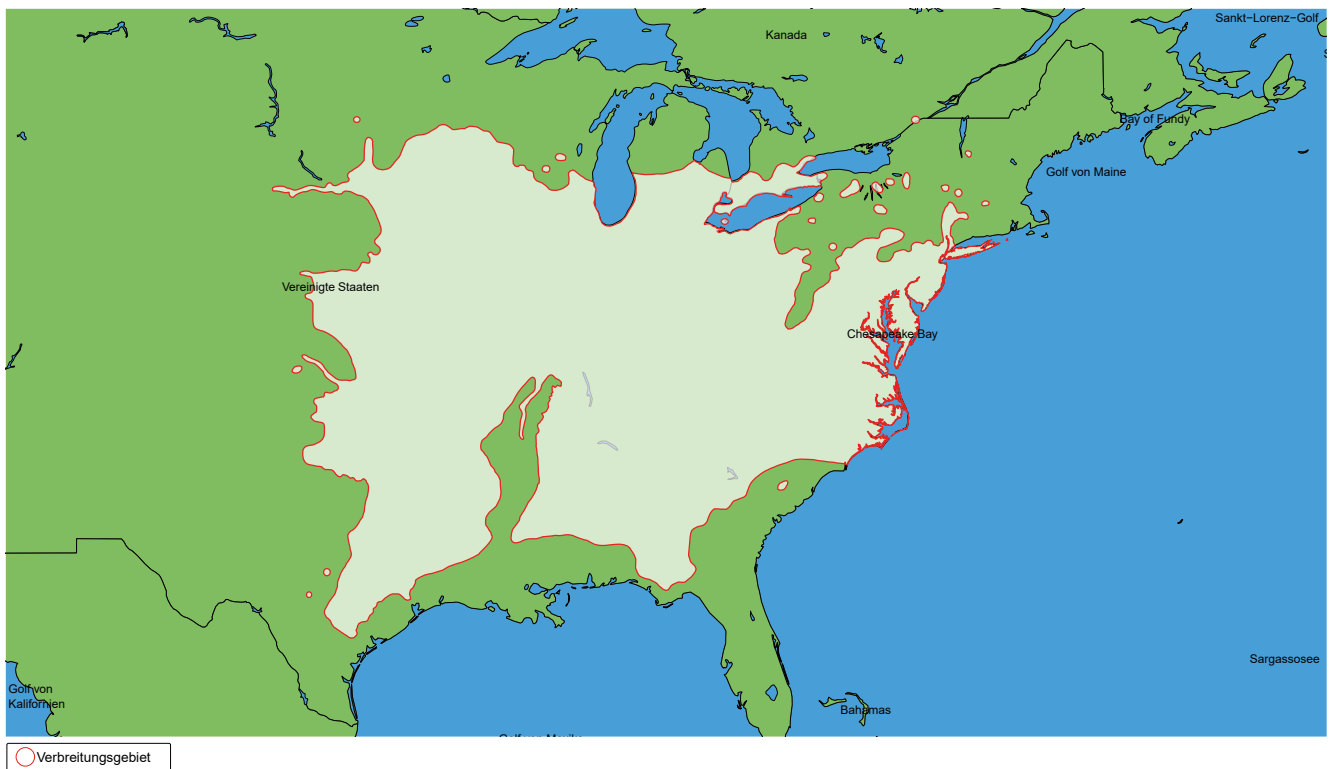


Abb. 1: Verbreitungsgebiet von *Juglans nigra*. Quelle: PETRY u. TAYLOR (2022)

3.16.2 Verbreitung

Die Schwarznuss (*Juglans nigra*) besitzt ein weitreichendes Verbreitungsgebiet in Nordamerika, das sich über den östlichen Teil der Vereinigten Staaten sowie den Südosten Kanadas erstreckt (Abbildung 1). Die nördliche Arealgrenze reicht von Süd-Minnesota bis Vermont, während die südliche Grenze durch Nordwest-Florida und Louisiana markiert wird. In westlicher Richtung erstreckt sich ihr Vorkommen bis nach Ost-Texas, Oklahoma und South Dakota. Die größten und produktivsten Bestände finden sich in den fruchtbaren Flussniederungen des Mississippi- und Ohio-Flusssystemen mit Schwerpunkten in West Virginia, Kentucky, Illinois, Indiana und Ohio. In Kanada ist sie ausschließlich in der südlichsten Region Ontarios anzutreffen (SCHENCK 1939a, STRATMANN 1988, BARTSCH 1989, BURNS u. HONKALA 1990, SCHÜTT 1992, SCHAARSCHMIDT 2014, EHRLING et al. 2019, NICOLESCU et al. 2020).

Die Art tritt meist als Mischbaum in mesophytischen Laubwäldern auf und wächst häufig in Vergesellschaftung mit *Fraxinus americana*, *Liriodendron tulipifera*, *Prunus serotina* und verschiedenen *Quercus*-Arten. In den Appalachen steigt sie bis in Höhenlagen von 1.200 m ü. NN auf, während sie in Tieflagen bevorzugt an Flussufern sowie an gut drainierten Nord- und Osthängen vorkommt. Während sie in den östlichen Bundesstaaten meist in verstreuten Einzeltvorkommen auftritt, sind im Mittleren Westen dichtere Bestände anzutreffen, insbesondere in Missouri, Illinois, Kentucky, Tennessee, Iowa, Indiana und Arkansas. Reine Bestände sind selten, können jedoch unter günstigen Bedingungen

in Flussauen sowie an Präriegrenzen auftreten (LÖBF 1982b, BARTSCH 1989, BURNS u. HONKALA 1990, SCHÜTT 1992, SCHAARSCHMIDT 2014, EHRLING et al. 2019, NICOLESCU et al. 2020).

Das aktuelle Verbreitungsgebiet der Schwarznuss wird maßgeblich durch klimatische und edaphische Faktoren bestimmt. Die westliche Arealgrenze ist nicht scharf definiert, da die Art entlang der Flusstäler von Missouri, Arkansas und Red River weiter nach Westen vordringen kann (SCHAARSCHMIDT 2014).

3.16.3 Standort

J. nigra bevorzugt tiefgründige, gut drainierte, feuchte und nährstoffreiche Lehm Böden mit einem pH-Wert um 7, oft auf kalkhaltigem Substrat. Die Art toleriert pH-Werte zwischen 4,6 und 8,2. Besonders günstig sind Standorte in Flussniederungen und unteren Hanglagen mit hoher Wasserversorgung, da die Schwarznuss eine ausgeprägte Wasserbedürftigkeit besitzt. Kurzzeitige Überflutungen toleriert sie, sofern diese nicht länger als 25 Tage bei stehendem Wasser oder 40 Tage bei fließendem Wasser andauern. SCHAARSCHMIDT (2014) schreibt, dass im Allgemeinen ausgewachsene Bäume nach 90 Tagen fortlaufender Überschwemmung in der Wachstumsperiode absterben, ohne dabei eine Unterscheidung nach fließendem oder stehendem Wasser vorzunehmen. In ihrer natürlichen nordamerikanischen Verbreitung wächst sie bevorzugt auf alluvialen Böden, tiefgründigem Löss sowie nährstoffreichen Kalkstandorten. (BURNS u. HONKALA 1990, SCHÜTT 1992, EBERT 2003, EHRLING u. OSWALD 2010, SAVILL u. WISE 2013, RUMPF u. NAGEL 2014, SCHAARSCHMIDT 2014, EHRLING et al. 2019).

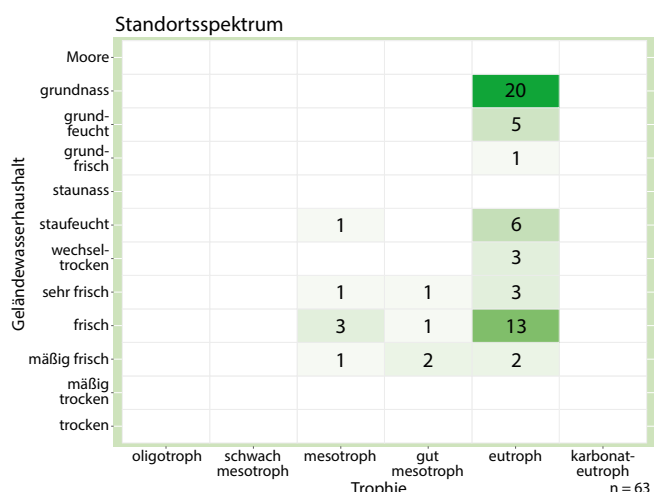


Abb. 2: Standortsspektrum der untersuchten Praxisanbauten der Schwarznuss

Die Schwarznuss fordert eine hohe Basensättigung sowie eine gute Versorgung mit Calcium, Magnesium und Kalium. Optimal sind sandige Lehmböden, während tonreiche oder stark versauerte Substrate für ihr Wachstum ungeeignet sind. Eine Mindestdurchwurzelungstiefe von 80 cm ist erforderlich, da verdichtete oder wasserstauende Schichten die Wurzelentwicklung hemmen und langfristige Wachstumsdepressionen oder Zopftrocknis hervorrufen können (BARTSCH 1989, EBERT 2003, EHRLING u. OSWALD 2010, RUMPF u. NAGEL 2014, SCHAARSCHMIDT 2014, EHRLING et al. 2019, NICOLSCU et al. 2020).

J. nigra ist auf eine kontinuierliche Wasserversorgung während der Vegetationsperiode angewiesen. Dies kann entweder über einen Grundwasserspiegel in 80 – 100 cm Tiefe oder durch regelmäßige Niederschläge gewährleistet werden. Andernfalls braucht es Böden, die von der Struktur her große Mengen Wasser speichern können, welches während Trockenperioden in der Vegetationszeit zur Verfügung steht. Trockenstress führt bei älteren Bäumen zu einer vorzeitigen Schließung der Stomata, was eine Verringerung der Assimilationsleistung zur Folge hat und zu einem vorzeitigen Abwerfen der Blätter führen kann (LÖBF 1982b, BARTSCH 1989, BURNS u. HONKALA 1990, RUMPF u. NAGEL 2014, SCHAARSCHMIDT 2014, NICOLSCU et al. 2020).

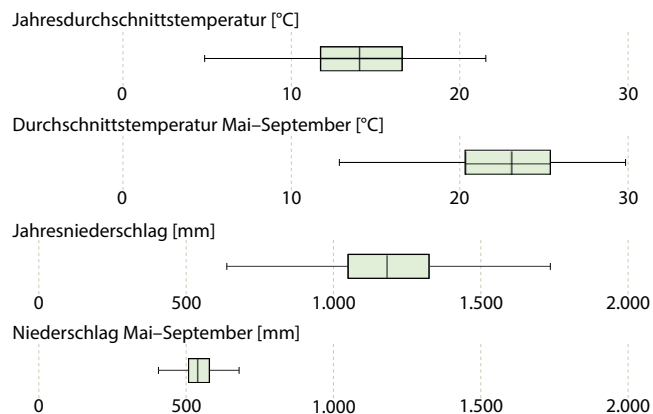


Abb. 3: Klimawerte des natürlichen Verbreitungsgebietes der Schwarznuss extrahiert aus dem CHELSA-Datensatz (KARGER et al. 2021)

Die klimatischen Bedingungen innerhalb des natürlichen Areals der Schwarznuss sind von kontinentalen Extremen geprägt, mit großen jahreszeitlichen Temperaturamplituden. Die Vegetationsperiode variiert stark und beträgt in nördlichen Regionen (> 40° N) etwa 140 Tage bei einer mittleren Jahrestemperatur von 7 °C, während sie im westlichen Florida (28° N) auf bis zu 280 Tage bei 19 °C ansteigt (BARTSCH 1989, BURNS u. HONKALA 1990, EBERT 2003, SCHAARSCHMIDT 2014).

Die Standorte der Praxisanbauten spiegeln sehr gut die beschriebenen Ansprüche dieser Art wider. Bevorzugt wurde die Art auf Standorten mit Wasseranschluss im Untergrund vorgefunden (Abbildung 2). Darüber hinaus gab es aber auch eine nennenswerte Anzahl an Beständen auf frischen Standorten mit hoher Wasserspeicherkapazität. Dabei sind die meisten dieser Bestände auf sehr gut nährstoffversorgten (eutrophen) Standorten erwachsen. Deutlich weniger Bestände stocken auf schwächeren Standorten. Das Fehlen auf mäßig trockenen und trockenen Standorten bestätigt die nicht sehr ausgeprägte Toleranz gegenüber Trockenheit.

Die Auswertungen der Klimakennwerte im natürlichen Verbreitungsgebiet (Abbildung 3) ergeben eine Jahresdurchschnittstemperatur von im Mittel 14 °C bei einer Amplitude, die von 11,7 – 16,5 °C reicht. In den Monaten Mai bis September steigt die Durchschnittstemperatur auf 20,3 – 25,3 °C an und erreicht ein Mittel von rund 23 °C. Der Jahresniederschlag liegt in einem Bereich von 530 – 1.324 mm. Im Mittel fallen rund 1.180 mm, wovon 540 mm (508 – 577 mm) auf die Monate Mai bis September entfallen. Es gibt aber auch deutlich trockenere Gebiete in denen im Jahresdurchschnitt nur rund 530 mm Regen fallen sowie auch deutlich feuchtere Regionen mit über 2.400 mm Niederschlag. Es treten im natürlichen Verbreitungsgebiet Extremtemperaturen von -14 °C und +35 °C auf. Davon abweichend wird in der Literatur auch von Tiefsttemperaturen von -43 °C berichtet, die aber nur von wenigen Schwarznussarten vertragen werden sollen (BURNS u. HONKALA 1990, EHRLING et al. 2019).

Die Schwarznuss bildet ein tief reichendes und weit ausge-dehtes Wurzelsystem aus, das eine dominante Pfahlwurzel mit kräftigen Seitenwurzeln kombiniert. Bereits im ersten Jahr erreicht die Pfahlwurzel Längen von 30 – 50 cm, in Einzelfällen bis zu 120 cm, und kann im zweiten Jahr bereits 80 cm überschreiten. Die Entwicklung der Wurzelarchitektur wird maßgeblich durch die Bodenverhältnisse beeinflusst. Auf gut durchlüfteten, tiefgründigen Böden ist die Pfahlwurzel besonders ausgeprägt, während die Seitenwurzelentwicklung und die Ausbildung der Feinwurzeln stärker von der Bodenstruktur und Feuchte abhängen. Untersuchungen zeigen, dass auf sandigen Substraten eine höhere Dichte an Feinwurzeln ausgebildet wird

als auf lehmigen oder tonigen Böden (SCHWAPPACH 1901, LÖBF 1982b, BURNS u. HONKALA 1990, SCHÜTT 1992, SAVILL u. WISE 2013, SCHAARSCHMIDT 2014, NICOLESCU et al. 2020).

Vierjährige Bäume erreichen Pfahlwurzellängen von bis zu 1,7 m, während 9 Jahre alte Exemplare in Indiana Pfahlwurzeln von 2,3 m Länge und Seitenwurzeln mit einer lateralen Ausdehnung von 2,4 m aufwiesen. Auf tiefgründigen Standorten können adulte Bäume Pfahlwurzeln von bis zu 8 – 10 m Länge entwickeln, was ihnen eine hohe Standfestigkeit sowie eine gewisse Trockenresistenz verleiht. Die Schwarznuss zeigt in ihrer Wurzelentwicklung eine Hybridstrategie zwischen xerothermen Baumarten wie Eichen, die durch tief reichende Pfahlwurzeln gekennzeichnet sind, und mesothermen Arten wie Ahorn, die stark verzweigte Seitenwurzelsysteme aufweisen. Ihre Wurzelkonfiguration passt sich den spezifischen Boden- und Feuchtebedingungen an. In gemischten Walnuss-Eschenbeständen zeigen Schwarznüsse eine weniger tiefgehende Seitenwurzelentwicklung als in Reinbeständen, vermutlich aufgrund der hohen Wurzelkonkurrenz der Esche in den oberen Bodenschichten, wodurch die Schwarznuss in tiefere Schichten gedrängt wird (SAVILL u. WISE 2013, SCHAARSCHMIDT 2014, NICOLESCU et al. 2020).

Die Art gilt als trockenheitsresistent, jedoch variieren die Bewertungen zur tatsächlichen Toleranz gegenüber Trockenstress. Während einige Studien eine mäßige Resistenz bescheinigen, beschreiben andere sie als deutlich empfindlicher gegenüber Wasserdefiziten. EBERT (2003) stuft sie trotz der tief reichenden Wurzel als sehr empfindlich gegen Wassermangel ein, während BARTSCH (1989) die tiefe Durchwurzelung als Potenzial sieht, mit dem die Schwarznuss dem Eintritt von Trocknisschäden entgegenwirken kann. Entscheidend ist die Bodenwasserkapazität. Hohe Sommertemperaturen werden gut toleriert, sofern die Wasserversorgung im Boden gewährleistet bleibt. Eine enge Mykorrhiza-Symbiose trägt zur verbesserten Wasser- und Nährstoffaufnahme bei. Untersuchungen zeigen, dass *J. nigra* obligat endomykorrhiziert ist und insbesondere von *Glomus*-Arten profitiert, die das Wurzelwachstum signifikant fördern (BARTSCH 1989, EBERT 2003, SAVILL u. WISE 2013, NICOLESCU et al. 2020).

Studien belegen, dass das Wurzelwachstum stark temperaturabhängig ist. Die minimale Bodentemperatur für aktives Wurzelwachstum liegt bei 4 – 5 °C, mit einem Optimum oberhalb von 1 °C. Wasserdefizite im Boden führen zu einer linearen Reduktion des Wurzelwachstums, wobei eine reduzierte, aber fortgesetzte Wurzelentwicklung bis zu einem Wasserpotenzial von -1,7 MPa nachgewiesen wurde (BARTSCH 1989).

Bereits RUMPF u. NAGEL (2014) stellten in Versuchsbeständen der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt fest, dass sich die Laubstreu von *J. nigra* schnell zersetzt und

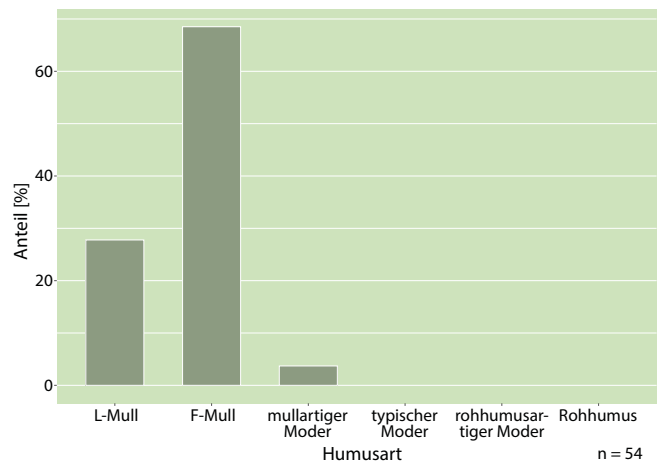


Abb. 4: Humusansprache in den Beständen der Praxisanbauten der Schwarznuss

die Bildung von guten Humusformen fördert. Diese Beobachtung konnte in den untersuchten Praxisanbauten bestätigt werden. Es wurden nur gute bis sehr gute Humusformen in den Beständen angesprochen (Abbildung 4).

3.16.4 Wachstum und Ertrag

3.16.4.1 Übersicht

J. nigra ist eine raschwüchsige, konkurrenzstarke Lichtbaumart, die unter optimalen Bedingungen Höhen von 30 – 40 m erreichen kann, in Ausnahmefällen sogar bis zu 50 m. In den fruchtbaren Flussniederungen des Ohio- und Mississippi-Tals sind Exemplare mit einem Brusthöhendurchmesser (BHD) von über 100 cm dokumentiert. Das maximale Alter liegt typischerweise bei 150 Jahren, kann aber unter günstigen Bedingungen bis zu 250 Jahre betragen (SCHWAPPACH 1901, 1911, LÖBF 1982b, STRATMANN 1988, BARTSCH 1989, BURNS u. HONKALA 1990, SCHÜTT 1992, EBERT 2003, EHRLING u. OSWALD 2010, SAVILL u. WISE 2013).

Das Höhenwachstum ist in der Jugendphase besonders ausgeprägt. In den ersten Jahren können jährliche Zuwächse von 80 – 150 cm erreicht werden, wobei Standortqualität und Lichtverfügbarkeit entscheidende Faktoren sind. Das maximale Höhenwachstum wird zwischen dem 15. und 20. Lebensjahr erreicht, danach nimmt die Zuwachsrate sukzessive ab. Innerhalb von 20 Jahren können Höhen von 12 – 16 m und BHD von 12 – 25 cm erreicht werden, wobei ein Mindestwachstum von 13 m in 50 Jahren als wirtschaftlich erforderlich gilt. In Indiana wurden unter optimalen Bedingungen Höhen von bis zu 45 m registriert (LÖBF 1982b, STRATMANN 1988, BURNS u. HONKALA 1990, EBERT 2003, SCHAARSCHMIDT 2014, NICOLESCU et al. 2020). Auch das Dickenwachstum der Schwarznuss variiert je nach Standortbedingungen erheblich. Der jährliche Durchmesserzuwachs bei günstigen Bedingungen beträgt durchschnittlich 0,7 – 1,5 cm, wovon die höheren Werte jedoch von frei erwachsenen Bäumen stammen. Die höchsten Durchmesserzuwächse aus dem natürlichen

Verbreitungsgebiet liegen bei 1,2 cm/Jahr. In Neuseeland wurde an freistehenden Bäumen sogar ein Zuwachs von 1,7 cm/Jahr beobachtet. Die Angaben zum Zeitpunkt des maximalen Dickenwachstums variieren zwischen verschiedenen Autoren erheblich. Während NICOLESCU et al. (2020) den Zeitraum im Alter von 20 – 35 Jahren sehen, schreibt SCHAARSCHMIDT (2014) diesen Zeitpunkt dem Alter von 40 – 50 Jahren zu (SCHAARSCHMIDT 2014, NICOLESCU et al. 2020). Das Wachstum setzt im Frühjahr zunächst langsam ein, erreicht seinen Höhepunkt zwischen Ende April und Mai und ist bis Mitte Juli oder Anfang August weitgehend abgeschlossen. Die Vegetationsperiode beträgt etwa 115 – 135 Tage. Die Schwarznuss wirft ihr Laub im Herbst vergleichsweise früh ab. Auf hochwertigen Standorten können jährliche Höhenzuwächse von 91 – 122 cm erzielt werden. Wirtschaftlich relevante Zielstärken lassen sich durch gezielte Pflegeeingriffe erreichen: Ein BHD von 41 cm kann innerhalb von 30 – 35 Jahren erzielt werden, während hochwertige Furnierstämme mit 51 cm BHD etwa 40 – 50 Jahre benötigen. Für die wirtschaftlich optimalen Zielstärken von 60 – 65 cm BHD sind Umtriebszeiten von 70 – 80 Jahren erforderlich (BURNS u. HONKALA 1990, RUMPF u. NAGEL 2014, SCHAARSCHMIDT 2014).

Wie auch die Walnuss, weist die Schwarznuss eine Besonderheit beim Höhenwachstum auf. Die beiden Arten besitzen keine starre Mittelachse, sondern eine sympodiale Wuchsform. Dies bedeutet, dass sich der Hauptstamm aus einer Reihe kurzer Seitenäste entwickelt. Der Stamm wächst nur bis zu einer Höhe von ca. 5 m durch die Jahrestriebe einer Gipfelknospe. Ab dieser Höhe wird das Längenwachstum des Gipfeltriebes schwächer. Das Höhenwachstum wird sehr häufig ab dort durch einen steil aufgerichteten Ast übernommen. HOFFMANN (1942) schreibt, dass bereits ein Jahr später der Trieb aus dieser Endknospe auf ähnliche Weise durch einen Trieb aus einer Knospe nächsthöheren Grades abgelöst werden kann. Das kann sich mehrfach wiederholen, bis sich schlussendlich der Stamm in einer Krone auflöst. Dies führt dazu, dass der Stamm häufig nur bis in eine Höhe von 5 m eine Achse bildet und dann zu einer Scheinachse wird. Die Stellen, wo Zweige das Höhenwachstum übernommen haben, sind an der Pflanze durch einen Knick im Stamm zu erkennen. Dieses Merkmal verschwindet mit der Zeit allerdings durch das Dickenwachstum (HOFFMANN 1942, SAVILL u. WISE 2013). Die Schwarznuss kann sowohl in Reinbeständen als auch in Mischbeständen kultiviert werden. Sie ist besonders für Kombinationen mit Stieleiche und Edellaubhölzern wie Esche, Bergahorn, Bergulme und Wildkirsche geeignet. Aufgrund ihres hohen Lichtbedarfs sollte sie vorzugsweise in Horstpflanzungen oder auf kleinflächigen Lichtungen etabliert werden, um interspezifische Konkurrenz zu minimieren. Auf Seitendruck reagiert die Art empfindlich und

kann infolge ungünstige Wuchsformen und Schiefstand zeigen. Da die Schwarznuss im freien Stand starke Seitenäste ausbildet, sollte auf einen ausreichenden Dichtstand mit anfänglich hohen Stammzahlen geachtet werden (SCHWAPPACH 1901, LÖBF 1982b, EHRLING u. OSWALD 2010, RUMPF u. NAGEL 2014).

Begründung

J. nigra ist einhäusig und windblütig, mit einer Blütezeit, die je nach geographischer Lage im natürlichen Verbreitungsgebiet zwischen Mitte April und Anfang Juni variiert. Die männlichen Blüten erscheinen als schlanke Kätzchen aus den Achselknospen des Vorjahres, während die weiblichen Blüten endständig an diesjährigen Trieben angeordnet sind. Die Befruchtung erfolgt überwiegend durch Fremdbestäubung, was durch die unterschiedlichen Reifezeitpunkte der weiblichen und männlichen Blüten gefördert wird (Dichogamie). Allerdings sind die Bäume nicht selbststeril, sodass auch ohne Fremdbestäubung Samen gebildet werden können. Die Fruchtentwicklung unterscheidet sich von typischen Steinfrüchten, da die fleischige Außenschale nicht aus dem Fruchtknoten, sondern aus Tragblatt, Vorblättern und Kelchblättern hervorgeht. Die Frucht ist meist kugelig, seltener birnförmig oder ellipsoid und hat einen Durchmesser von 3,5 – 6 (8) cm. Die Außenschale kann eine Dicke bis zu 1 cm erreichen. Die reifen, dann schwarz-schaligen Nüsse fallen im September oder Oktober ab und werden durch Schwerkraft, Wasser und Tiere verbreitet. Dabei platzt die Fruchtschale nicht wie bei der Walnuss ab, sondern verbleibt an der Frucht (SCHENCK 1939a, LÖBF 1982b, BURNS u. HONKALA 1990, SCHÜTT 1992, SAVILL u. WISE 2013, SCHAARSCHMIDT 2014).

Die Samenproduktion setzt früh ein, erste Erträge sind im Freiland bereits im Alter von 4 – 6 Jahren möglich, größere Mengen treten allerdings erst nach 20 – 30 Jahren auf. Die Fruktifikation erfolgt in einem zweijährigen Mastzyklus mit variierenden Erträgen. Gute Samenerträge sind dabei unregelmäßig, treten jedoch meist zweimal in 5 Jahren auf. In Plantagen wurden bei zehnjährigen Bäumen Erträge von 28 kg/ha und bei zwölfjährigen Bäumen bis zu 112 kg/ha erfasst. Die Früchte werden mit Fruchtfall im Oktober geerntet. 1 kg enthält dabei rund 100 Nüsse mit Schale. Ohne Schale enthält 1 kg rund 300 Samen. Die Schale der Schwarznuss, die sogenannte Pulpe, enthält keimhemmende Inhaltsstoffe, weshalb oft diskutiert wird, ob diese bei einer Saat vorher zu entfernen ist oder an der Nuss verbleiben kann. Berichten aus Mecklenburg-Vorpommern nach reduziert sich beim Belassen der Schale das Auflaufprozent auf 5 % gegenüber einem Wert von über 90 % beim Entfernen der Schale. Dem stehen Erfahrungen aus Südhessen entgegen, wo sich das Legen der Schwarznüsse mitsamt der Schale bewährt hat. Abgesicherte Unter-

suchungen zu diesem Thema scheint es bisher nicht zu geben. Gewiss ist, dass die hypogäische Keimung einer ausgeprägten Dormanz unterliegt, die durch eine Stratifikationsdauer von 90 – 150 Tagen bei Temperaturen unter 7 °C überwunden werden muss. Unbehandelte Samen keimen häufig erst im zweiten Jahr (SCHWAPPACH 1911, BURNS u. HONKALA 1990, EBERT 2003, RUMPF u. NAGEL 2014, SCHAARSCHMIDT 2014, ROST u. MEYER-RAVENSTEIN 2020).

Aufgrund der stark ausgeprägten Pfahlwurzel wird eine Direktsaat bevorzugt, mit empfohlenen Saatabständen, welche von 2,0 x 1,0 m bzw. 1,8 x 0,6 m bis hin zu 3,0 x 1,5 m oder 1,0 x 3,0 m reichen. Die Saatmenge variiert dabei zwischen 5.000 und 10.000 Nüssen/ha. RUMPF u. NAGEL (2014) empfehlen die Saatreihen in einem Abstand von etwa 2,5 m anzulegen, da hierdurch eine kostengünstige motormanuelle oder maschinelle Begleitwuchsregulierung ermöglicht wird. Die Saattiefe sollte dabei der Stärke der Nuss entsprechen. In der Literatur wird sowohl die Herbstsaat als auch die Frühjahrssaat als Möglichkeit beschrieben. Für die Herbstsaat sollen 3 – 5 Nüsse je Saatplatz ausgelegt werden. Die Sämlinge erscheinen im Mai bis Juni des Folgejahres. Sollten an einem Saatplatz mehrere Sämlinge erscheinen, so sind diese im folgenden Herbst bis auf den stärksten Trieb abzuschneiden. Einige Früchte können auch überliegen. Es besteht hier die Gefahr, dass das Saatgut durch Nager und Schalenwild gefressen wird. Für die Frühjahrssaat werden die Nüsse über Winter eingelagert. Dafür sollte die Fruchthülle zunächst entfernt und anschließend die Nüsse frostfrei überwintert werden. Dies erfolgt laut Literatur auf unterschiedliche Weise. Teils wird eine 80 cm tiefe Grube empfohlen, an anderer Stelle feuchter Sand bis hin zu frostfreien Räumen. Nach SCHAARSCHMIDT (2014) hat sich die Saat mit angekeimten Nüssen bewährt. Dabei sollte die Nuss in Seitenlage mit vertikal ausgerichteter Naht zum Liegen kommen. Wie bei der Walnuss beschrieben, richtet sich auch der Keimling der Schwarznuss am Gravitationsfeld der Erde aus und definiert darüber ein „oben“ und „unten“. Das Überliegen der Nüsse wird oftmals darauf zurückgeführt, dass bei spät gesäten Nüssen diese Ausrichtung gestört wird und neu vorgenommen werden muss (SCHWAPPACH 1911, HOFFMANN 1942, BURNS u. HONKALA 1990, EBERT 2003, RUMPF u. NAGEL 2014, SCHAARSCHMIDT 2014, ROST u. MEYER-RAVENSTEIN 2020).

Die intensive Pfahlwurzelbildung (s. o.) erschwert das Verpflanzen mehrjähriger Pflanzen erheblich. Diese wachsen nur schwer wieder an, da beim Verpflanzen der untere Wurzelbereich oft beschädigt wird, was hohe Ausfallraten zur Folge hat. BARTSCH (1989) empfiehlt einjährige Sämlinge mit einer Größe von 20 – 30 cm und einem Sprossbasisdurchmesser von 7 – 9 mm. Die Wurzeln der Sämlinge dürfen nicht mehr als 20 cm gekürzt werden. Weiterhin empfiehlt er, die Pflanzen 2,5 – 5 cm tiefer zu setzen, als sie

in der Baumschule gestanden haben. SCHAARSCHMIDT (2014) empfiehlt den Sämlingen mindestens 25 cm ihrer Wurzel zu belassen, besser noch wären 35 cm. Studien aus Nordamerika belegen, dass Frühjahrspflanzungen in der Regel höhere Anwuchsraten erzielen als Herbstpflanzungen (BARTSCH 1989, EBERT 2003, SCHAARSCHMIDT 2014, ROST u. MEYER-RAVENSTEIN 2020).

Die Schwarznuss wird sowohl für die Holz- als auch für die Fruchtproduktion kultiviert. Im forstlichen Anbau haben sich dichte Pflanzverbände mit anschließenden Durchforstungen auf etwa 100 verbleibende Bäume pro Hektar als wirtschaftlich sinnvoll erwiesen. Die natürliche Astreinigung kann nach RUMPF u. NAGEL (2014) durch Pflanzdichten von 1.500 bis 2.500 Pflanzen/ha optimiert werden. EBERT (2003) empfiehlt sogar noch höhere Pflanzdichten von 3.000 – 5.000 Pflanzen/ha in einem Pflanzverband von 1,0 x 3,0 m. Aufgrund ihres hohen Lichtbedarfs erfordert die Schwarznuss eine gezielte Pflanzstrategie zur Reduktion von Konkurrenzdruck. Da sie empfindlich auf Wurzelstörungen reagiert, sind insbesondere in den ersten Jahren sorgfältige Pflegemaßnahmen erforderlich. Die Wahl des geeigneten Standorts und eine optimierte Etablierungsstrategie sind essenziell für eine erfolgreiche und wirtschaftlich nachhaltige Kultur der Schwarznuss (BARTSCH 1989, EBERT 2003, RUMPF u. NAGEL 2014).

Waldbau

Für Bestände der Schwarznuss in der Jungwuchs- und Jungbestandspflege werden des Öfteren Formschnitte empfohlen. Dies liegt zum einen daran, dass die Art, wenn sie nicht mit ausreichender Dichte gepflanzt wurde, frühzeitig starke und lange Seitenzweige ausbildet. Zum anderen können Spätfrost, Trocknis, Verbiss- und Insekten Schäden zum Verlust des Leittriebes führen. Infolgedessen bildet die Schwarznuss Zwiesel aus oder es kommt zu starken Schaftkrümmungen, die entfernt werden sollten. Ein solcher Eingriff sollte bei einer Höhe von 3 m erfolgen. BARTSCH (1989) verweist jedoch darauf, dass die natürliche Regeneration der Schaftform bei *J. nigra* äußerst effektiv ist. Diese Art von Formschnitt sollte sich daher allenfalls auf besonders gravierende Fälle beschränken.

Generell lassen sich in der Literatur zwei verschiedene Pflegemodelle zur Erziehung der Schwarznuss zu wertvollhaltigen Beständen finden. Der ausschlaggebende Grund für die unterschiedlichen Behandlungsmethoden ist in der Stammzahl bei der Begründung zu finden und unterscheidet Bestände mit stammzahlreicher Begründung und solcher mit niedriger Stammzahl.

Bei der Behandlung der stammzahlreichen Bestände, mit Pflanzenzahlen bei der Begründung > 5.000 Stk./ha, wird zunächst ein Dichtschluss des Bestandes zur natürlichen Astreinigung bis zu einer Oberhöhe von 6 – 9 m

angestrebt. Bei dieser Oberhöhe sollte höchstens eine Entnahme von Protzen oder geschädigten Bäumen erfolgen. Ab der Stangenholzphase (Oberhöhe 9 – 12 m) sollte bei den besonders vitalen Bäumen die natürliche Astreinigung zu Schaftlängen von etwa 4 – 5 m geführt haben. In dieser Phase sind in qualitativ hochwertigen Schwarznussbeständen 150 – 200 gut veranlagte Optionen vorhanden. Diese müssen in ihrer Konkurrenzsituation beurteilt werden. Gegebenenfalls bedrängte Anwarter mit unzureichender Differenzierung sollte durch die Entnahme von 1 – 2 Bedrängern in dieser Phase geholfen werden. Ein solch moderater Eingriff unterbricht die natürliche Selbstdifferenzierung nicht. Bei Erreichen von astfreien Schaftlängen von 7 – 10 m ist die endgültige Z-Baum-Auswahl vorzunehmen und 80 – 120 vitale, hochwertige Bäume sind zu markieren und freizustellen. Diese Freistellung muss aufgrund der Lichtbedürftigkeit der Schwarznuss gründlich erfolgen. Es sollte darauf geachtet werden, dass mindestens $\frac{3}{4}$ der Baumkrone so freigestellt wird, dass diese mindestens 1,5 m von den anderen Bäumen der gleichen Klasse entfernt ist. So ist gewährleistet, dass hohe Wachstumsraten und die Vitalität der Einzelbäume gefördert werden. Nicht bedrängende, zwischenständige Bäume sowie der Unterstand sind bei diesen Eingriffen zu schonen. Die nächsten beiden Eingriffe sollten in kurzen Intervallen von 3 – 4 Jahren erfolgen und den Kronenausbau konsequent fortsetzen. Später können die Intervalle auf 5 – 6 Jahre ausgeweitet werden. Bei den Durchforstungen ist immer darauf zu achten, dass die Z-Bäume nicht unter Kronenspannung geraten. Hier muss auch ein Augenmerk auf den ggf. nachdrängenden Unterstand aus Schattbaumarten gelegt werden (SCHWAPPACH 1901, 1911, LÖBF 1982b, BARTSCH 1989, BURNS u. HONKALA 1990, RUMPF u. NAGEL 2014, EHRLING et al. 2019, ROST u. MEYER-RAVENSTEIN 2020, NICOLESCU et al. 2020).

Neben dieser Behandlungsmethode wird auch eine für stammzahlarm begründete Bestände in der Literatur beschrieben. Hier handelt es sich i. d. R. um Bestände, die mit Stückzahlen von 2.500 Pflanzen bzw. Nüssen je Hektar begründet worden sind. Diese Bestände sollten zunächst ebenfalls bis zu einer Oberhöhe von 3 m dicht geschlossen gehalten werden, wobei hier den natürlichen Begleitbaumarten eine größere Bedeutung zukommt. In der Differenzierungsphase (Oberhöhe bis 12 m) sind dann regelmäßige und dynamische (vorausschauende) Astungen im 2-jährigen Turnus notwendig. Hierzu ist eine frühzeitige Festlegung der Z-Bäume mit einer ausreichenden Reserve vorzunehmen. In der Auslesephase sollte die Astung bis zu einer Astungshöhe von 8,0 m fortgesetzt werden. Bei der Astung werden ggf. auch schwachwüchsige lebende Äste entnommen, welche jedoch nicht mehr als 25 % der lebenden Krone einnehmen sollten. Der Astdurchmesser

darf 5 cm nicht überschreiten. In der anschließenden Ausreifungsphase sind die geasteten Z-Bäume analog zum bereits beschriebenen Pflegemodell konsequent freizustellen. Es ist allerdings darauf Rücksicht zu nehmen, dass eine zu starke Freistellung zu Klebästen führen kann (LÖBF 1982b, BARTSCH 1989, EHRLING et al. 2019, ROST u. MEYER-RAVENSTEIN 2020).

Das rasche Höhenwachstum der Schwarznuss ermöglicht auch eine Mischung mit anderen Baumarten. Ein Unterbau mit Schattbaumarten ist in stammzahlreichen Beständen zwar nicht unmittelbar nötig, kann aber zur Verhinderung einer Bodenverwilderung dienlich sein. Hierzu können ab einem Alter von 40 Jahren Baumarten wie Rotbuche, Hainbuche, Winterlinde oder auch Feldahorn in die Bestände eingebracht werden. Unter dem lichten Schirm der Altbestände etablieren sich aber auch ohne aktives Einbringen i. d. R. weitere Edellaubbäume und Schattbaumarten. Diese bilden gemeinsam mit den Stockausschlägen der Schwarznuss einen dichten Unterstand (LÖBF 1982b, EHRLING u. OSWALD 2010, RUMPF u. NAGEL 2014).

3.16.4.2 Ergebnisse der Untersuchungen

Für die Auswertung der waldwachstumskundlichen Kenngrößen standen bei der Schwarznuss insgesamt 53 Aufnahmen aus 27 Beständen zur Verfügung. Davon entfallen 24 Aufnahmen und Flächen auf die einmaligen Aufnahmen in den Praxisanbauten. Neben diesen konnten 3 langfristige Versuchsflächen aus dem Versuchsflächennetz der NW-FVA mit in die Auswertung einbezogen werden. Die Aufnahmen decken relativ gleichmäßig einen Altersbereich von 13 – 126 Jahren ab, wodurch sich ein guter Überblick über das Wachstum dieser Art ergibt. Zur Einstufung der Werte wurde als Referenz die Ertragstafel für den Bergahorn (NAGEL 1985) verwendet (Abbildung 5).

Die Mittelhöhen der Bestände stellen das schnelle Höhenwachstum von den frühen Jahren sehr anschaulich dar. Bereits der jüngste Bestand weist mit 13 Jahren eine Mittelhöhe von über 15 m auf. Der wüchsigste Bestand erreicht im Alter von 97 Jahren eine mittlere Bestandeshöhe von 38,8 m. Dabei handelt es sich um eine der langfristigen Versuchsflächen, an deren Verlauf der Höhenentwicklung auch gut zu erkennen ist, dass das Höhenwachstum im Alter zwar schwächer ausfällt als in der Anfangsphase, aber immer noch anhält. Generell spiegeln die Aufnahmen das hohe Wuchsniveau der Schwarznuss gut wider. Der überwiegende Teil liegt im Bereich über der 1. Ertragsklasse der Referenztafel des Bergahorns. Nicht wenige Bestände übersteigen sogar den Bereich der 0. Ertragsklasse.

Ein differenzierteres Bild ergibt sich bei den Grundflächen der untersuchten Bestände. Hier decken die ermittelten Werte den gesamten Wertebereich der Ertragstafel des Bergahorns ab. Dies ist im Wesentlichen auf die Stamm-

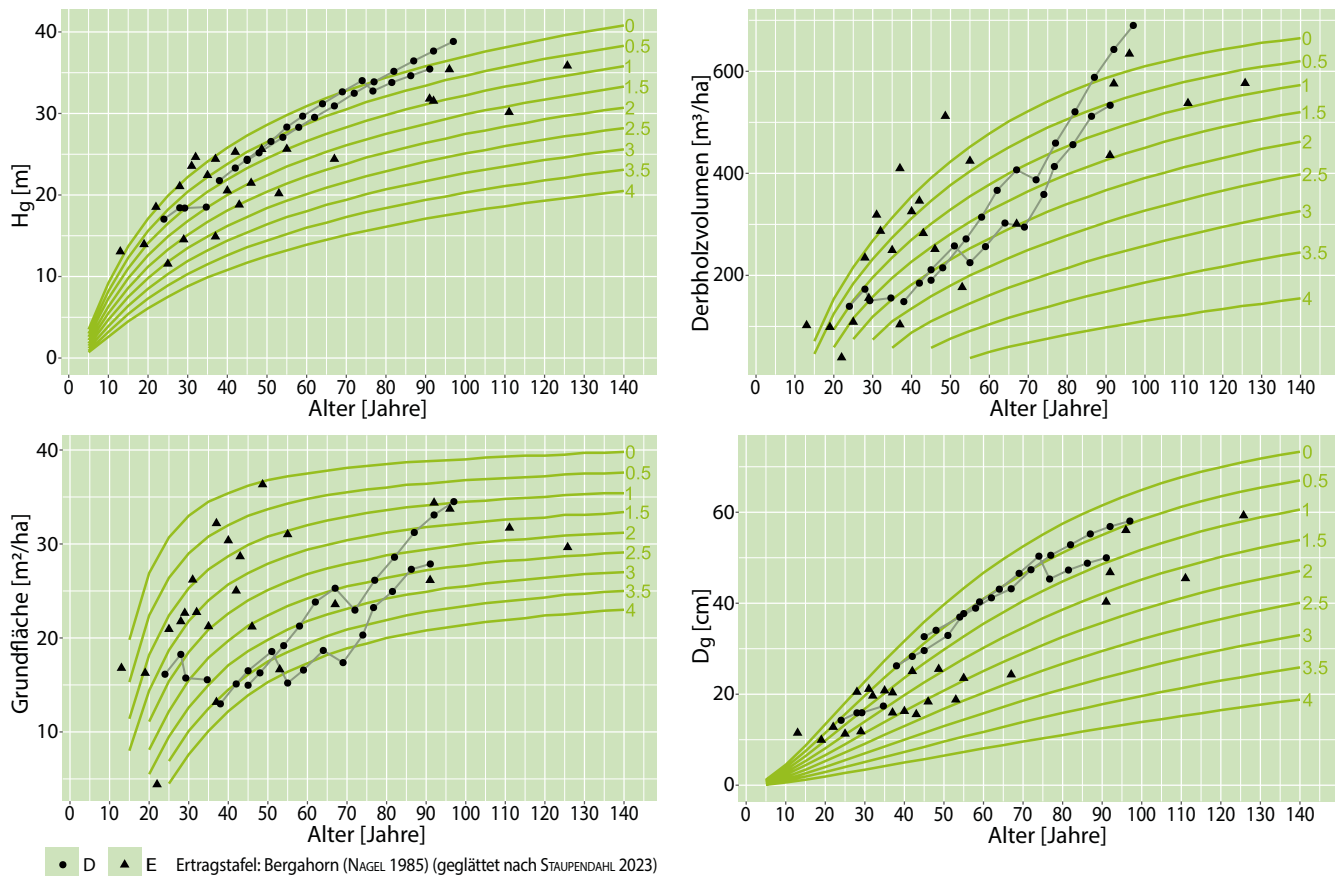


Abb. 5: Mittelhöhen-, Derbholzvolumen-, Grundflächen- sowie Durchmesserentwicklung der untersuchten Praxisanbauten und der langfristigen Versuchsflächen der Schwarznuss im Vergleich zur Bergahorn-ertragstafel (NAGEL 1985) (geglättet nach STAUPENDAHN 2023). D: langfristige Versuche, E: Einmalige Aufnahmen

zahlen der Bestände zurückzuführen. Insbesondere die älteren Bestände weisen nur geringe Stammzahlen je Hektar auf, was sich in den niedrigen Grundflächen widerspiegelt. Die jüngeren Bestände scheinen dahingehend mit höheren Stammzahlen begründet worden zu sein, was ggf. auf die in Südhessen verbreitete Saat als Begründungsmethode zurückzuführen ist. Die höheren Dichten in den jüngeren Beständen spiegeln sich auch in den ermittelten Durchmessern wieder. Jene Bestände mit hohen Grundflächen weisen geringere Durchmesser auf, wohingegen die Flächen mit den niedrigen Grundflächen die stärkeren Durchmesser repräsentieren. Die Bestandesvolumina variieren in der Folge erwartungsgemäß weniger stark. Hier fallen insbesondere die zwei Wuchserien der Versuchsflächen mit ihren hohen Vorräten und starken Zunahmen im hohen Alter ins Auge. Bei diesen Flächen muss bei der Betrachtung berücksichtigt werden, dass diese seit geraumer Zeit keiner forstlichen Nutzung mehr unterliegen, da sie sich in einer Schutzgebietskulisse befinden. Diese Flächen zeigen jedoch zu welcher enormer Flächenleistung die Schwarznuss imstande ist. Im Alter von 97 Jahren werden in den Rheinauen in Südhessen auf einem optimalen Standort für die Schwarznuss rund 690 Fm/ha erreicht. Abschließend lässt sich feststellen, dass das in der Literatur beschriebene Wuchsverhalten mit den Daten der ertragskundlichen Messungen bestätigt werden kann. Auch die

zwei beschriebenen Bestandesbehandlungen erscheinen unter Berücksichtigung der Auswertungen beide als plausibel. Es ist gut erkennbar, dass bei geringeren Bestandesdichten schneller höhere Durchmesser erzielt werden können. Kann die Qualität der Stämme durch ggf. ergänzende Maßnahmen wie Astungen dabei gesteigert werden, ergibt sich eine Option, in kurzer Zeit wertvolles Stammholz zu produzieren und das Risiko so zu reduzieren.

3.16.5 Gefährdungen

Die Schwarznuss unterliegt einer Vielzahl biotischer und abiotischer Gefährdungen, die ihr Wachstum und ihre Vitalität erheblich beeinflussen können. Zu den bedeutendsten abiotischen Risikofaktoren zählen Spät- und Frühfröste, da die Art aufgrund ihres frühen Austriebs besonders anfällig für Kälteeinbrüche im Frühjahr ist. Spätfröste schädigen häufig die Terminaltriebe, was eine verstärkte Bildung von Seitentrieben nach sich zieht und unerwünschte Verzweigungen begünstigt. Besonders in Europa stellt dies eine Herausforderung dar, weshalb junge Bestände durch Schirmschutz oder schütterer Seitenbeschattung vor Spätfrost geschützt werden sollten, bevor sie später freigestellt werden. In der Rheinebene treten zusätzlich Frühfrostschäden auf, die insbesondere frisch verpflanzte Keimlinge und Heister betreffen, da deren Triebspitzen bis zum Spätherbst nicht vollständig verholzen. Dennoch weist

die Schwarznuss im Vergleich zur Gemeinen Walnuss (*Juglans regia*) eine höhere Frostresistenz auf (SCHWAPPACH 1911, SCHENCK 1939a, BARTSCH 1989, BURNS u. HONKALA 1990, SCHÜTT 1992, EBERT 2003, SAVILL u. WISE 2013, SCHAARSCHMIDT 2014).

Trockenschäden sind ein weiterer limitierender Faktor, insbesondere während lang anhaltender Dürreperioden. Kritisch sind diese insbesondere dann, wenn zuvor Wurzelschäden aufgetreten sind, etwa durch unsachgemäße Pflanzung oder Verdichtung des Bodens. *J. nigra* wird als „Desiccation Avider“ klassifiziert, das heißt, sie reagiert auf Wassermangel mit einer frühzeitigen Blattabgabe, um transpirationsbedingte Wasserverluste zu minimieren. Diese Strategie schützt den Baum vor schwerwiegenden Trockenschäden, reduziert jedoch das Wachstum erheblich (EBERT 2003, GAUTHIER u. JACOBS 2019).

Hinsichtlich biotischer Gefährdungen zeigt sich die Schwarznuss weitgehend resistent gegenüber Verbiss, so dass ein flächendeckender Zaunschut oft nicht erforderlich ist. Allerdings treten Fege- und Nageschäden durch Rotwild, Mäuse und Kaninchen auf, weshalb punktuelle Schutzmaßnahmen, insbesondere für junge Pflanzen, empfehlenswert sind. Während über 300 Insektenarten mit *J. nigra* assoziiert sind, verursachen nur wenige relevante Schäden. In Ungarn wurden Schäden durch den Erlenprachtkäfer (*Dicerca alni*), den Heldbock (*Cerambyx cerdo*) und den Bunten Eschenbastkäfer (*Leperisinus varius*) dokumentiert, während in Frankreich ein Befall durch das Blausieb (*Zeuzera pyrina*) und die Büffelzikade (*Ceresa bubalus*) beobachtet wurde. Pilzliche Erkrankungen stellen eine größere Bedrohung dar, insbesondere Wurzelfäulen durch *Phytophthora citricola* und *Cylindrocladium* spp., sowie die Walnuss-Anthraknose (*Gnomonia leptostyla*), die in feuchten Jahren einen vorzeitigen Blattfall verursa-

chen kann. Weitere relevante Pathogene sind der *Fusarium*-Krebs (*Fusarium* spp.), der mehrjährige Gallenkrebs (*Nectria galligena*) und die Zielblatfleckenkrankheit (*Cristulariella pyramidalis*), die ebenfalls Laubverluste bewirken kann (BURNS u. HONKALA 1990, SCHAARSCHMIDT 2014, EHRLING et al. 2019).

Eine besondere Rolle kommt der Allelopathie durch Juglon zu, eine toxische Substanz, die in Blättern, Fruchthüllen, Rinde und Wurzeln von *J. nigra* produziert wird. Die Schwarznuss soll dabei weit mehr Juglon produzieren als jede andere Baumart. Juglon hemmt das Wachstum bestimmter Pflanzen und dient als natürlicher Schutzmechanismus gegen Konkurrenz. Besonders empfindlich gegenüber Juglon sind Nadelbaumarten wie die Japanische Lärche (*Larix kaempferi*), die Gemeine Fichte (*Picea abies*) und die Waldkiefer (*Pinus sylvestris*), während Eichen (*Quercus* spp.), Ulmen (*Ulmus* spp.), Ahorne (*Acer* spp.) sowie andere Walnussarten weitgehend tolerant sind. Die Toxizität von Juglon ist jedoch lokal begrenzt, da die Substanz schlecht wasserlöslich ist und sich nur in unmittelbarer Nähe des Baumes in relevanten Konzentrationen anreichert. Hohe Bodenfeuchte kann die Juglon-Toxizität zusätzlich verstärken, da sie die Oxidation der Substanz verzögert (BARTSCH 1989, BURNS u. HONKALA 1990, EBERT 2003, SAVILL u. WISE 2013, JOTZ et al. 2020, 2020).

Trotz dieser Gefährdungen zeigt die Schwarznuss eine hohe Widerstandsfähigkeit gegenüber Schneebruch und Windwurf. Ihre Wurzelausscheidungen können zwar das Wachstum benachbarter Pflanzen hemmen, dennoch etabliert sich die Art erfolgreich in Mischbeständen, insbesondere in Auwäldern (STRATMANN 1988).

Die Praxisanbauten zeigten sich überwiegend frei von abiotischen Schädigungen (Abbildung 6). Es wurden an nur

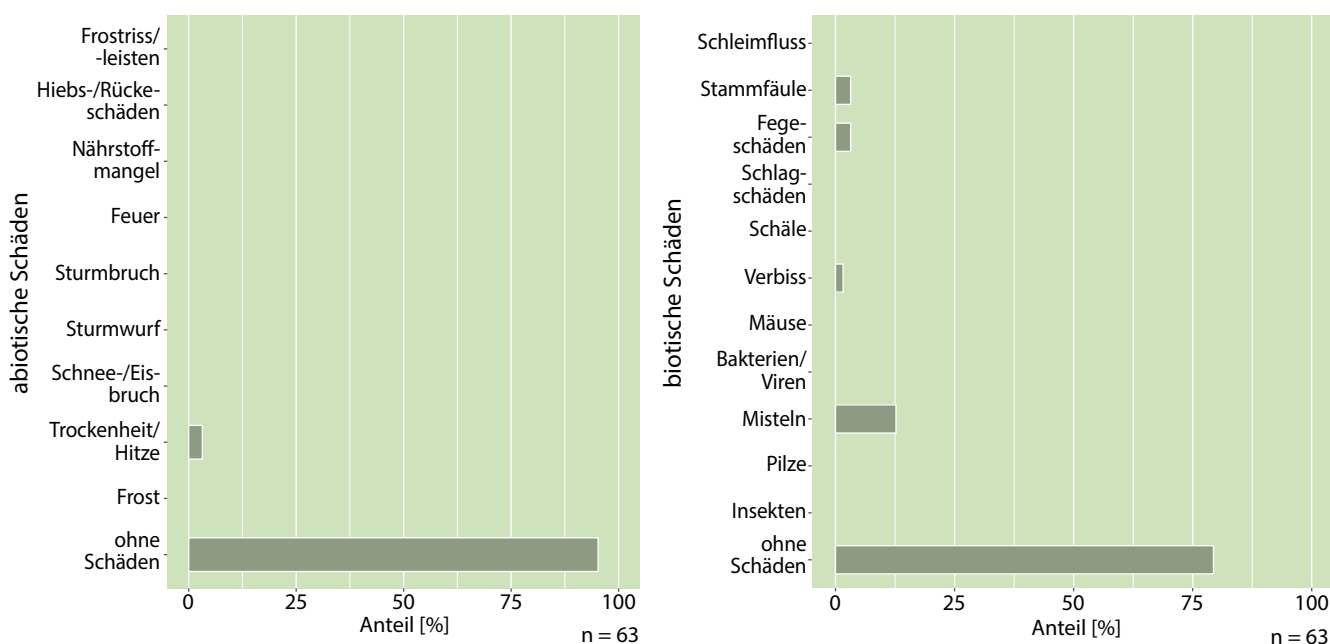


Abb. 6: In den Praxisanbauten vorgefundene abiotische und biotische Schäden an *J. nigra*

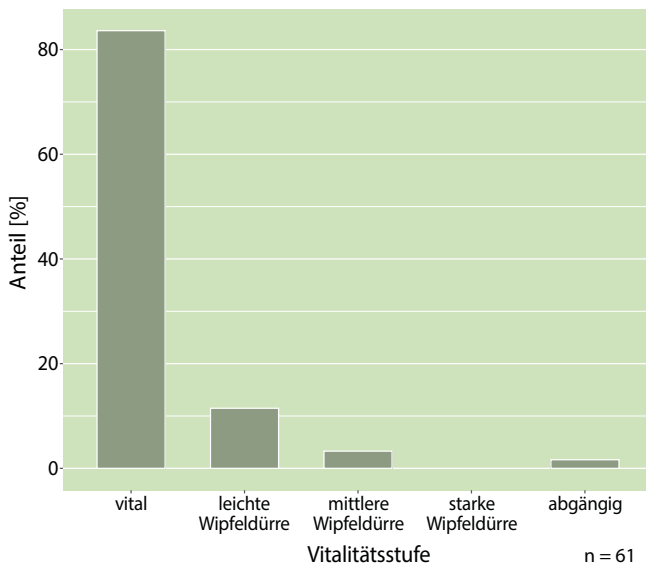


Abb. 7: Vitalitätsansprache der Praxisanbauten von *J. nigra*

einem geringen Anteil der Bestände Anzeichen von trockenheits- bzw. hitzebedingten Schädigungen festgestellt, was sich in frühzeitigem Blattabwurf bemerkbar machte und dementsprechend auch eine zeitliche Abhängigkeit der Bereisung aufwies. Bei den biotischen Schädigungen wurde neben relativ geringem Verbiss vermehrt ein Befall mit Misteln festgestellt. Dies kann bei stärkerer Ausprägung langfristig zu einer Schwächung der Vitalität führen. Über 80 % der bereisten Praxisanbauten wurden als vital eingestuft (Abbildung 7), was ein erfreulich hoher Anteil bei dieser bezüglich der Wasserversorgung anspruchsvollen Baumart ist. Dies zeigt nochmals auf, dass die Standorte, die für den Anbau ausgewählt wurden, überwiegend geeignet sind. Darüber hinaus gibt es aber auch einen Anteil von knapp über 10 % der Bestände, welche eine leichte Wipfeldürre aufwiesen. Gemessen an den in der Bewertung eingegangenen Beständen ist die absolute Zahl allerdings mit rund 6 Beständen doch eher gering und sollte nicht überbewertet werden. Noch geringer stellen sich die absoluten Zahlen in den ebenfalls vertretenen Gruppen mittlere Wipfeldürre oder abgängiger Bestand dar. Im Allgemeinen stellten sich die Schwarznussbestände trotz der vorangegangenen Hitze- und Trockenperioden auf geeigneten Standorten als vital dar.

3.16.6 Holzverwendung und Stammqualitäten begutachteter Bestände

Das Holz der Schwarznuss zählt zu den wertvollsten nordamerikanischen Laubhölzern und wird aufgrund seiner dunklen Färbung, mechanischen Eigenschaften und vielseitigen Verwendbarkeit geschätzt. Selbst schwächere Holzqualitäten, klassifiziert als 2a/2b-Stämme, erzielen hohe Marktpreise, was die wirtschaftliche Relevanz dieser Baumart unterstreicht (STRATMANN 1988, SCHÜTT 1992, EHRING et al. 2019).

Das Splintholz der Schwarznuss ist weißlich bis gelblich-braun und variiert in der Breite zwischen 3 und 7 cm, während das Kernholz schokoladen- bis violettbraun gefärbt ist und gelegentlich purpurne Streifen oder dunkle Adern aufweist. Alte Bäume können schwarzes Holz bilden (Namensgebung!). Die Holzstruktur ist grob, aber gleichmäßig, und der Faserverlauf überwiegend gerade, wobei gelegentlich wellige oder gekräuselte Fasern auftreten. Diese Textur verleiht dem Holz seinen hohen dekorativen Wert. Mechanisch zeichnet es sich durch hohe Biege- und Druckfestigkeit sowie gute Verformbarkeit aus. Es ist mäßig schlagzäh, jedoch elastisch, hervorragend dampfbiegefähig und lässt sich leicht beizen und polieren, wodurch eine exzellente Oberflächenqualität erzielt wird (LÖBF 1982, STRATMANN 1988, EBERT 2003, WALKER 2009, SCHAARSCHMIDT 2014, NICOLESCU et al. 2020, WAGENFÜHR u. WAGENFÜHR 2022).

Mit einer Rohdichte von etwa 660 kg/m³ gehört das Holz der Schwarznuss zu den schweren Laubhölzern und weist trotz seiner hohen Festigkeit eine gute Bearbeitbarkeit auf. Nach der Trocknung besitzt es ein ausgezeichnetes Stehvermögen, erfordert jedoch eine kontrollierte und langsame Trocknung, um Rissbildung und Verwerfungen zu minimieren. Während das Kernholz hochgradig resistent gegenüber Pilzbefall und Holzfäule ist und keiner zusätzlichen Imprägnierung bedarf, bleibt das Splintholz anfällig für Insektenbefall. In Kontakt mit Eisenmetallen kann es unter Feuchtigkeitseinfluss zu blauschwarzen Verfärbungen kommen, weshalb für Verbindungen korrosionsbeständige Materialien bevorzugt werden sollten. Darüber hinaus können auch Leimalkalien zu Flecken im Holz führen (SCHÜTT 1992, WALKER 2009, SAVILL u. WISE 2013, SCHAARSCHMIDT 2014, NICOLESCU et al. 2020, WAGENFÜHR u. WAGENFÜHR 2022).

Die wirtschaftliche Nutzung von Schwarznussholz erfolgt vorrangig in der Möbel- und Furnierherstellung. Besonders

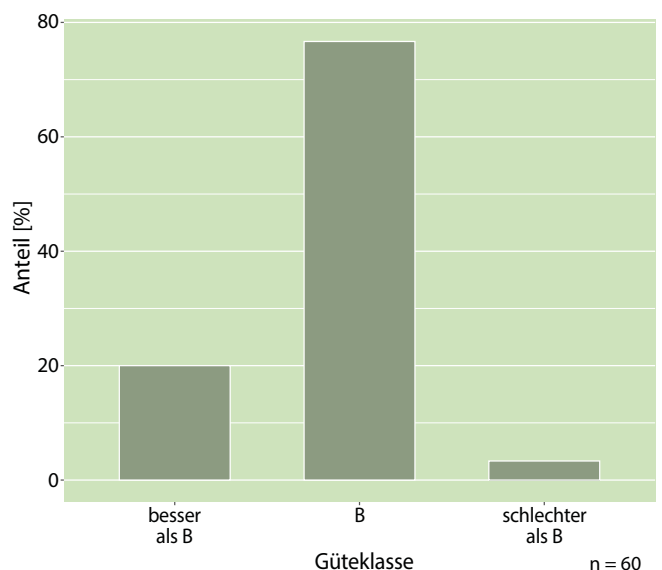


Abb. 8: Qualitätseinschätzung der Praxisanbauten von *J. nigra* anhand einer optischen Stehendansprache eines potenziellen Z-Baumkollektivs

dekorative Stämme werden zu Messerfurnieren verarbeitet. Daneben findet es Anwendung im gehobenen Innenausbau, im Boots- und Musikinstrumentenbau sowie in der Drechsel- und Schnitzkunst. Traditionell wird es zudem für Gewehrschäfte, Uhrengehäuse und Wandvertäfelungen genutzt (LÖBF 1982b, STRATMANN 1988, BURNS u. HONKALA 1990, WALKER 2009, SAVILL u. WISE 2013, SCHAARSCHMIDT 2014, NICOLESCU et al. 2020, WAGENFÜHR u. WAGENFÜHR 2022).

Die hohe Wertigkeit des Schwarznussholzes resultiert aus der Kombination herausragender physikalischer und ästhetischer Eigenschaften. Im Vergleich zur Gemeinen Walnuss (*Juglans regia*) besitzt es eine gleichmäßigere, dunklere Färbung und eine markantere Maserung. Dank seiner Stabilität, Widerstandsfähigkeit und exzellenten Verarbeitungsfähigkeit bleibt es ein unverzichtbares Edelholz für hochwertige Holzprodukte und Spezialanfertigungen (SCHÜTT 1992, SAVILL u. WISE 2013).

3.16.7 Sonstige Ökosystemleistungen

Die wirtschaftliche und industrielle Nutzung der Schwarznuss erstreckt sich weit über die Holzproduktion hinaus und umfasst insbesondere die Verwertung der Früchte sowie die vielfältigen Anwendungen der Nussschalen. Die Samen der Schwarznuss sind essbar, allerdings ist die äußerst harte Schale eine Herausforderung für die Gewinnung des Kernels. Im Vergleich zur Walnuss (*J. regia*) weist die Schwarznuss geschmackliche Unterschiede auf, liefert jedoch ein qualitativ hochwertiges Speiseöl, das sowohl in der Lebensmittelindustrie als auch in der Kosmetikherstellung verwendet wird. Die durchschnittlichen Erträge können bei einer weiten Pflanzdistanz mehr als 2 t Nüsse/ha und Jahr erreichen, aus denen bis zu 150 kg Öl extrahiert werden kann (LÖBF 1982b, BARTSCH 1989, SCHÜTT 1992, EBERT 2003, SAVILL u. WISE 2013).

Die wirtschaftliche Relevanz der Schwarznussfrucht zeigt sich besonders in den Vereinigten Staaten, wo jährlich erhebliche Mengen geerntet und verarbeitet werden. Etwa 60 % der geschälten Nüsse gelangen als abgepackte Backwarenzutaten in den Einzelhandel, während 30 % in der Speiseeisproduktion verwendet werden. Die restlichen 10 % finden in der Bäckerei- und Süßwarenindustrie Anwendung (BARTSCH 1989).

Auch die Nussschalen besitzen eine breite Palette industrieller Einsatzmöglichkeiten. Während des Zweiten Weltkriegs wurden sie als Strahlmittel zur Reinigung von Flugzeugkolben verwendet – eine Technologie, die später auch in der Automobilindustrie zur Entgratung von Präzisionszahnradern adaptiert wurde. Heute kommen Schwarznusschalen in der Luftfahrt- und Ölindustrie als Reinigungs- und Filtrationsmittel zum Einsatz, insbesondere zur Säuberung von Düsentriebwerken sowie als Bestandteil von Bohrschlämmen. Weitere Anwendungsfelder

umfassen ihre Nutzung als Füllstoff in Dynamit, als rutschhemmendes Material in Autoreifen sowie als Trägermittel in Insektiziden. Darüber hinaus werden sie in industriellen Abgasreinigungssystemen eingesetzt und dienen als Schleifmittel für Metall- und Zementoberflächen. Auch in der Schmiermitteltechnologie spielen Schwarznusschalen eine Rolle. Sie werden als additive Bestandteile in Schaltgetrieben und Bremskomponenten verwendet. Ferner finden sie Anwendung als Leimbinder, als Farbpigmente in der Textilindustrie sowie als Poliermittel für Mosaiksteine (BARTSCH 1989, BURNS u. HONKALA 1990).

Die multifunktionale Verwendbarkeit der Schwarznuss erstreckt sich zudem auf ökologische Aspekte. Studien zu Beständen in Rheinland-Pfalz zeigen, dass diese nicht heimische Baumart eine hohe Diversität an epiphytischen Flechten und Moosen unterstützt und somit eine positive ökologische Funktion übernehmen kann (JOHN u. STAPPER 2015).

Neben ihrer industriellen und wirtschaftlichen Bedeutung stellt die Schwarznuss eine essenzielle Nahrungsquelle für Wildtiere dar. Die eiweiß- und fettreichen Samen werden von Nagetieren, Schwarzwild und Spechten genutzt, die die Nüsse als Energiereserve für den Winter anlegen (BURNS u. HONKALA 1990, SCHAARSCHMIDT 2014).

3.16.8 Genetik

Die genetische Diversität der Schwarznuss ist außerordentlich hoch und manifestiert sich sowohl in morphologischen Merkmalen als auch in ihrer ökologischen Plastizität. In den USA sind über 400 selektierte und geprüfte Klone bekannt, von denen einige durch Patentschutz reguliert und über die Prude Research Foundation lizenziert werden. Das natürliche Verbreitungsgebiet erstreckt sich über weite Teile Nordamerikas und umfasst Standorte mit stark variierenden klimatischen Bedingungen. Diese geographische Differenzierung hat zur Ausbildung distinkter Ökotypen geführt, die sich hinsichtlich Wuchsleistung, Frostresistenz und Überlebensstrategien signifikant unterscheiden (BARTSCH 1989, EBERT 2003).

In Mitteleuropa sind die exakten Herkünfte vieler eingeführter Schwarznüsse nicht dokumentiert, was Unsicherheiten bezüglich ihrer Standorttauglichkeit mit sich bringt. Besonders kritisch ist die Frühfrostsensibilität einiger Provenienzen, da junge Triebe durch späte Kälteeinbrüche geschädigt werden, was zu wiederholten Austriebsverlusten und reduziertem Zuwachs führt. Dennoch existieren etablierte Bestände entlang des Rheins, insbesondere in Breisach, Rastatt, Karlsruhe, Philippsburg, Straßburg, Colmar, Bellheim, Bensheim und Lampertheim, die eine hohe Wuchsleistung aufweisen und hochwertiges Holz produzieren. Diese Regionen gelten daher als potenziell geeignete Anbauggebiete für *J. nigra* in Süddeutschland (EBERT 2003, EHRLING et al. 2019).

Die genetische Variabilität von *J. nigra* äußert sich besonders in Wachstparametern und Überlebensstrategien. Untersuchungen zeigen, dass Individuen aus südlichen Populationen in der Regel ein höheres juveniles Wachstum aufweisen als nördliche Herkünfte. Basierend auf diesen Erkenntnissen wurden vorläufige Samen-Sammelzonen definiert, um eine standortsspezifische Selektion geeigneter Genotypen zu ermöglichen. Die hohe genetische Differenzierung zeigt sich auch in der Morphologie der Samen: Größen, Formen und Oberflächenstrukturen variieren von kleinen, kugeligen, ellipsoiden oder birnenförmigen bis hin zu vierseitig-würfelförmigen Nüssen. Ebenso reicht die Oberflächenstruktur von glatt und leicht gerippt bis rau, scharfgratig und stachelig (SCHAARSCHMIDT 2014).



Abb. 9: Blattaustrieb und Blütenstand von *J. nigra*
(Foto: M. Spielmann)

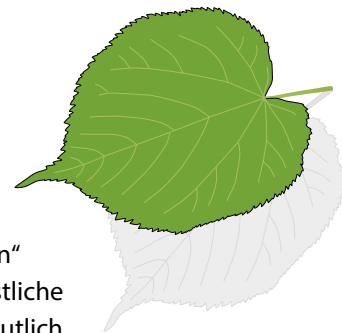
3.17 Sommerlinde (*Tilia platyphyllos*)

Tilia platyphyllos SCOP., 1771 (syn.: *T. grandifolia* EHRH., *T. europaea* L., *T. officinarum* CRANTZ)

syn.: Großblättrige Linde, Wasser-Linde, Gras-Linde, Früh-Linde

engl.: larged-leaved lime, large-laeved linden, big-leaf linden

Familie: Malvaceae



In der Literatur werden die Sommerlinde und die Winterlinde sehr häufig unter „die Linden“ zusammengefasst und es wird wenig zwischen den Arten differenziert. Artspezifische forstliche Literatur findet sich zumeist für die Winterlinde. Für die Sommerlinde gibt es hingegen deutlich weniger spezialisierte Auswertungen. Trotz einiger eklatanter Unterschiede, die im folgenden Steckbrief dargelegt werden, können unter deren Berücksichtigung fehlende Informationen aus dem Steckbrief der Winterlinde entnommen werden.

3.17.1 Zusammenfassende Bewertung



Anbauempfehlung

Vor dem Hintergrund des fortschreitenden Klimawandels erscheint die Sommerlinde (*Tilia platyphyllos*) als eine vielversprechende alternative Baumart für die Wälder Nordwestdeutschlands. Angesichts ihrer relativen Trockentoleranz sowie ihrer Präferenz für wärmere Temperaturen, ist bei weiterer Klimaerwärmung eine Ausweitung ihres natürlichen Verbreitungsgebiets zu erwarten. Ihre biologischen und waldbaulichen Eigenschaften – insbesondere

die hohe Schattentoleranz in der Jugend, die Fähigkeit zum Stockausschlag sowie ihre Eignung für nährstoffreiche, aber trockenheitsanfällige Standorte – prädestinieren sie sowohl als strukturfördernde Mischbaumart als auch zur ökologischen Diversifizierung von Waldbeständen. Eine gezielte Einbringung der Sommerlinde kann somit einen Beitrag zur Risikostreuerung und zur Stabilisierung zukünftiger Waldbaukonzepte leisten.

	Merkmal	Bewertung	Erläuterung
Klimaanpassung in Anlehnung an OTTO (1993)	Standortsanpassung	++	Die Sommerlinde ist wärmeliebend und zeigt eine hohe Toleranz gegenüber Trockenperioden auf frischen bis mäßig trockenen Standorten, vor allem in nährstoffreichen Lagen; es ergeben sich gute Perspektiven auf geeigneten Standorten unter Klimawandelbedingungen
	Bodenpfleglichkeit	+++	<i>T. platyphyllos</i> besitzt ein tief reichendes, herzförmiges Wurzelsystem mit hoher Bodendurchwurzelung und fördert über ihre Streu die Humusbildung; dies führt zu einer Verbesserung der Bodenstruktur und Nährstoffverfügbarkeit
	Keine Krankheitsverbreitung	+++	Die Baumart ist bislang nicht als bedeutender Krankheitsüberträger oder Wirt relevanter Forstpathogene bekannt
	Keine Anfälligkeit	++	Die Sommerlinde weist eine hohe Resilienz gegenüber biotischen und abiotischen Schadfaktoren auf; Spätfröste können Jungpflanzen schädigen, und lokal kann es zu Blattlausbefall kommen
	Mischbarkeit	+++	Sie ist sehr gut mit anderen heimischen Laubbaumarten mischbar, insbesondere mit Eiche, Hainbuche oder Ahorn. Ihre geringe Konkurrenzkraft im Jugendstadium erlaubt eine Förderung strukturreicher Mischbestände
	Naturverjüngung	-	Die natürliche Verjüngung der Sommerlinde gilt als schwierig und erfolgt bevorzugt auf feuchten Standorten mit ausreichender Lichtversorgung
	Waldstrukturen	+++	Sommerlindenbestände tragen zur Ausbildung vertikal und horizontal differenzierter Waldstrukturen bei; ihre Kronenarchitektur und ihr lichtdurchlässiges Laub begünstigen die Artenvielfalt in der Kraut- und Strauchschicht

+++ äußerst positiv ++ sehr positiv + positiv - - - äußerst negativ - - sehr negativ - negativ ? unklar



Abb. 1: Verbreitungsgebiet von *T. platyphyllos*. Quelle: CAUDULLO et al. (2023)

3.17.2 Verbreitung

Im europäischen Raum ist die Verbreitung von *T. platyphyllos* durch vielfältige geographische, klimatische und historische Einflussfaktoren geprägt. In der heutigen Zeit wird ihr Areal als deutlich südlicher im Vergleich zur Winterlinde (*Tilia cordata*) beschrieben. Letztere besitzt eine weiter nach Norden und Osten reichende Ausbreitung, da sie kältere Winter und kontinentalere Sommerbedingungen besser toleriert. *T. platyphyllos* hingegen ist vorrangig in Mittel-, Süd- und Südosteuropa beheimatet. So erstreckt sich ihr Areal von Nordspanien über Italien und den Balkan bis in den Kaukasus und an das Schwarze Meer (Abbildung 1). In Deutschland ist sie besonders in den Kalkgebieten der Mittelgebirge präsent, tritt aber nur zerstreut auf und ist im Flachland kaum beteiligt (SCHÜTT 1992, HAPPE 1994, EBERT 2006, RADOGLU et al. 2009, SAVILL u. WISE 2013, KUNZ et al. 2020, EATON et al. 2021).

Die Nordgrenze ihres natürlichen Vorkommens verläuft über Südengland, Südwestschweden, Süddänemark, Belgien, Mitteldeutschland, Südpolen bis in die Westukraine. Im Westen fehlen Vorkommen in Irland und großen Teilen der Iberischen Halbinsel. Dennoch wurde sie durch menschliche Aktivitäten, etwa durch Anpflanzung und Verwilderung, über ihr ursprüngliches Areal hinaus verbreitet. Auch innerhalb ihres natürlichen Areals wurde sie anthropogen gefördert (HAPPE 1994, BARENGO 2001a, RADOGLU et al. 2009, SAVILL u. WISE 2013, KNIESEL et al. 2016, EATON et al. 2021).

Die heutige Arealausdehnung von *T. platyphyllos* reicht in der Vertikalen von der Ebene bis in montane Höhenstufen. In der Schweiz erreicht sie Höhenlagen von bis zu 1.800 m ü. NN. Auch in den Vorgebirgen der Alpen und in kontinentalen Regionen Südosteuropas ist sie bis in mittlere Höhenlagen präsent. In Rumänien beispielsweise wächst *Tilia tomentosa*, eine nah verwandte Art, bis in Höhen von 1.000 m mit optimalem Vorkommen zwischen 150 und 450 m (HAPPE 1994, RADOGLU et al. 2009, KNIESEL et al. 2016, KUNZ et al. 2020).

Die biogeographische Herkunft der Gattung *Tilia* wird in Ostasien vermutet. Bereits seit über 135 Millionen Jahren dürfte die Linde auf dem europäischen Kontinent vorkommen. Die postglaziale Ausbreitung von *T. platyphyllos* in Mitteleuropa setzte etwa 6.500 v. Chr. ein. Während der Eichenmischwaldzeit nahm sie eine wichtige Rolle in Flachland- und Bergwäldern ein. Pollenanalysen belegen ihre Präsenz seit dem Boreal, mit einem Höhepunkt im Atlantikum. Spätestens seit der Buchenzeit wurden Linden jedoch durch konkurrenzstärkere Arten wie die Rotbuche (*Fagus sylvatica*) verdrängt (HAPPE 1994, RADOGLU et al. 2009, KNIESEL et al. 2016).

Außerhalb Europas wurde *T. platyphyllos* insbesondere in Nordamerika eingeführt, wo sie vorrangig als Park-, Rasen- und Zierbaum verwendet wird (RADOGLU et al. 2009, KNIESEL et al. 2016).

3.17.3 Standort

Die Sommerlinde unterscheidet sich hinsichtlich ihrer Standortsansprüche und ihrer ökologischen Nische deutlich von der Winterlinde (*T. cordata*). Sie wächst bevorzugt auf mittel- bis tiefgründigen, sickerfrischen, nährstoff- und basenreichen Lehmböden mit guter Durchlüftung und ausgeglichenem Wasserhaushalt. Besonders vorteilhaft sind lockere, steinige Substrate mit karbonatischem oder kalkhaltigem Ausgangsgestein. Sie meidet saure, tonige oder schlecht durchlüftete Böden. Der für Lindenarten insgesamt günstige Boden-pH liegt zwischen 5,5 und 6,5. Typische Wuchsorte sind süd- bis südwestexponierte Muschelkalkhänge, Blockhalden, Schlucht- und Hangwälder sowie kalksteinreiche Felsbereiche, wo die Sommerlinde häufig als einzige Lindenart auftritt (SCHÜTT 1992, BARENGO 2001a, EBERT 2006, KNIESEL et al. 2016, FALK et al. 2016, KUNZ et al. 2020).

Die dokumentierten Standorte der untersuchten Praxisanbauten spiegeln die im Vergleich zur Winterlinde höheren Ansprüche insbesondere an die Nährstoffe wider, da die Sommerlinde ihren Vorkommensschwerpunkt im eutrophen Bereich aufweist (Abbildung 2). Bezüglich der Wasserversorgung zeichnet sich ebenfalls ein etwas höherer Bedarf an die Bodenfrische ab, dieser Unterschied wird anhand der dokumentierten Bestände allerdings nicht ganz so deutlich.

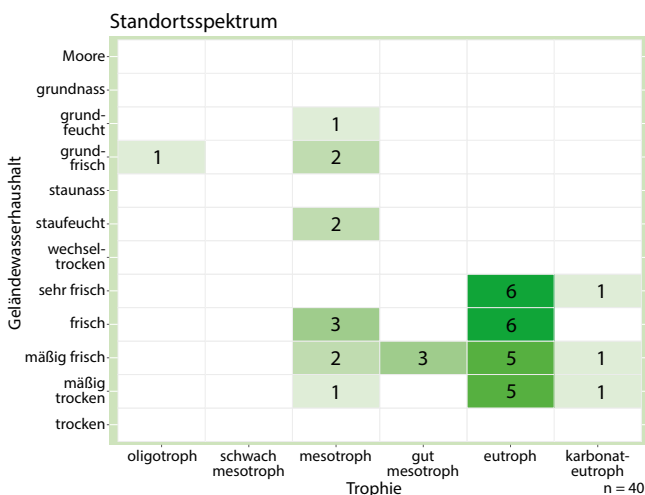


Abb. 2: Standortsspektrum der untersuchten Praxisanbauten der Sommerlinde

Im Vergleich zur Winterlinde weist die Sommerlinde höhere Ansprüche an Temperatur, Luftfeuchtigkeit und Basenversorgung auf. Sie bevorzugt ein subatlantisches bis submediterranes Klima mit milden Wintern und sommerwarmen Temperaturen. Nach den Auswertungen der Klimawerte aus der natürlichen Verbreitung der Sommerlinde und dem CHELSA-Datensatz (KARGER et al. 2021) wächst die Art bei einer Jahresdurchschnittstemperatur im Bereich von 8,4 – 11,2 °C und liegt im Mittel bei 9,5 °C (Abbildung 3). Im Mai bis September steigen die Temperaturen

auf 14,2 – 18,8 °C und liegen im Mittel bei 16,6 °C. Es treten Extremtemperaturen von -21,6 °C sowie von +33,9 °C auf. Im Jahresverlauf fallen zwischen 700 und 1.055 mm Niederschlag (Mittel: 840 mm). Davon wiederum entfallen 320 – 466 mm (Mittel: 380 mm) auf die Monate Mai bis September.

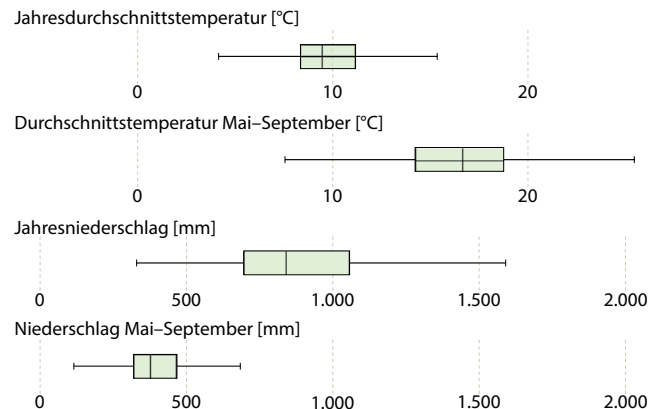


Abb. 3: Klimawerte des natürlichen Verbreitungsgebietes der Sommerlinde extrahiert aus dem CHELSA-Datensatz (KARGER et al. 2021)

Die Winterlinde zeigt generell eine höhere Toleranz gegenüber Boden- als auch Lufttrockenheit. Dennoch weist das Vorkommen der Sommerlinde in bestimmten trockenen Regionen, etwa im Jurabogen, auf eine gewisse Trockenheitstoleranz hin, auch wenn diese im Vergleich zur Winterlinde geringer ausgeprägt ist. Allerdings sind die Ansprüche an die Luftfeuchtigkeit größer, was ihre Vorkommen in Nordlagen, Schluchtwäldern und Flussauen zeigen (SCHÜTT 1992, BARENGO 2001a, EBERT 2006, FALK et al. 2016, KUNZ et al. 2020, EATON et al. 2021).

Die Sommerlinde tritt natürlicherweise in Laubmischwäldern auf, in denen sie mit Edellaubbaumarten wie Buche (*F. sylvatica*), Esche (*F. excelsior*), Bergahorn (*A. pseudo-platanus*) oder Eibe (*T. baccata*) vergesellschaftet ist. Sie behauptet sich vor allem auf block- und schuttreichen Steilhängen, in Schluchtwäldern oder in Stockausschlagsgesellschaften. Auf Standorten mit mäßiger Nährstoffversorgung oder sauren Böden tritt sie hingegen zurück, dort dominieren in der Regel die konkurrenzkräftigere Winterlinde oder andere Baumarten (SAVILL u. WISE 2013, KNIESEL et al. 2016, KUNZ et al. 2020).

Historisch waren Lindenarten in Mitteleuropa deutlich häufiger vertreten. Insbesondere die Sommerlinde war ein regelmäßiger Bestandteil alter Wälder, bevor intensive landwirtschaftliche Nutzung im Zuge der Kulturlandschaftsentwicklung ihre Bestände stark dezimierte. In Großbritannien gelten Lindenbestände heute als Indikatoren für sogenannte „ancient woodlands“, also Wälder mit ununterbrochener Nutzung seit mindestens dem Jahr 1600. Trotz ihrer zurückgedrängten Verbreitung ist die Sommerlinde ökologisch bedeutsam – sowohl als Pionierbaumart auf extremen Standorten wie Blockschutthalden

und Steilhängen als auch als strukturstabilisierende, bodenverbessernde Komponente in Edellaubwäldern (KNIESEL et al. 2016, EATON et al. 2021).

Die Sommer- und Winterlinde tragen durch ihre leicht zersetzbare und bodenpflegliche Laubstreu wesentlich zur Bodenverbesserung bei, was sie zu wertvollen Arten im Nebenbestand macht. Die Streu der Sommerlinde zeichnet sich durch ein günstiges C/N-Verhältnis aus, ist basenreich, enthält wenig organische Säuren sowie viel Eiweiß und Kalk, wodurch sie eine positive Wirkung auf den Humuszustand des Oberbodens entfaltet und die Ertragskraft des Bodens sowie die Bodenbeschattung fördert (SCHÜTT 1992, BARENGO 2001a, KNIESEL et al. 2016, KUNZ et al. 2020).

Die Humusansprache in den Praxisanbauten bestätigt überwiegend die gute Streuzersetzung der Sommerlinde (Abbildung 4). Bis auf sehr wenige Ausnahmen wurden in den Beständen sehr gute Humusformen der Mull-Fraktion angesprochen, was auf eine schnelle Zersetzung und somit auf einen guten Nährstoffkreislauf hinweist.

Das Wurzelsystem der Sommerlinde ist ein unregelmäßiges Herzwurzelsystem, das in seiner Struktur dem der Winterlinde sehr ähnlich ist. Es ist breit verkehrt kegelförmig bis tellerförmig angeordnet, relativ oberflächennah mit einer weiten seitlichen Ausbreitung. Im Kronenbereich ist die Wurzeldichte gering, doch besitzt der Baum aufgrund seiner zahlreichen Wurzelstränge eine große Bodenraumerschließung. Die Pfahlwurzel der Jungpflanze ist gut ausgebildet und bereits nach 20 cm Bodentiefe verzweigt. Sie trägt durch ihre gabelartige Struktur und den hohen Anteil an Feinwurzeln zu einer dichten Durchwurzelung des Oberbodens bei, die weit über den Kronenrand hinausreicht. Diese Eigenschaften führen zu einer stabilisierenden Wirkung im Boden, insbesondere bei der Festigung von Feinschuttböden. Zudem ist die Sommerlinde fähig, auch in schwere Böden tief einzudringen und bildet Adventivwurzeln, was eine weitere Stabilität und Nährstofferschließung ermöglicht (SCHÜTT 1992, KNIESEL et al. 2016).

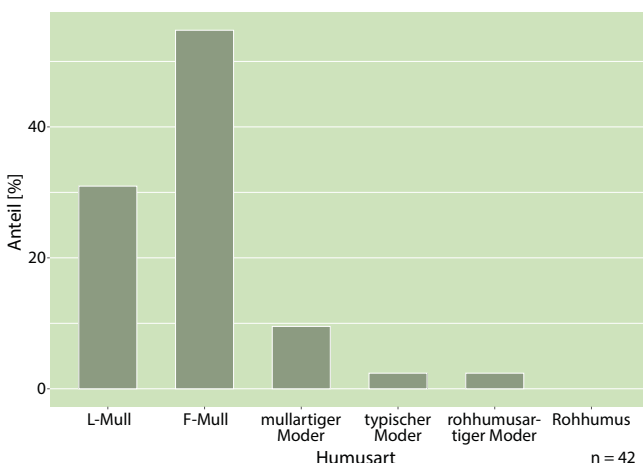


Abb. 4: Humusansprache in den Beständen der Praxisanbauten der Sommerlinde

3.17.4 Wachstum und Ertrag

3.17.4.1 Übersicht

T. platyphyllos zeichnet sich durch eine bemerkenswerte Langlebigkeit aus und kann im Extremfall ein Alter von bis zu 1.000 Jahren erreichen, wobei Lebensspannen von über 400 Jahren keine Seltenheit darstellen. In seltenen Fällen werden Stammdurchmesser bis zu 5 m und Höhen bis zu 40 m registriert. Durchmesser von bis zu 2 m und Höhen zwischen 20 und 40 m gelten bei dieser Art als typisch. Im Vergleich zur Winterlinde wird der Sommerlinde eine größere Wuchshöhe und ein höheres erreichbares Lebensalter zugeschrieben (SCHÜTT 1992, BARENGO 2001a, SAVILL u. WISE 2013, KNIESEL et al. 2016, DÖRKEN u. STEINECKE 2017, EATON et al. 2021).

Bezüglich ihres Lichtanspruchs und Wachstumsverhaltens zeigen die Lindenarten eine ausgeprägte Dynamik über das Lebensalter. In der Jugend sind sowohl Sommer- als auch Winterlinde sehr schattentolerant und gehören in dieser Phase zu den Schatt- bzw. Halbschattbaumarten. Das schnelle Jugendwachstum begünstigt ihre Ansiedlung unter halbschattigen bis schattigen Bedingungen. Der Lichtbedarf steigt jedoch mit zunehmendem Alter, sodass v. a. die Sommerlinde in späteren Lebensphasen zu den Halbschattbaumarten gezählt wird und im erwachsenen Stadium erheblich lichtbedürftiger wird als die Winterlinde. Der spezifische Lichtbedarf hängt in hohem Maße vom Standort, der Bodenqualität und klimatischen Faktoren ab: Auf guten, nährstoffreichen Standorten zeigen Lindenarten eine größere Schattentoleranz, während sie auf ungünstigeren, ärmeren Standorten als Lichtbaumarten erscheinen (SCHÜTT 1992, BARENGO 2001a, EBERT 2006, KNIESEL et al. 2016, FALK et al. 2016, KUNZ et al. 2020).

Das Höhenwachstum der Sommerlinde kulminiert im Zeitraum von 120 – 180 Jahren, wobei die früheste Jugend als relativ langsamwüchsig gilt. Im Anschluss folgt eine Phase raschen Wachstums, insbesondere zwischen dem 10. und 20. Lebensjahr. Nach etwa 70 Jahren nimmt das Höhenwachstum deutlich ab und ist bis etwa zum 180. Lebensjahr weitgehend abgeschlossen. Im Vergleich zur Winterlinde wächst die Sommerlinde in der Jugend stärker, erreicht größere Höhen und bildet bevorzugt auf freistehenden Standorten deutliche Stammdurchmesser aus (BARENGO 2001a, KNIESEL et al. 2016).

Eine ausgeprägte Fähigkeit zur vegetativen Vermehrung durch Stockausschlag und Wurzelbrut ist ein weiteres Kennzeichen der Gattung *Tilia*, was für die forstwirtschaftliche Bewirtschaftung, besonders im Nieder- und Mittelwald, bedeutend war. Die Sommerlinde besitzt zudem die Fähigkeit, an den Ausschlagsstellen besonders große Blätter zu bilden (BARENGO 2001a, KNIESEL et al. 2016, KUNZ et al. 2020).

Die Konkurrenzkraft der Sommerlinde wird in der Literatur als begrenzt eingeschätzt, weshalb sie zumeist keine

flächigen Bestände oder größere Mischungsanteile erreicht. Sie tritt in den Beständen gegenüber konkurrenzkräftigeren Arten wie der Rotbuche zurück. Besonders auf schutt- und blockreichen Hängen, auf kalk- und basenreichen, tonigen sowie gut wasserversorgten Böden kann die Sommerlinde gleichwohl vergleichbare oder sogar höhere Wuchseleistungen als beispielsweise der Bergahorn zeigen. Die ertragskundlichen Leistungen werden auf dem Niveau der Winterlinde oder darüber beschrieben, wobei Wertholz einen zentralen ökonomischen Output darstellt. Wird die Sommerlinde in der Hauptschicht verwendet und entsprechend gepflegt sind gute Massen- und Wertleistungen möglich (BARENGO 2001a, KNIESEL et al. 2016, KUNZ et al. 2020). Forstwirtschaftlich hat die Sommerlinde fast ausschließlich eine lokale Bedeutung und wird als Hauptbaumart eher selten eingesetzt. Der Verjüngungsaufwand ist durch die höheren Lichtansprüche und die Frostempfindlichkeit, insbesondere im Vergleich zur unkomplizierteren Winterlinde, erheblich. Während in der forstlichen Praxis oft nicht zwischen Sommer- und Winterlinde differenziert wird, wird in der Fachliteratur aufgrund klar differenzierter Standortsansprüche ein differenzierter Anbau der beiden Arten als sinnvoll erachtet (KNIESEL et al. 2016).

Begründung

Der Blattaustrieb der Sommerlinde erfolgt von Ende April bis Anfang Mai und liegt damit etwa 1 – 2 Wochen vor dem der Winterlinde. Auch der Laubausbruch und die Blüte treten zeitlich früher auf, wobei die Sommerlinde als typischer Sommerblüher ab Mitte bis Ende Juni blüht, und damit etwa 2 Wochen vor der Winterlinde. Die Blüten sind dabei größer als bei der Winterlinde, bestehen aus 2 – 5, meist 3 cremeweißen bis gelblichen, zwittrigen und stark duftenden Einzelblüten, die in senkrecht hängenden, behaarten Trugdolden angeordnet sind. Die intensive Duftproduktion, vor allem in den Abend- und Nachtstunden, dient der Anlockung von Insekten, wobei neben Nektar auch reichlich Pollen gebildet wird, von dem insbesondere Honigbienen profitieren (SCHÜTT 1992, BARENGO 2001a, EBERT 2006, KNIESEL et al. 2016, DÖRKEN u. STEINECKE 2017, 2017).

Die Blühreife wird bei freistehenden Sommerlinden durchschnittlich im Alter zwischen 10 und 30 Jahren erreicht, im geschlossenen Bestand dagegen erst zwischen 30 und 50 Jahren. Die Blüte dauert etwa 50 Stunden, wobei das Öffnen der Einzelblüten vom Tagesverlauf unabhängig ist. Die morphogenetische Blütenanlage erfolgt auffällig spät, nämlich erst kurz vor oder während des Blattaustriebs im April (KNIESEL et al. 2016, EATON et al. 2021).

Ein charakteristisches Merkmal der Sommerlinde ist das Hochblatt oder Tragblatt am Blütenstand, dass etwa 5 – 12 cm lang und etwa 1,5 cm breit, grünlich-gelb, häufig, adrig und meist kahl ist, mit einer feinen Behaarung

auf der Unterseite des freien Teils. Dieses Hochblatt fungiert als Flugorgan und als optischer Anlockmechanismus für Insekten (BARENGO 2001a, EBERT 2006, KNIESEL et al. 2016). Die Frucht der Sommerlinde ist ein kugelig bis birnenförmiges Nüsschen mit 5 auffälligen Kanten, die erst mit zunehmender Fruchtreife ausgeprägt sichtbar werden. Die Nüsschen sind 8 – 10 mm groß, hart, mit den Fingern nicht zerdrückbar, dickschalig, stark verholzt und oft grau-filzig behaart. Damit lassen sie sich deutlich von den dünn-schaligeren, zerkleinerbaren Früchten der Winterlinde unterscheiden (SCHÜTT 1992, BARENGO 2001a, KNIESEL et al. 2016, DÖRKEN u. STEINECKE 2017).

Die Früchte reifen jährlich im September/Okttober, verbleiben jedoch meist noch einige Zeit am Zweig. Der Fruchtfall und die damit verbundene Ausbreitung durch den Wind erfolgen überwiegend nach dem Laubabfall zwischen Oktober und Dezember, abhängig von der Witterung. Das rotierende Flügelblatt am Fruchtstand sorgt für eine deutliche Erhöhung der Flugweite, was der windabhängigen Samenverbreitung zugutekommt (BARENGO 2001a, EBERT 2006, KNIESEL et al. 2016).

Tausendkorngewicht und Korngröße sind bei Sommerlinden vergleichsweise hoch: Das Gewicht liegt bei etwa 40 – 150 g pro 1.000 Samen, während die Winterlinde erheblich leichtere und zahlreichere Samen produziert. Pro Kilogramm finden sich ca. 7.500 – 11.000 Samen bei der Sommerlinde, verglichen mit etwa 25.000 – 29.000 bei der Winterlinde (EBERT 2006, KNIESEL et al. 2016, EATON et al. 2021). Die Keimung der Samen ist bei der Sommerlinde durch eine wasserundurchlässige Sperrschicht erschwert, was häufig zu Überliegern führt. Die Keimung erfolgt erst im Frühjahr nach Durchlaufen der Winterruhe. Die harte Samenschale und das knorpelige Endosperm sorgen für eine starke physiologische Keimhemmung, die durch unterschiedliche Stratifizierungsverfahren (mechanisch, chemisch, physikalisch) gebrochen werden kann. In der Praxis wird eine frühe Ernte vor vollständiger Fruchtreife empfohlen, weil dann die Keimhemmung noch nicht voll ausgeprägt ist und die Keimraten entsprechend höher liegen (BARENGO 2001a, EBERT 2006, KNIESEL et al. 2016).

Die durchschnittliche Keimquote liegt bei etwa 50 %, kann jedoch auf bis zu 10 % abfallen. Besonders ungünstige Keimbedingungen wie erhöhte Feuchtigkeit begünstigen das Verrotten der Samen. Die Samen sind über längere Zeit lagerfähig, wenn sie bei niedrigen Temperaturen (unter 0 °C) und geringer Feuchtigkeit (10 – 12 %) aufbewahrt werden. Ein Kilogramm Saatgut kann etwa 4.000 Sämlinge in der Baumschule liefern, unter ungünstigen Bedingungen aber auch nur 1.000 Sämlinge (EBERT 2006, KNIESEL et al. 2016).

Die natürliche Verjüngung der Sommerlinde gilt als schwierig und erfolgt bevorzugt auf feuchten Standorten

mit ausreichender Lichtversorgung. In Mischbeständen mit anderen Baumarten ist die Verjüngung erfolgreicher, v. a. unter Schirm oder in Femellöchern, während in Reinbeständen und auf freier Fläche die Ansamung problematischer ist. Dennoch sind Lindenarten eher zur vegetativen Verjüngung durch Wurzelsprosse und Stockausschläge fähig, was auch ihre frühere Bedeutung im Mittelwald erklärt (BARENGO 2001a, EBERT 2006, KNIESEL et al. 2016).

Die epigäische Keimung erfordert ausreichend Licht, da Lindensämlinge ein ungünstiges Verhältnis von Wurzelmasse zu Blattmasse zeigen und so auf gute Licht- und Wasserverhältnisse angewiesen sind. Gepflanzt werden in der forstlichen Praxis mindestens 5.000 zweijährige Pflanzen pro Hektar im Abstand 2,0 x 1,0 m; als dienende Baumart reichen ca. 2.000 Stk./ha bei weiterem Verband. Pflanzungen erfolgen meist gruppen- oder truppweise und oft als Nebenbestand, z. B. in Verbindung mit Edellaubhölzern wie Esche, Ahorn, Kirsche oder Ulme. Weniger empfehlenswert sind Mischungen mit Lärche und Kiefer, da letztere zu stark konkurrieren. Die Linde profitiert bei Begründung als Nebenbestand von einem zeitlichen Abstand zum Hauptbestand von mindestens 30 – 40 Jahren bei Eichen und 5 – 15 Jahren bei Eschen. Für die Übernahme aus Naturverjüngung oder Pflanzung ist ein hoher Lichtgenuss sicherzustellen (BARENGO 2001a, EBERT 2006, KNIESEL et al. 2016, KUNZ et al. 2020).

Waldbau

Die waldbauliche Behandlung der beiden heimischen Lindenarten – Sommerlinde und Winterlinde – ist in der forstwissenschaftlichen Literatur bislang nur begrenzt differenziert beschrieben. Vielfach erfolgen Empfehlungen zur Pflege und Behandlung lediglich für die Gattung „Linde“ oder werden vorrangig auf Grundlage der Winterlinde abgeleitet. Diese Hinweise sind prinzipiell auch auf die Sommerlinde übertragbar, jedoch nur unter Berücksichtigung ihrer artspezifischen Standortsansprüche und Wuchsmerkmale (BARENGO 2001a).

Die Auswahl von Z-Bäumen erfolgt bei beiden Arten idealerweise bei einer Bestandeshöhe von etwa 17 – 20 m, was in der Regel einem Alter von 40 – 60 Jahren entspricht. Die Durchforstung sollte mit Erreichen einer Bestandeshöhe von rund 26 m (etwa im Alter von 65 – 100 Jahren) abgeschlossen sein, um strukturbedingten Problemen im Kronenraum vorzubeugen. Zu starke Eingriffe in dieser Altersphase führen bei Linden häufig zur Ausbildung zahlreicher Adventivknospen sowie zur Bildung von Wasserreisern, was die astfreie Schaftqualität und langfristige Wertentwicklung beeinträchtigen kann (EBERT 2006).

Für die Erzielung hochwertiger Schaftformen ist eine frühzeitige Pflege erforderlich. In der Jungwuchs- und Di-

– auch unter Einschluss geeigneter Mischbaumarten – in einem Abstand von 8 – 10 m identifiziert und gesichert werden. Eine gezielte Förderung dieser Optionen erfolgt abhängig vom Grad der Bedrängung, wobei Eingriffe nur dann angezeigt sind, wenn die Entwicklung des Zielbaumes durch Konkurrenz beeinträchtigt wird. Der Erhalt der Kronenspannung ist entscheidend für eine wirksame Astreinigung und die Vermeidung sekundärer Austriebe (KUNZ et al. 2020).

Mit Erreichen einer grünastfreien Schaftlänge von 6 – 8 m oder einem Brusthöhendurchmesser (BHD) von circa 14 cm beginnt die Umlichtung von 50 – 100 Z-Bäumen im Abstand von 10 – 15 m durch selektive Entnahme der unmittelbaren Bedränger. Die regelmäßige Begutachtung der Z-Bäume im Abstand von 5 Jahren ermöglicht eine adaptive Steuerung der Pflegeeingriffe. Besonderes Augenmerk gilt dabei dem Erhalt eines strukturreichen Nebenbestands, der sowohl die ökologische Funktion als auch die klimatische Pufferung des Bestandes unterstützt (KUNZ et al. 2020).

In Mischbeständen erfordert die Pflege von Lindenarten eine kontinuierliche Steuerung der Lichtverhältnisse. Unterschiedliche Auffassungen zur Lichtbedürftigkeit führen in der Praxis zu variierenden Pflegestrategien. Konsens besteht jedoch darin, dass sowohl Sommer- als auch Winterlinde in der Jugend möglichst dicht zu halten sind. Schwache, aber regelmäßige Eingriffe bis zum Erreichen des starken Stangenholzstadiums ermöglichen die Nutzung ihres hohen Jugendwachstums und verschaffen den Zielbäumen insbesondere auf leistungsfähigen Standorten einen konkurrenzrelevanten Entwicklungsvorsprung. Die Lichtwuchsdurchforstung sollte idealerweise im Alter von 60 – 100 Jahren abgeschlossen sein, um unerwünschte Reaktionen wie die Ausbildung von Wasserreisern zu vermeiden. In jungen Beständen können sich solche Austriebe durch den natürlichen Kronenschluss noch zurückbilden. Ab der Baumholzphase (etwa ab 60 Jahren) ist dies hingegen nur noch dann möglich, wenn der Kronenschluss im Bestand weitgehend erhalten bleibt (BARENGO 2001a, EBERT 2006).

Die Nutzungsperspektive der Linde erstreckt sich in der Regel über eine Umtriebszeit von 100 – 140 Jahren. In diesem Zeitraum lassen sich unter günstigen Standorts- und Pflegebedingungen Brusthöhendurchmesser von bis zu 60 cm erreichen. Ab einem Alter von etwa 150 Jahren ist jedoch bei beiden Arten vermehrt mit holzbiologischen Abbauprozessen, insbesondere Stamm- und Wurzelfäule, zu rechnen, was die weitere Nutzbarkeit und Verkehrssicherheit erheblich einschränkt (BARENGO 2001a, EBERT 2006).

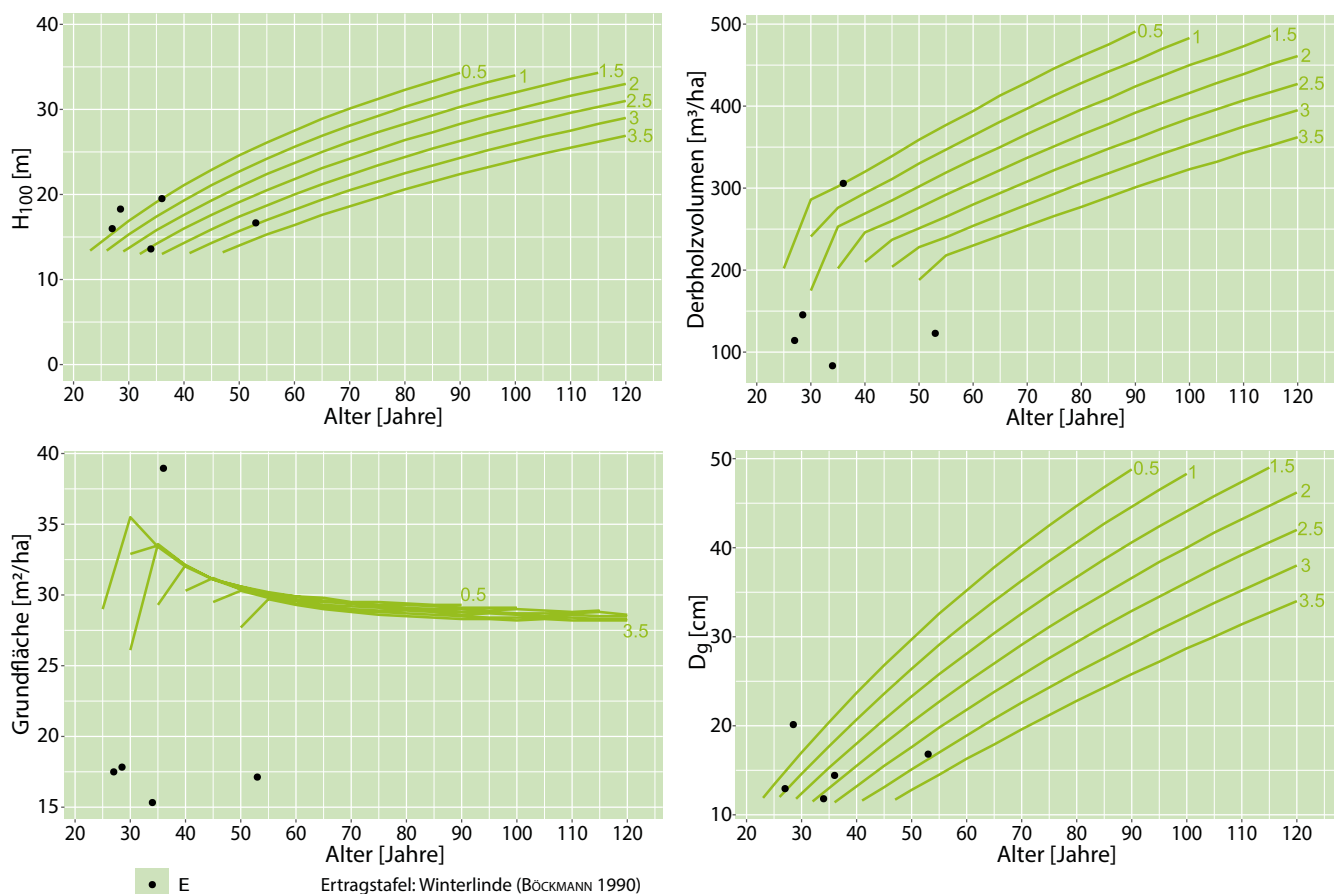


Abb. 5: Oberhöhen-, Derbholzvolumen-, Grundflächen- sowie Durchmesserentwicklung der untersuchten Praxisanbauten der Sommerlinde im Vergleich zur Winterlindenertragstafel (BÖCKMANN 1990). E: Einmalige Aufnahmen

3.17.4.2 Ergebnisse der Untersuchungen

Die ertragskundliche Bewertung der Sommerlinde basiert derzeit auf einer äußerst begrenzten Datengrundlage. Im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen konnten lediglich in 5 der 43 bereisten Praxisanbauten Bestandsaufnahmen durchgeführt werden, welche für die Bewertung herangezogen wurden. Dabei handelt es sich ausschließlich um Einzelaufnahmen ohne Wiederholungsmessungen. Eine belastbare Aussage zur Wuchsdynamik und Ertragsleistung dieser Baumart ist unter diesen Voraussetzungen nur eingeschränkt möglich. Insbesondere fehlen longitudinale Datenreihen, die Rückschlüsse auf Zuwachsraten und das Reaktionsvermögen der Art unter unterschiedlichen standörtlichen und klimatischen Bedingungen erlauben würden. Vor dem Hintergrund des zunehmenden Interesses an der Sommerlinde als potenzielle alternative Baumart im Klimawandel, ist eine Intensivierung der ertragskundlichen Untersuchungen – einschließlich systematischer Wiederholungsaufnahmen und einer Ausweitung der Flächenbasis – dringend geboten. Dennoch zeigen die abgebildeten Kennwerte der vermessenen Praxisanbauten (Abbildung 5), dass die Literaturangaben über das Wachstum der Sommerlinde zutreffend sind. Es zeichnet sich ab, dass die Wachstumsleistung annähernd gleich, wenn nicht sogar ein wenig besser als

die der Winterlinde zu sein scheint. Dies lässt zumindest der Vergleich mit der Referenzertragstafel der Winterlinde (BÖCKMANN 1990) erahnen und zeigt das Potenzial dieser Baumart auf. Mit einer hohen Massenleistung und einer der Baumart angepassten Pflege ergibt sich eine nicht nur ökologisch wertvolle, sondern auch eine ökonomisch interessante Baumart mit einer angemessenen Wertleistung.

3.17.5 Gefährdungen

Die Sommerlinde ist bezüglich ihrer Waldgesundheit und Gefährdungslage von einer Vielzahl pilzlicher und tierischer Organismen besiedelt, erfährt aber in der Regel keine schwerwiegenden wirtschaftlichen Schäden. Eine eigentliche Gefährdung durch spezialisierte Pilz- oder Insektenarten existiert nicht. Allerdings führten landesweite forstliche Veränderungen wie die Umwandlung von Nieder- und Mittelwäldern in Hochwälder zu einer Bestandsreduktion der Linde in vielen Regionen (BARENGO 2001a, SAVILL u. WISE 2013, KUNZ et al. 2020, EATON et al. 2021). Holzzerstrende Pilze wie der Brandkrustenpilz (*Ustulina deusta*), der Austernseitling (*Pleurotus ostreatus*), der Flache Lackporling (*Ganoderma lipsiense*), der Zunderschwamm (*Fomes fomentarius*), der Sparrige Schüppling (*Pholiotta squarrosa*), der Hallimasch (*Armillaria mellea*) und der

Riesenporling (*Meripilus giganteus*) können besonders ältere Bäume besiedeln und zur Holzfäule führen. Unter den Fäulepilzen dominiert Weißfäule, während Braunfäule insbesondere durch den Eichenwirrling (*Daedalea quercina*) hervorgerufen werden kann. Die Einschätzung der Kompartimentierungsfähigkeit der Sommerlinde – also ihrer Fähigkeit, Schadstellen im Holz abzuschotten – schwankt je nach Quelle; sie wird sowohl als unterdurchschnittlich als auch als besonders effektiv beschrieben (KNIESEL et al. 2016, KUNZ et al. 2020).

In Bezug auf tierische Schädlinge tritt die Lindenblattlaus (*Eucallipterus tiliae*) besonders häufig auf, produziert große Mengen Honigtau und führt zu Rußtau-Belägen auf den Blättern. Mitunter treten Gallbildungen durch Gallmücken und Gallmilben wie *Eriophyes tiliae*, *Eriophyes exilis* und *Dasineura tiliamvolvans* auf. Blattfraßschäden werden durch die Lindenspinnmilbe (*Eotetranychus tiliarium*), die Lindenblattwespe (*Caliroa annulipes*), den Linden-Zwergwickler (*Bucculatrix thoracella*), die Lindenminiermotte (*Phyllonorycter issikii*), sowie durch den Schwammspinner (*Lymantria dispar*) und die Nonne (*Lymantria monacha*) verursacht. Letztere können im Extremfall zu Kahlfraß führen. Weitere Schäden verursachen Raupen des Nachtfalters (*Phalera bucephala*) und der Lindenprachtkäfer (*Lampra rutilans*), letzterer durch Rindenschäden und Kronendegradationen (BARENGO 2001a, SAVILL u. WISE 2013, KNIESEL et al. 2016, KUNZ et al. 2020, EATON et al. 2021).

Misteln (*Viscum album* L.) können v. a. in Parkanlagen auftreten und haben bei starker Besiedelung Auswirkungen auf die Aststruktur sowie auf die Wasser- und Nährstoffversorgung der Krone (KNIESEL et al. 2016, KUNZ et al. 2020).

Insbesondere durch ihren früheren Blattaustrieb im Vergleich zur Winterlinde ist sie stärker spätfrostgefährdet.

Insgesamt gehen die Angaben in der Literatur hinsichtlich Spätfrosthärtigkeit auseinander. Eindeutig ist jedoch, dass früh austreibende Herkunftsorte besonders spätfrostempfindlich sind. Verglichen mit der Winterlinde ist die Sommerlinde weniger windfest; dies wird auf die größeren und zarteren Blätter zurückgeführt (SCHÜTT 1992, BARENGO 2001a, EBERT 2006, KNIESEL et al. 2016, FALK et al. 2016, EATON et al. 2021). Beide Lindenarten gelten als hitzetolerant. Vergleichende Untersuchungen verschiedener Baumarten unterstreichen speziell im Dürrejahr 2003 eine gute Trockenheitstoleranz der Sommerlinde. Darüber hinaus wird ihr auch eine gewisse Hitzetoleranz und Sturmfestigkeit nachgesagt (KNIESEL et al. 2016).

Beim Wildverbiss und bei Fegeschäden treten Unterschiede in der Belastungshäufigkeit je nach Region auf. Während die Literatur häufig von einer starken Verbissgefährdung der Linde spricht, zeigen regionale Studien, etwa in der Schweiz, eine geringere Betroffenheit der Sommerlinde im Vergleich zu anderen Laubbäumen. Die Belastung entspricht in etwa der Rotbuche, während sie bei der Winterlinde etwas höher ist. Sämlinge und junge Linden werden jedoch häufig durch verschiedene Nagetiere stark geschädigt, wenngleich eine gewisse Resistenz gegen Mäuse besteht. Größere Bäume werden gelegentlich durch Wild geschält und gefegt (BARENGO 2001a, EBERT 2006, KNIESEL et al. 2016, KUNZ et al. 2020, EATON et al. 2021).

Die Untersuchungen der Praxisanbauten konnten die geringe Gefährdung der Sommerlinde in den Waldbeständen bestätigen. Nur in geringem Umfang wurden abiotische und biotische Schädigungen in den Praxisanbauten vorgefunden (Abbildung 6). Die dabei dokumentierten Schaderreger decken sich dabei mit den in der Literatur gelisteten bekannten Faktoren. Auch die Vitalitätsansprache

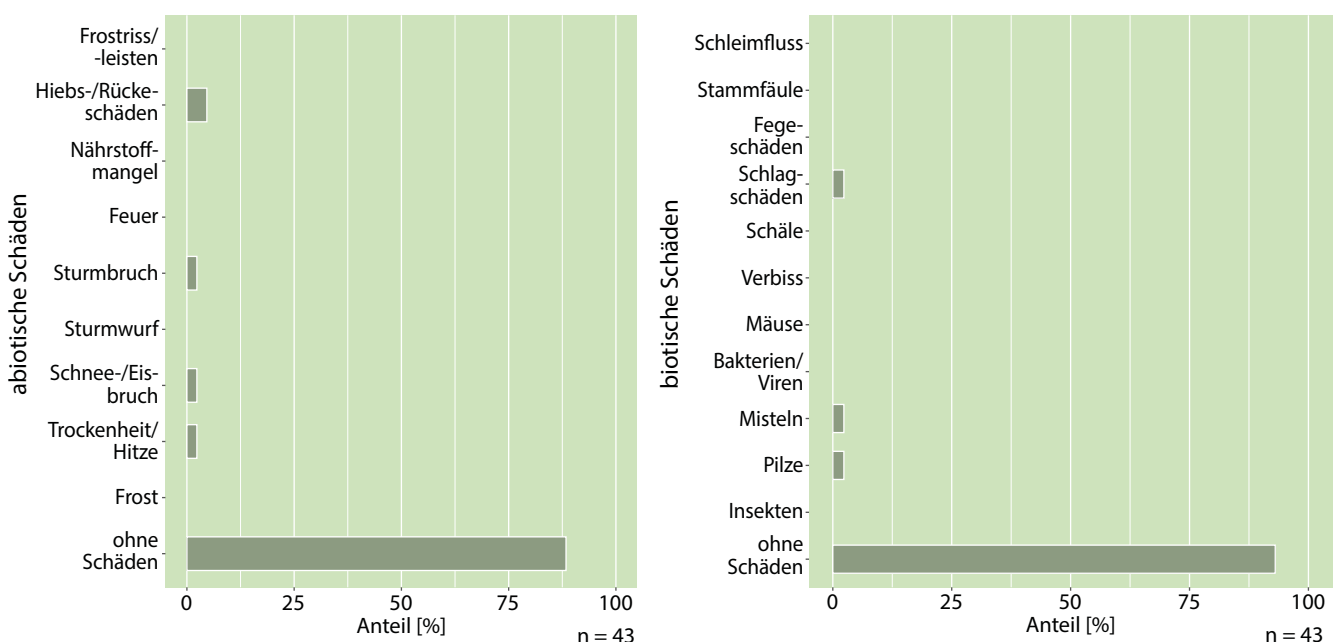


Abb. 6: In den Praxisanbauten vorgefundene abiotische und biotische Schäden an *T. platyphyllos*

(Abbildung 7) weist der Sommerlinde nach den zum Zeitpunkt der Untersuchung bereits vergangenen Extremjahren mit Hitze- und Dürreperioden eine ausgesprochene Vitalität nach. Demnach scheinen sich die Aussagen der Literatur zu einer gewissen Trockenheitstoleranz dieser Art zu bestätigen.

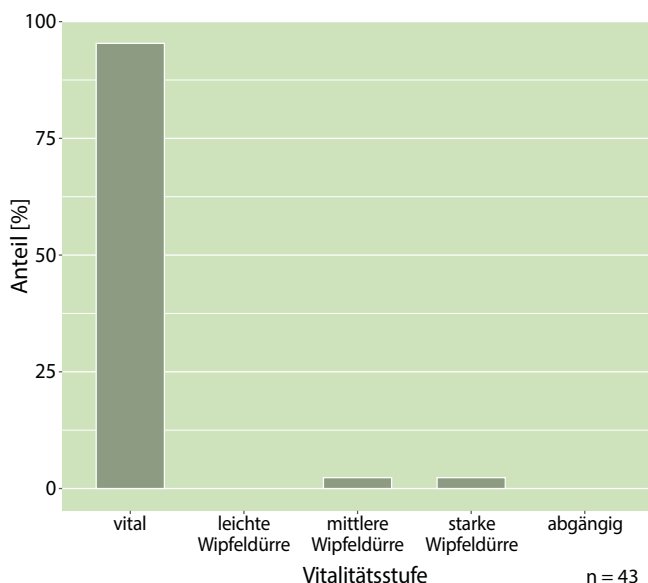


Abb. 7: Vitalitätsansprache der Praxisanbauten von *T. platyphyllos*

3.17.6 Holzverwendung und Stammqualitäten begutachteter Bestände

Lindenholz zählt zu den sogenannten Reifholzbäumen, das heißt, bei dieser Holzart lässt sich der Kernbereich farblich nicht vom Splintholz unterscheiden. Das Splintholz weist eine gelblich-weiße Färbung auf, während das Kernholz nur geringfügig dunkler erscheint. Anatomisch und in ihren Verwendungsmöglichkeiten sind Sommer- und Winterlinde kaum voneinander zu unterscheiden (EBERT 2006, KNIESEL et al. 2016, DÖRKEN u. STEINECKE 2017, KUNZ et al. 2020). Die mittlere Rohdichte des Holzes der Sommerlinde beträgt etwa 530 kg/m³, das Material ist damit etwas leichter und weicher als das der Winterlinde. Insgesamt gilt Lindenholz als weich, dichtfaserig, elastisch, leicht spaltbar und gut färbbar. Beide Arten neigen wenig zu Rissen und Werfen und trocknen rasch, wobei die Maßänderungen nach der Trocknung gering bleiben. Im bearbeiteten Zustand zeigt das Holz einen seidigen Glanz und eine gleichmäßige, feinporige, homogene Textur; die Jahrringe sind meist nur undeutlich zu erkennen (SCHÜTT 1992, BARENGO 2001a, EBERT 2006, KNIESEL et al. 2016, KUNZ et al. 2020). Trotz dieser positiven Verarbeitungseigenschaften ist Lindenholz wenig dauerhaft, da es kaum Widerstand gegenüber holzerstörenden Pilzen und Insekten aufweist und auch nicht als witterungsfest gilt. Daraus resultiert die eingeschränkte Nutzung im konstruktiven Holzbau, da das Material weder trag- noch druckfest ist. Dennoch wird Lindenholz aufgrund seiner Elastizität, Biegsamkeit und seines geringen Schwindverhaltens als sehr gut bearbeit-

bares Holz eingestuft (BARENGO 2001a, EBERT 2006, KNIESEL et al. 2016, DÖRKEN u. STEINECKE 2017, KUNZ et al. 2020).

Traditionell und aktuell findet Lindenholz vor allem wegen seiner Bearbeitungsqualitäten breite Verwendung in der Bildhauerei, Schnitzerei, Drechslerei und im Kunsthandwerk. Hinzu kommt der Einsatz für Furniere, Möbel, Musikinstrumente, Spielzeug, Sperrholz, im Innenausbau sowie für Produkte der Papier- und Zellstoffindustrie. Lindenholz kann gut geschnitten, gesägt, gehobelt, genagelt, geschraubt, verklebt und lackiert werden (EBERT 2006, KNIESEL et al. 2016, DÖRKEN u. STEINECKE 2017, KUNZ et al. 2020, EATON et al. 2021).

Ein bemerkenswerter Aspekt der historischen Nutzung ist die Funktion des Lindenholzes als Lignum sacrum („Heiligenholz“). Aufgrund seiner spezifischen Eigenschaften und der guten Bearbeitbarkeit wurde es besonders im Hoch- und Spätmittelalter für sakrale Kunstgegenstände verwendet. Darüber hinaus wurde Lindenholz auch für die Herstellung von Bögen, Schilden, Holzschuhen, Bienenkörben sowie Kuckucksuhren verwendet (BARENGO 2001a, DÖRKEN u. STEINECKE 2017, EATON et al. 2021).

In der Möbelindustrie dient Lindenholz wegen seiner Struktur und Farbe als sogenanntes „Imitationsholz“; es wird verwendet, um teureres Kirsch- oder Nussbaumholz zu imitieren, insbesondere für geschnitzte Aufsätze, Leisten und Kassettenfüllungen. Aufgrund der Anfälligkeit gegenüber Pilzen und Insekten wird Lindenholz überwiegend im Innenbereich eingesetzt. Neben der Nutzung als Zeichen- und Filterkohle fand Lindenholz auch Anwendung bei der Herstellung von Holzkohle für das Kochen, Heizen und als Bestandteil von Schießpulver (BARENGO 2001a, KNIESEL et al. 2016, DÖRKEN u. STEINECKE 2017).

Die Qualitätsansprache eines potenziellen Z-Baumkollektivs in den Praxisanbauten weist mit rund 50 % Anteil an

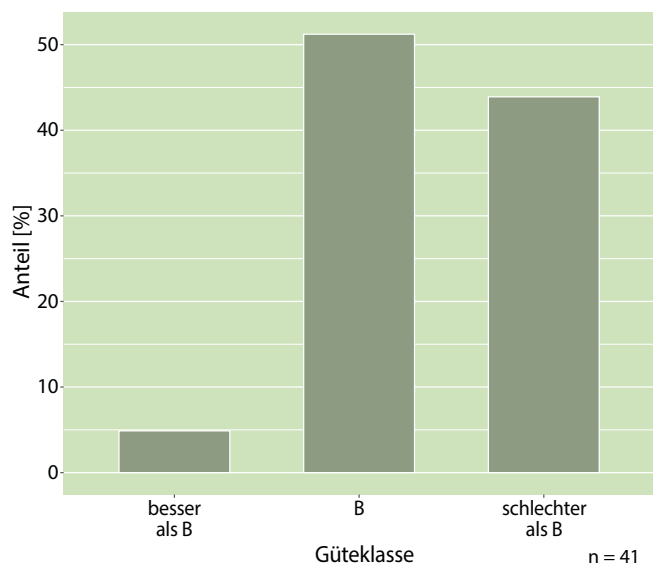


Abb. 8: Qualitätseinschätzung der Praxisanbauten von *T. platyphyllos* anhand einer optischen Stehendansprache eines potenziellen Z-Baumkollektivs

der „Güteklasse B“ einen immer noch recht hohen Anteil an qualitativ gut ausgestatteten Beständen auf (Abbildung 8). Diesem folgt jedoch ein mit knapp über 40 % recht hoher Anteil an Beständen, die in die Güteklasse „schlechter als B“ einsortiert wurde. Neben einer waldbaulich untergeordneten Rolle in den Beständen waren für diese Einschätzung auch relativ häufig die schlechten phänotypischen Merkmale ausschlaggebend. Nur ein geringer Teil der Bestände konnte in die Güteklasse „besser als B“ einsortiert werden.

3.17.7 Sonstige Ökosystemleistungen

Die Sommerlinde besitzt eine lange Tradition als vielseitig genutzte Baumart in der Kultur- und Volksgeschichte. Ihre Blüten werden seit Jahrhunderten in der Volksheilkunde verwendet und gelten als klassisches Mittel gegen fieberhafte Erkältungskrankheiten. Für die Herstellung von Lindenblütentee werden die frischen Blütenstände einschließlich ihrer Hochblätter in der Zeit von Juni bis Juli geerntet, bevorzugt am Vormittag bei trockenem Wetter kurz nach dem Aufblühen, und anschließend im Schatten getrocknet sowie lichtgeschützt gelagert. Die enthaltenen Wirkstoffe – insbesondere ätherische Öle, Flavonoide, Schleimstoffe und Glykoside – entfalten eine krampflösende, schweißtreibende und hustenreizlindernde Wirkung. In der Volksmedizin wird der Tee zudem als beruhigendes, harntreibendes und immunstärkendes Mittel eingesetzt, auch wenn wissenschaftlich gesicherte Nachweise zu diesen Wirkungen bislang fehlen. Die pharmakologische Wirkung könnte teilweise auf die Wirkung der warmen Flüssigkeit selbst zurückzuführen sein (EBERT 2006, KNIESEL et al. 2016, DÖRKEN u. STEINECKE 2017, KUNZ et al. 2020, EATON et al. 2021).

Eine bedeutende Rolle spielt die Sommerlinde zudem als wertvolle Bienenweide. Ihre intensiv duftenden, Tag und Nacht geöffneten Blüten locken zahlreiche Insektenarten wie Honigbienen, Hummeln, Fliegen und Schwebfliegen an. Der dabei produzierte Duft enthält unter anderem die für Bienen relevanten Komponenten Farnesol, Geraniol und Zitral, die auch als Pheromone fungieren. Aufgrund der späten Blütezeit stellt die Sommerlinde in den Sommermonaten eine wichtige Nahrungsquelle dar, insbesondere in Perioden, in denen andere Trachtpflanzen bereits verblüht sind. Ihr Nektar liefert einen begehrten Lindenhonig von hellgelber bis grünlicher Farbe, der sich durch seinen milden Geschmack und seine aromatische Qualität auszeichnet. Der Honigtau, der sich unter Linden ansammelt, enthält große Mengen Zucker – bis zu 1 kg/m² – und kann durch mikrobiologische Prozesse zu einer Anreicherung des Bodens mit Stickstoff und Phosphor führen, was wiederum stickstofffixierende Bakterien begünstigt (BARENGO 2001a, EBERT 2006, KNIESEL et al. 2016, DÖRKEN u. STEINECKE 2017, KUNZ et al. 2020, EATON et al. 2021).

Neben den Blüten und dem Honig spielte auch der Bast der Sommerlinde in früheren Jahrhunderten eine herausragende Rolle. Der faserige Rindenbast wurde nach entsprechender Wasserlagerung zur Herstellung von Flecht- und Seilerwaren wie Matten, Körben, Seilen, Schnüren oder sogar Kleidungsstücken und Schuhen genutzt. In prähistorischer Zeit diente aus mehreren Lagen geflochtener Lindenbast hergestelltes Material auch zur Anfertigung von Schilden. Die Nutzung umfasste teilweise auch die gezielte Gewinnung von Winterfutter durch das Schneiteln von Laub. Die Produktion von Lindenholzkohle war insbesondere für graphische Zwecke von hoher Qualität (BARENGO 2001a, EBERT 2006, KNIESEL et al. 2016, DÖRKEN u. STEINECKE 2017).

Auch aus kulturhistorischer Sicht hat die Sommerlinde einen hohen Stellenwert. Als Dorf- oder Gerichtslinde war sie in vielen ländlichen Siedlungen zentraler sozialer und rechtlicher Versammlungsort. Ihre Verbreitung als Stadt-, Park- oder Alleebaum hat zudem zu einer engen Verbindung mit dem Siedlungsraum des Menschen geführt. In städtischen Grünanlagen wird häufig die hybride Form *Tilia × vulgaris* verwendet, eine Kreuzung aus Sommer- und Winterlinde, die zwar robust, aber stärker laus anfällig ist (KNIESEL et al. 2016, EATON et al. 2021).

3.17.8 Genetik

In Mitteleuropa existieren verschiedene Unterarten der Linde, wobei besonders häufig Hybriden zwischen Sommerlinde (*T. platyphyllos*) und Winterlinde (*T. cordata*) auftreten, die als Holländische Linde (*T. × vulgaris*, synonym: *T. × europaea*, *T. × hollandica*) bezeichnet werden. Die Hybridisierung zwischen diesen beiden Arten ist durch eine zeitliche Trennung der Blühphasen zwar eingeschränkt, da die Sommerlinde etwa 2 – 3 Wochen vor der Winterlinde blüht, jedoch reicht diese Trennung nicht immer aus, um eine Kreuzung vollständig zu verhindern. Daher kommt es immer wieder zu spontanen Hybridisierungen, wobei Introgressionsprozesse, also der Genfluss zwischen den Arten, nachweislich in beide Richtungen möglich sind. Die Holländische Linde spielt nicht nur in natürlich vorkommenden Beständen eine Rolle, sondern besitzt auch als Park- und Straßenbaum gärtnerische Bedeutung. Innerhalb dieses Hybriden sind verschiedene Sorten bekannt, darunter 'Pallida' und 'Kaiserlinde', die gezielt als Zierbäume kultiviert werden. Darüber hinaus gibt es auch weitere Kreuzungen mit anderen Lindenarten, wie zum Beispiel *T. × varsaviensis* (*T. platyphyllos* × *T. tomentosa*) oder *T. × flaccida* (*T. americana* × *T. platyphyllos*). Als weitere kultivierte Sippe ist die Krimlinde (*T. × euchlora*), ein Hybrid zwischen Winterlinde und Kaukasischer Linde (*T. dasystyla*), zu nennen, die ebenfalls als Zierbaum im Gartenbau verwendet wird (SCHÜTT 1992, FROMM 2001, KNIESEL et al.

2016, AAS 2016, WURM et al. 2016, KUNZ et al. 2020, 2020). Hinsichtlich der systematischen Gliederung wird *T. platyphyllos* in 3 Unterarten unterteilt: *T. platyphyllos* ssp. *cordifolia* (Herzblättrige Sommerlinde), *T. platyphyllos* ssp. *platyphyllos* (Gewöhnliche Sommerlinde) und *T. platyphyllos* ssp. *pseudorubra* (Kahle Sommerlinde). Die Unterscheidung der Subspezies erfolgt vor allem anhand der Merkmale der Behaarung. Während die Unterart *platyphyllos* durch eine leichte Behaarung der einjährigen Triebe und der Blattunterseite bei einer meist kahlen Oberseite charakterisiert ist, sind Blätter und Zweige der Subspezies *pseudorubra* überwiegend unbehaart; nur auf der Mittelrippe der Blattunterseite tritt gelegentlich eine leichte Behaarung auf. Demgegenüber sind bei der Subspezies *cordifolia* sowohl die Blattunterseite als auch junge Triebe deutlich behaart (KNIESEL et al. 2016).

Die Bedeutung der Introgression, also der genetischen Durchmischung zwischen Sommer- und Winterlinde unter natürlichen Bedingungen, ist bisher noch unzureichend erforscht. Fest steht jedoch, dass sowohl Sommer- als auch Winterlinde als Sameneltern in Hybridpopulationen nachgewiesen wurden, was den beidseitigen Genfluss unterstreicht. Hybride wie die Holländische Linde zeigen ein intermediäres Erscheinungsbild, erreichen Höhen von bis zu 40 m, sind schnell wachsend, aber weitgehend steril. Sie besetzen ähnliche ökologische Nischen wie ihre Elternarten. Auch von diesen Hybriden existiert eine Vielzahl an kultivierten Sorten mit jeweils unterschiedlichen morphologischen Ausprägungen (GÖTZ u. WOLF 2004, KNIESEL et al. 2016, AAS 2016, WURM et al. 2016).

Tab. 1: Von der Nordwestdeutsche Forstlichen Versuchsanstalt, Abteilung C – Waldgenressourcen, empfohlene Herkünfte forstlichen Vermehrungsgutes (Herkunftsempfehlungen) (Auszug, für eine abschließende Auflistung bitte in den jeweiligen Empfehlungen für die Länder nachschlagen)¹

Land	Anbau- gebiet	Kategorie	Rang	Register- nummer	Ausgangsmaterial	Stand
Hessen	824 04	qualifiziert		07 4 824 04 001 3	SP Bosenbach (Kusel, RLP)	2024
	824 04	qualifiziert		03 1 824 04 001 3	SP Niedersächsisches Bergland (Reinhausen, NDS)	2024
	824 04	ausgewählt		09 1 824 04 012 2	SHK Gunzenhausen (BY)	2024
	824 04	ausgewählt		09 1 824 04 009 2	SHK Südlicher Chiemgau (BY)	2024
	824 04			** * 824 04 *** *	Erntebestände aus dem HKG 824 04	2024
Niedersachsen	824 01	qualifiziert	1	03 1 82404 001 3	SP Niedersächsisches Bergland, Reinhausen (NDS)	2022
	824 01	qualifiziert	2	07 4 82404 001 3	SP Bosenbach (Kusel, RLP)	2022
	824 01	ausgewählt	3	** * 82401 *** *	Erntebestände aus dem HKG 824 01	2022
	824 02	qualifiziert	1	03 1 82404 001 3	SP Niedersächsisches Bergland, Reinhausen (NDS)	2022
	824 02	qualifiziert	2	07 4 82404 001 3	SP Bosenbach (Kusel, RLP)	2022
	824 02	ausgewählt	2	** * 82402 *** *	Erntebestände aus dem HKG 824 02	2022
	824 02	ausgewählt	3	09 1 82404 003 2	SHK Allgäu (BY), ggf. Restsaatgut vorhanden	2022
	824 02	ausgewählt	3	k. A.	SHK Werdenfels (BY), ggf. Restsaatgut vorhanden	2022
	824 04	qualifiziert	1	03 1 82404 001 3	SP Niedersächsisches Bergland, Reinhausen (NDS)	2022
	824 04	qualifiziert	2	07 4 82404 001 3	SP Bosenbach (Kusel, RLP)	2022
	824 04	ausgewählt	3	** * 82404 *** *	Erntebestände aus dem HKG 824 04	2022

¹Für Schleswig-Holstein befindet sich die Empfehlung aktuell in der Überarbeitung, sodass leider zum Redaktionsschluss keine Empfehlungen zur Verfügung standen.

Fortsetzung Tabelle 1

Land	Anbau- gebiet	Kategorie	Rang	Registernummer	Ausgangsmaterial	Stand
Sachsen-Anhalt	824 01	qualifiziert		15 2 824 02 001 3	SP Hütten, LFB BT Altmark	2023
	824 01	ausgewählt/geprüft		** * 824 01 *** *	Erntebestände aus dem HKG 824 01	2023
	824 01	ausgewählt/geprüft		** * 824 02 *** *	Erntebestände aus dem HKG 824 02	2023
	824 02	qualifiziert		15 2 824 02 001 3	SP Hütten, LFB BT Altmark	2023
	824 01	ausgewählt/geprüft		** * 824 02 *** *	Erntebestände aus dem HKG 824 02	2023
	824 01	ausgewählt/geprüft		** * 824 01 *** *	Erntebestände aus dem HKG 824 01, Sachsen-Anhalt	2023
	824 04	ausgewählt/geprüft		** * 824 04 *** *	Erntebestände aus dem HKG 824 04	2023

3.18 Speierling (*Sorbus domestica*)

Sorbus domestica LINNÉ (syn.: *Pyros domestica* (L.) ERHART, *Mespilus domestica* (L.) ALL., *Cornus domestica* (L.) SPACH)

syn.: zahme Eberesche, Spierlingsbaum, Sperberbaum, Sperbe, Schmerbirne, zahmer Vogelbeerbaum

engl.: service tree, sorb tree

Familie: Rosaceae

Unterfamilie: Maloideae



3.18.1 Zusammenfassende Bewertung



Anbauempfehlung

Der Speierling (*Sorbus domestica*) ist eine heimische Baumart, die mit Sommertrockenheit und Hitze gut zurechtkommt und bei richtiger waldbaulicher Pflege auf geeigneten Standorten in 100 – 140 Jahren wertholzhaltige Sortimente mit hochwertigem Holz liefern kann. Unter

den Bedingungen des Klimawandels kann er auf einigen Standorten an Bedeutung gewinnen. Seine Seltenheit und die damit einhergehende Knappheit an forstlich geeignetem Vermehrungsgut kann eine Ausbreitung jedoch begrenzen.

	Merkmal	Bewertung	Erläuterung
Klimaanpassung in Anlehnung an OTTO (1993)	Standortanpassung	+++	Trotz einer Vorliebe für basenreiche Standorte werden auch saure Substrate besiedelt und ermöglichen somit, in Kombination mit der ausgeprägten Trockenheitstoleranz, eine breite Standortsamplitude für den Anbau
	Bodenpfleglichkeit	++	Die Streu des Speierlings ist rasch zersetzbar und es bilden sich gute Humusformen unter der Art aus; gepaart mit einer guten Tiefendurchwurzelung erscheint die Art als bodenpfleglich
	Keine Krankheitsverbreitung	++	Vom Speierling gehen bisher keine besonderen Gefährdungen für andere Baum- und Pflanzenarten aus
	Keine Anfälligkeit	+	Vor allem in der Jugendphase unterliegen künstlich begründete Speierlingskulturen einigen Gefährdungen, die ein Misslingen der Kultur zur Folge haben können; vorbeugende Maßnahmen können dieses Risiko aber deutlich absenken; etablierte Speierlingsbestände sind nur wenig anfällig
	Mischbarkeit	+	In der Jugend weist der Speierling unter geeigneten Bedingungen gute Wuchsleistungen auf; seine hohen Lichtansprüche machen ihn jedoch konkurrenzunfähig, da schnell die Gefahr droht, dass er ausgedunkelt und überwachsen wird; auch Seitendruck wird schlecht vertragen, sodass zum Erhalt von Speierlingen eine ständige Pflege gegen Bedränger nötig sein kann
	Naturverjüngung	--	Naturverjüngung wurde beim Speierling seit langer Zeit nicht mehr beobachtet; selbst Stockausschläge und Wurzelbrut sind selten
	Waldstrukturen	-	Der Speierling zeigt eine geringe Schattentoleranz und ist als lichtbedürftige Baumart auf aufgelichtete Bestandesstrukturen angewiesen; aufgrund seines langsamen Jugendwachstums und der Konkurrenzschwäche eignet er sich nur eingeschränkt für vertikal gestaffelte Waldstrukturen mit geschlossenen Kronenräumen

+++ äußerst positiv ++ sehr positiv + positiv --- äußerst negativ -- sehr negativ - negativ ? unklar

3.18.2 Verbreitung

S. domestica ist ein Reliktbaum der subatlantisch-submediterranen Florenelemente und in Mittel- und Südosteuropa verbreitet, mit isolierten Vorkommen am Schwarzen Meer und in Nordafrika. Seine heutige Präsenz in Deutschland wird als indigen betrachtet, wenngleich seine natürliche Verbreitung kontrovers diskutiert wird. Während der

postglazialen Wärmeperiode wanderte er vermutlich vor 10.000 – 11.000 Jahren aus Südwestfrankreich über das Rhonetal oder den Jura ein. Archäobotanische Befunde sowie die fortwährende Entdeckung neuer autochthoner Standorte deuten darauf hin, dass der Speierling auch in Mitteleuropa ein Relikt der nacheiszeitlichen Vegetationsentwicklung ist und nicht ausschließlich durch mensch-



Abb. 1: Verbreitungsgebiet von *Sorbus domestica*. Quelle: CAUDULLO et al. (2023)

liche Förderung verbreitet wurde. Dennoch wurde seine Verbreitung maßgeblich durch anthropogene Einflüsse geprägt. Bereits die Römer und später die mittelalterliche Bevölkerung kultivierten ihn gezielt, was eine genaue Abgrenzung des ursprünglichen Verbreitungsgebietes erschwerte. Zudem ist seine heutige Verbreitung eng mit traditionellen Bewirtschaftungsformen wie der Stockausschlagswirtschaft verknüpft, was seine Präsenz in wärmebegünstigten Nieder- und Mittelwäldern erklärt. Die Umstellung der Forstwirtschaft auf schlagweise Hochwaldwirtschaft führte hingegen im 19. und 20. Jahrhundert zu einem drastischen Rückgang der Bestände. Heute zählt der Speierling mit bundesweit geschätzten 5.000 Altbäumen zu den seltensten Baumarten Deutschlands. Aufgrund seiner geringen Population und der spezialisierten Standortsansprüche gilt er als gefährdet (RUDOW 2001b, TABEL et al. 2005, PIETZARKA et al. 2010, KAMP u. FRITSCH 2013, Rote Liste Zentrum 2019, KUNZ et al. 2020, KAVALIAUSKAS et al. 2021).

Sein Verbreitungsschwerpunkt liegt auf der Balkanhalbinsel, in Italien und Südfrankreich (Abbildung 1). Das Areal erstreckt sich im Süden über die Iberische Halbinsel, Sardinien, Korsika und Anatolien bis ans Kaspische Meer. Die Nordgrenze verläuft durch den Kaukasus, Rumänien, Ungarn, Niederösterreich und Teile Deutschlands. In Mitteleuropa konzentrieren sich die Vorkommen auf die wärmebegünstigten Regionen mit Weinbauklima, insbesondere entlang von Rhein, Mosel, Nahe, Neckar und Main.

Die größte Dichte in Deutschland findet sich in den Muschelkalk- und Keuperhügeln Nordthüringens sowie im Rhein-Main-Gebiet bis nach Unterfranken. Isolierte Funde existieren in Sachsen-Anhalt, dem Harz und Thüringen. Ob die nördlichsten Vorkommen, beispielsweise in England, autochthon sind, bleibt unklar. Vermutlich stammen diese von kultivierten Exemplaren ab. Die Funde in Nordfrankreich, Portugal, Polen und der ungarischen Tiefebene werden meist als synanthrop interpretiert (SCHÜTT 1992, RUDOW 2001b, TABEL et al. 2005, PIETZARKA et al. 2010, KUNZ et al. 2020, ENESCU et al. 2021, KAVALIAUSKAS et al. 2021).

3.18.3 Standort

Der Speierling ist eine wärmeliebende Baumart, die auf den unterschiedlichsten Böden vorkommt. Besonders vorteilhaft scheinen nährstoffreiche, gut durchlässige Böden zu sein, insbesondere karbonathaltige Substrate wie Muschelkalk und Keuper. Aber auch auf mäßig saurem Substrat wächst die Art, ist also bodenvage, wobei oftmals darauf hingewiesen wird, dass solche Standorte in Mitteleuropa eher gemieden und bevorzugt basenreiche Standorte besiedelt werden. PIETZARKA et al. (2010) verweisen aber darauf, dass sich der Speierling auch auf saurem Taunusquarzit finden lässt, sowie auf ärmeren Schieferböden. *S. domestica* stockt sowohl auf flachgründigen, trockenen Rendzinen als auch auf Braunerden sowie Parabraunerden mit hohem Tonanteil und zeigt sich somit durchaus tolerant gegenüber schwereren, tonigen Böden. Staufeuchte

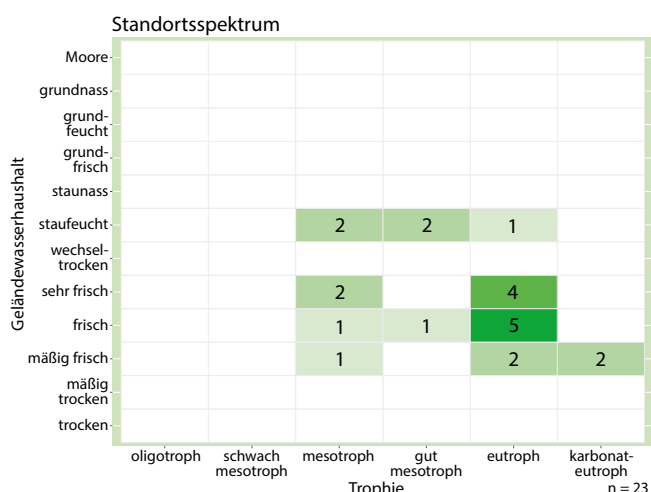


Abb. 2: Standortsspektrum der untersuchten Praxisanbauten des Speierlings

oder moorige Standorte sind hingegen ungeeignet, da sie die Wachstumsbedingungen erheblich einschränken. Mit zeitweiliger Trockenheit während der Vegetationsperiode kommt der Speierling gut zurecht. RUDOW (2001b) beschreibt die Trockenheitstoleranz als so ausgeprägt, dass die Art bis auf Standorte, die an die Trockengrenze des Waldes reichen, stocken kann (KAUSCH-BLECKEN VON SCHMELING 2000, RUDOW 2001b, EBERT 2003, PIETZARKA et al. 2010, KUNZ et al. 2020, ENESCU et al. 2021, KAVALIAUSKAS et al. 2021, KIESSLING et al. 2024, DIMKE 2025).

Die in den Praxisanbauten vorgefundenen Standorte (Abbildung 2) zeigen, trotz der mit 23 Beständen recht geringen Stichprobe, dass der Speierling nicht unmittelbar an karbonathaltige Standorte gebunden ist und wie beschrieben auch saure Substrate besiedeln kann. Überraschend sind die Vorkommen auf staufeucht kartierten Standorten, da diese nach Literatur keine geeigneten Standorte für die Art darstellen. Auch kommt die hohe Trockenheitstoleranz der Art bei den Praxisanbauten nicht zum Vorschein. Auf den trockeneren Standorten wurden keine Vorkommen vorgefunden.

Das klimatische Optimum des Speierlings liegt in submediterranen, wintermilden Regionen mit hohen Wärmesummen,

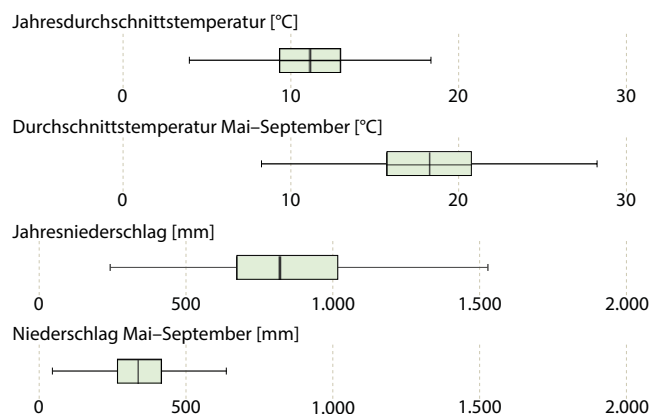


Abb. 3: Klimawerte des natürlichen Verbreitungsgebietes des Speierlings extrahiert aus dem CHELSA-Datensatz (KARGER et al. 2021)

was erklärt, warum er oft in klassischen Weinbaugebieten zu finden ist. Die Baumart toleriert, je nach Literatur, winterliche Tiefsttemperaturen bis $-30\text{ }^{\circ}\text{C}$, ist jedoch in Gebieten mit kühlen Sommern und hoher Feuchtigkeit selten. Die Auswertungen aus dem CHELSA-Datensatz (KARGER et al. 2021) ergeben für das natürliche Verbreitungsgebiet von *S. domestica* eine Jahresdurchschnittstemperatur zwischen $9,3\text{ }^{\circ}\text{C}$ und $12,9\text{ }^{\circ}\text{C}$ (Abbildung 3). In den Monaten Mai bis September steigt die Temperatur auf einen Bereich von $15,8\text{ }^{\circ}\text{C}$ – $20,8\text{ }^{\circ}\text{C}$ an und erreicht im Mittel $18,3\text{ }^{\circ}\text{C}$. Es werden Extremtemperaturen von $+35,5\text{ }^{\circ}\text{C}$ sowie von $-18,2\text{ }^{\circ}\text{C}$ erreicht. Im Jahresdurchschnitt fallen rund 821 mm Niederschlag bei einer Spanne von 675 – 1.016 mm. Davon entfallen im Mittel rund 340 mm auf die Monate Mai bis September (267 – 415 mm).

Als lichtliebende Baumart ist der Speierling in geschlossenen Wäldern benachteiligt. Er kommt vor allem in lichten Kiefern- und Eichenwäldern sowie an trockenen Hanglagen vor, die aufgrund ihrer Standortbedingungen von konkurrenzstärkeren Baumarten gemieden werden. Besonders häufig besiedelt er Südhänge bis zu einer Höhe von 650 m ü. NN, in südlicheren Regionen auch darüber hinaus. In wärmeren Gebieten mit Eichenmischwäldern oder trockenen Buchenwäldern wächst er besonders gut, da er dort von günstigen Lichtverhältnissen profitiert und mit konkurrenzstarken Arten koexistieren kann (KAUSCH-BLECKEN VON SCHMELING 2000, KUNZ et al. 2020, ENESCU et al. 2021).

S. domestica zeichnet sich durch ein tief reichendes und komplexes Wurzelsystem aus, das bereits in den ersten Tagen nach der Keimung außergewöhnliche Längen erreicht. So können die jungen Wurzeln eine Woche nach der Keimung bis zu 10 cm lang sein, was für die Etablierung der Pflanze von großer Bedeutung ist. Diese schnelle Entwicklung setzt sich im ersten Jahr fort, wobei die Hauptwurzeln je nach Bodenbeschaffenheit und Wasserversorgung Tiefen von 50 – 60 cm erreichen können. Die Speierlingssämlinge entwickeln dabei ein typisches Herzwurzelsystem, das aus 3 – 4 kräftigen, schräg nach unten verlaufenden Hauptwurzeln besteht. Dieses System sorgt nicht nur für eine stabile Verankerung im Boden, sondern ermöglicht es der Pflanze auch, selbst schwierige Standorte zu besiedeln (SCHÜTT 1992, KAUSCH-BLECKEN VON SCHMELING 2000, EBERT 2003, PIETZARKA et al. 2010, KIESSLING et al. 2024). Mit zunehmendem Alter des Baumes differenziert sich die Wurzelstruktur weiter aus. Während die Hauptwurzeln weiterhin in die Tiefe vordringen – teils bis zu einer Tiefe von 1,2 m – breiten sich von den flach verlaufenden Seitenwurzeln zahlreiche Tiefenwurzeln aus. Dies führt zur Ausbildung eines breit-zylindrischen Wurzelkörpers, der eine effiziente Erschließung von Nährstoffen und Wasser auch unter trockenen Bedingungen erlaubt. Besonders in tonigen Böden erweist sich das tiefe Wurzelsystem als vor-

teilhaft, da es eine vertikale Drainage ermöglicht und so die Standortbedingungen verbessert. Diese Anpassung ist ein wesentlicher Grund dafür, dass der Speierling selbst auf schwierigen Standorten wie verdichteten Tonböden gedeihen kann (RUDOW 2001b, PIETZARKA et al. 2010, KAVALI-AUSKAS et al. 2021).

Neben der standortsspezifischen Anpassungsfähigkeit ermöglicht das Wurzelsystem dem Speierling eine außergewöhnliche Trockenheitsresistenz. Durch sein tief reichendes Herzwurzelsystem kann er auch längere Trockenperioden überstehen und sich Nährstoffe und Wasser aus tieferen Bodenschichten erschließen. Diese Eigenschaft unterscheidet ihn von vielen anderen Laubbaumarten, die stärker auf oberflächennahe Wasserreserven angewiesen sind. In Eichenwaldgebieten, in denen sich die Art natürlicherweise ansiedelt, kann dies von Vorteil sein, da der Speierling konkurrenzstarken Baumarten standhält und auch an Standorten mit saisonal begrenztem Wasserangebot überlebt (RUDOW 2001b, KAVALI-AUSKAS et al. 2021).

Die Streu des Speierlings zersetzt sich sehr schnell (KUNZ et al. 2020). Dies konnte in den Praxisanbauten ebenfalls beobachtet werden. Es wurden hauptsächlich Mull-Humusformen in den besseren Ausprägungen vorgefunden, wobei die Stichprobe mit lediglich 16 Beständen nicht besonders umfangreich ist (Abbildung 4).

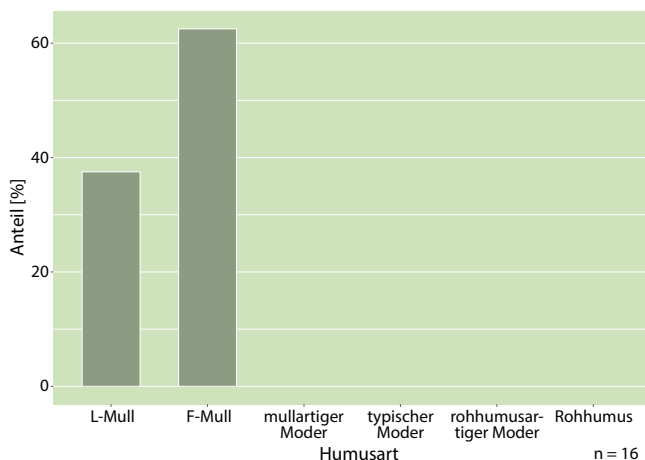


Abb. 4: Humusansprache in den Beständen der Praxisanbauten des Speierlings

3.18.4 Wachstum und Ertrag

3.18.4.1 Übersicht

Der Speierling erreicht im Freiland Höhen von durchschnittlich 15 m, während er in geschlossenen Beständen Höhen von bis zu 30 m (36 m) erreichen kann. Alte Exemplare können Brusthöhendurchmesser von über 100 cm erlangen und haben eine Lebensdauer von 150 – 200 Jahren, können aber auch 400 Jahre erreichen. Der Speierling ist eine ausgesprochene Lichtbaumart, seine Schatten-toleranz ist geringer als die der Elsbeere. Es gibt jedoch Hinweise darauf, dass eine mäßige Beschattung in der Jugend dem Speierling zugutekommt. Zu diesem Schluss

kommt RUDOW (2001b) aufgrund relativ hoher Überlebensraten von Jungpflanzen aus Kulturen unter Schirm. Unter guten Lichtbedingungen zeigt die Art in der Jugend eine zufriedenstellende Wachstumsrate. Seine Wuchsleistungen sind vergleichbar mit denen der Eiche in der 2. und 3. Ertragsklasse (starke Durchforstung). Generell braucht er innerhalb des Waldes aber häufige und sich wiederholende fördernde Eingriffe, damit er nicht von konkurrierenden Arten überwachsen wird. Auch auf seitlichen Druck reagiert der Speierling sehr empfindlich. Lediglich auf trocken-warmen Standorten ist er konkurrenzstärker und kann mit dem Wachstum der Buche oder der Kiefer mithalten (RUDOW 2001b, PIETZARKA et al. 2010, KAMP u. FRITSCH 2013, KUNZ et al. 2020, ENESCU et al. 2021, KAVALI-AUSKAS et al. 2021, KIESSLING et al. 2024).

Über ihr Bestandesleben hinweg geförderte Speierlinge erreichen lange, zylindrische, astfreie Stämme und besitzen eine große Krone. Das Höhenwachstum ist durch eine ausgeprägte Wipfelschäftigkeit geprägt. Die Astreinigung ist bei dieser Baumart befriedigend. Nur gelegentlich können nach Freistellung Wasserreiser auftreten. Gut gepflegte Exemplare zeigen einen hohen Durchmesserzuwachs, welcher ungefähr dem einer Buche entspricht und auch im Alter erhalten bleibt. Starker Drehwuchs kann beim Speierling auftreten. KAUSCH-BLECKEN VON SCHMELING (2000) verweist dabei darauf, dass der Eindruck, fast alle Speierlinge hätten Drehwuchs, ein Trugschluss ist. Untersuchungen haben das Gegenteil bewiesen. Die augenscheinlich vielen Exemplare mit Drehwuchs resultieren aus der Nutzung der Speierlingsstämme, bei denen die Exemplare mit Drehwuchs stehenbleiben. Je nach Standort und Förderung können beim Speierling in geschlossenen Beständen bis zum Alter von 140 Jahren Brusthöhendurchmesser von 60 – 70 cm erreicht werden (KAUSCH-BLECKEN VON SCHMELING 2000, RUDOW 2001b, PIETZARKA et al. 2010, KAVALI-AUSKAS et al. 2021).

Begründung

S. domestica ist ein Baum, der für seine Eigenschaften hinsichtlich Vermehrung und Fruchtbildung bekannt ist. Die ersten Blüten wurden bereits bei siebenjährigen Bäumen beobachtet und die Fruchtbildung setzt mit etwa 8 – 9 Jahren ein, wobei die Bäume im Mittelmeerraum möglicherweise früher Früchte tragen können. Auch die Samen dieser Bäume sind bereits voll keimfähig. Der Nachteil solcher junger fruchtender Bäume ist jedoch, dass Stamm und Äste in jungen Jahren starken Fruchtanhang noch nicht tragen können. Ein belastbares Verhältnis ergibt sich beim Speierling erst ab 15 – 20 Jahren. Die Blüten erscheinen im Mai, selten bereits im April, aus den Knospen der seitlichen Kurztriebe. Diese Blüten sind zwittrig, in 6 – 10 cm breiten, zusammengesetzten Rispen angeordnet und zeichnen sich durch einen Durchmesser von 1,5 – 1,8 cm

aus. Freistehende Speierlinge blühen fast jährlich, während Bäume, die im Bestand stehen, seltener und weniger intensiv blühen (BRÜTSCH u. ROTACH 1993, KAUSCH-BLECKEN VON SCHMELING 2000, EBERT 2003, PIETZARKA et al. 2010, ENESCU et al. 2021, KIESSLING et al. 2024).

Die Früchte des Speierlings reifen normalerweise im September bis Oktober, selten aber auch schon im August. Sie sind typischerweise birnen- oder apfelförmig oder weisen eine Zwischenform auf. Welche Fruchtform überwiegt, lässt sich aus der Literatur dabei nicht eindeutig feststellen, da sich die Aussagen hierzu widersprechen. Im reifen Zustand sind die Früchte gelb-rot oder braun-rot und weisen eine dünne, zähe Schale auf, die zahlreiche Lenticellen enthält. Sowohl die Fruchtgröße als auch die -form weisen individuell erhebliche Unterschiede auf, die sogar zwischen den einzelnen Erntejahren auftreten können. Im Durchschnitt haben die Früchte eine Länge von 25 mm und eine Breite von 18 mm, während sie im maximalen Zustand bis zu 54 mm lang und 45 mm breit werden können. Jede Frucht enthält meist 1 – 2 Kerne, kann jedoch bis zu 10 Samen aufweisen. Die Samen sind braun, oval, scharfkantig und messen etwa 7 – 8 mm in der Länge und 5 – 6 mm in der Breite (KAUSCH-BLECKEN VON SCHMELING 2000, RUDOW 2001b, PIETZARKA et al. 2010, KIESSLING et al. 2024).

Zur Samengewinnung werden die herabgefallenen Früchte ab Mitte September eingesammelt. Da die Früchte eine hohe Anziehungskraft auf Rehe und Wildschweine ausüben sind diese ggf. durch Wildschutzzäune auszugrenzen. Die Samenausbeute ist stark variabel und schwankt nach PIETZARKA et al. (2010) je Kilogramm Früchte zwischen 30 und 630 Samen. Dies sei abhängig von der Größe der Früchte, welche regional, von Baum zu Baum und von Jahr zu Jahr sehr unterschiedlich sein kann. Nach der Ernte muss die Frucht zunächst nachreifen. Die Samenreife wird durch die vollständige Braunfärbung der Samen angezeigt, weshalb zur Feststellung einige Früchte durchgeschnitten werden müssen. Anschließend müssen die Samen schnellstmöglich vom Fruchtfleisch getrennt und gereinigt werden, da sie ansonsten aufgrund von Gärprozessen die Keimfähigkeit verlieren. Um die Samen vom Fruchtfleisch zu trennen werden die Früchte zunächst zerkleinert und anschließend über einem Sieb ausgewaschen. Verbleibende Verunreinigungen müssen nach dem Trocknen entfernt werden. Das Tausendkorngewicht schwankt beim Speierling erheblich. Während KIESSLING et al. (2024) ein mittleres Gewicht von 18,5 g angeben, nennen PIETZARKA et al. (2010) 33 g, mit dem Verweis, dass es häufig aber auch deutlich niedriger ausfällt. KAUSCH-BLECKEN VON SCHMELING (2000) gibt im mittleren Bereich ein Gewicht von 20 – 22 g an. Unter natürlichen Bedingungen haben die Samen eine niedrige Keimrate. Die Keimfähigkeit im Labor wird hingegen mit durchschnittlich 70 % angege-

ben. Die Samenausbildung als auch die Keimkraft sind bei fremdbestäubten Bäumen wesentlich höher als bei allein-stehenden Exemplaren (KAUSCH-BLECKEN VON SCHMELING 2000, PIETZARKA et al. 2010, KIESSLING et al. 2024).

Speierlingssaatgut kann tiefgefroren bei -21 °C 10 – 20 Jahre gelagert werden. Dazu sollte es aber zuvor kühl und trocken zur Nachreifung eine Woche lang aufbewahrt werden. Sowohl frisches als auch tiefgefrorenes Saatgut muss zur Überwindung der Keimhemmung stratifiziert werden. Dazu werden die Samen über 2 – 3 Monate nasskalt bei 1 – 3 °C in feuchtem Sand gelagert. Spätestens nach 3 Monaten oder aber wenn die ersten Keimlinge erscheinen werden die Samen bei 20 °C warm gestellt. Innerhalb der folgenden 7 – 14 Tage keimen alle keimfähigen Samen. Nach der Stratifikation wird empfohlen die Samen direkt in durchwurzelbare Papptöpfe auszusäen, da die Wurzeln auf Beschädigungen sehr empfindlich reagieren und infolge die Gefahr des Absterbens besteht. Ein Pikieren der Keimlinge würde so umgangen. Aus 1 kg Samen können in der Baumschule letztlich ca. 10.000 – 30.000 Sämlinge gezogen werden (KAUSCH-BLECKEN VON SCHMELING 2000, EBERT 2003, PIETZARKA et al. 2010, KIESSLING et al. 2024).

Die Angaben zum verwendbaren Pflanzmaterial variieren in der Literatur und sind teils widersprüchlich. Es wird jedoch vermehrt darauf hingewiesen, dass wurzelnackte Pflanzen beim Speierling ungeeignet sind, da sie innerhalb kürzester Zeit zu einem Totalausfall der Kultur führen. In diesem Zusammenhang wird, wie auch schon bei der Anzucht, auf das empfindliche Wurzelwerk hingewiesen, was auf kleinste Beschädigungen sehr empfindlich reagiert. Vermehrt wird auf die Verwendung von Container- oder Ballenpflanzen hingewiesen. Der Vorteil sei vor allem, dass man durch die Verwendung zeitlich unabhängig sei und dass solche Pflanzen Dürren im Pflanzjahr überstehen. Bei Pflanzen mit Papptöpfen ist darauf zu achten, dass diese so tief verpflanzt werden, dass der Papptrand nicht mehr zu sehen ist, da dieser sonst die Verdunstung fördert. Das Höhenwachstum von Speierlingssämlingen kann im ersten Jahr erhebliche Unterschiede aufweisen. Bei Freisaaten werden i. d. R. nur 10 – 20 cm erreicht, wohingegen Anzuchten in Containern und mit anfänglicher Benutzung eines Gewächshauses Spitzenhöhen von 150 – 180 cm erreichen können. Dementsprechend unterschiedlich können die Sortimente in den Baumschulen ausfallen. Auch bei den vorgeschlagenen Pflanzverbänden gibt es teils deutliche Unterschiede zwischen den Autoren. Während KAUSCH-BLECKEN VON SCHMELING (2000) als Untergrenze ein Pflanzverband von 4,0 x 4,0 m ansieht, so werden bei anderen Autoren auch Pflanzverbände von 2,0 x 2,0 m in Betracht gezogen. Die Einbringung sollte kleinflächig, als Trupp oder horstweise erfolgen. Als potenzielle Mischbaumarten werden Linde, Hainbuche, Esche oder Ahornarten genannt

(KAUSCH-BLECKEN VON SCHMELING 2000, EBERT 2003, PIETZARKA et al. 2010, KUNZ et al. 2020, KIESSLING et al. 2024).

Die vegetative Vermehrung des Speierlings erfolgt vorwiegend durch Stockausschlag und Wurzelbrut, was im Wesentlichen zur Selbsterhaltung der Art beiträgt und in der Vergangenheit zur Ausbreitung des Speierlings im Niedermischwald und im Mittelwaldbetrieb beigetragen hat. Wurzelbrut bildet sich am häufigsten nach dem Fällen alter Speierlinge. Oftmals verschwindet die Wurzelbrut oder der Stockausschlag jedoch aufgrund Lichtmangels wieder. Im Gegenzug scheint die generative Vermehrung über Samen bei dieser Art stark eingeschränkt zu sein. Dies wird auch auf die keimhemmende Wirkung des Fruchtfleisches zurückgeführt. Um erfolgreich keimen zu können müssen die Samen von diesem zunächst getrennt werden, was in der Natur durch Tiere, meist Vögel, erfolgen muss. Keimlinge besitzen nur wenige Reservestoffe, weshalb ihre Überlebensfähigkeit gering ist. Eine vegetative Vermehrung wird weiterhin durch die hohe Anfälligkeit für Pilzkrankheiten und selektiven Wildverbiss stark eingeschränkt. Unter günstigen Bedingungen, wie dem Fehlen einer Grasdecke, einer geringen Wildpopulation sowie einer Auflichtung des Bestandes und Bodenverwundung, konnte eine Naturverjüngung mit bis zu 6 Jungpflanzen pro Hektar beobachtet werden (HOFMANN 1962, KAUSCH-BLECKEN VON SCHMELING 2000, BARENGO et al. 2001, RUDOW 2001b, EBERT 2003, PIETZARKA et al. 2010, KAVALIAUSKAS et al. 2021).

Zusammenfassend zeigt sich, dass die nachhaltige Erhaltung und Vermehrung des Speierlings eine intensive Pflege und strategische Bewirtschaftung erfordert. Die Probleme der geringen naturgemäßen Verjüngung, die durch variierende Umweltbedingungen, Schädlinge und konkurrierende Pflanzen hervorgerufen werden, machen deutlich, dass erfolgreiche Wiederansiedlungsmaßnahmen nur unter Berücksichtigung dieser Faktoren realisiert werden können. Konsequente Pflege in den ersten Wachstumsjahren sowie Schutzmaßnahmen gegen Wildverbiss sind essenziell, um das Überleben und die Etablierung von Speierlingen zu sichern.

Waldbau

Der Speierling spielte bisher aufgrund seiner Seltenheit im Waldbau eine stark untergeordnete Rolle. Daher ist es nicht verwunderlich, dass Aussagen zur waldbaulichen Behandlung dieser Baumart eher selten in der Literatur zu finden sind. Dennoch gibt es einige Hinweise, die im Folgenden zusammengefasst sind.

Prinzipiell ist zu erwähnen, dass Waldbauverfahren, die für die Elsbeere geeignet sind, in vielen Fällen auch für den Speierling angewendet werden können, solange bedacht wird, dass der Speierling noch lichtbedürftiger ist als die Elsbeere. Dieses Lichtbedürfnis ist bei der waldbaulichen

Behandlung dieser Art von grundlegender Bedeutung. Für eine erfolgreiche Pflege wird die frühzeitige und dauerhafte Sicherung von 100 – 150 Optionen pro Hektar, in Kombination mit Mischbaumarten, empfohlen, wobei ein Abstand von 8 – 10 m beachtet werden sollte. Wenn eine grünastfreie Schaftlänge von 4 – 6 m oder ein BHD von 14 cm erreicht ist, sollte mit Durchforstungsmaßnahmen begonnen werden. Dabei ist bei 50 – 100 Z-Bäumen (Abstand 10 – 15 m) eine vollständige Umlichtung vorzunehmen. Dabei ist darauf zu achten, dass die Speierlinge keinen Schatten der Nachbarbäume ertragen müssen. Ein leichter Seitendruck kann sich allerdings positiv auf die Stammformen auswirken, weshalb bis zum Erreichen einer grünastfreien Schaftlänge von 6 – 8 m ein leichter Seitendruck ohne einen Dichtschluss der Kronen angestrebt werden sollte. Eine Entnahme der Bedränger durch Ringeln kann hier ggf. den gewünschten Erfolg erzielen. Auch eine Beimischung einer schaftpflegenden Baumart erscheint zweckmäßig, solange sichergestellt wird, dass die Beimischung zukünftig den Speierling nicht totwächst. Am Ende der Qualifizierungsphase sollten die Z-Bäume dann so freigestellt werden, dass ihre Kronen frei von Berührungen anderer Bäume sind. Anfangs sollten die Eingriffe in einem kurzen Intervall von 2 – 3 Jahren erfolgen. Später reicht eine Begutachtung der Z-Bäume alle 5 Jahre mit der konsequenten Entnahme aller Bedränger. Der Nebenbestand wird bei den Maßnahmen geschont und erhalten (KAUSCH-BLECKEN VON SCHMELING 2000, BARENGO et al. 2001, EBERT 2003, KUNZ et al. 2020, KIESSLING et al. 2024, DIMKE 2025). Alternativ kann aus historischen oder ökologischen Gründen eine Bewirtschaftung im Mittel- oder Niederwald angestrebt werden. Ein Vorteil des Mittelwaldes liegt hier in der hohen Stockausschlagsfähigkeit der Art (KUNZ et al. 2020).

3.18.4.2 Ergebnisse der Untersuchungen

In nur 2 der insgesamt 23 besichtigten Praxisanbauten konnten ertragskundliche Aufnahmen durchgeführt werden. Dies ist im Wesentlichen darauf zurückzuführen, dass die Art selten in größeren, baumartenreinen Anteilen vorgefunden wurde. Vielmehr war die Art häufig einzelbaumweise eingemischt, oft auch an Waldrändern. Es konnten zwar noch 3 Sechsstichproben in jüngeren Speierlinganbauten vorgenommen werden, jedoch reicht diese geringe Anzahl an Flächen nicht aus, um eine Auswertung nach dem beschriebenen Verfahren (Kapitel 2.1.1.2) vorzunehmen.

Aufgrund des geringen Stichprobenumfangs sind die Aussagen der Erhebung stark eingeschränkt. Allgemeine Ableitungen zum Wachstum können hieraus nicht geschlossen werden. Der Vergleich der beiden Flächen mit der Ertragstafel für den Bergahorn (NAGEL 1985) zeigt jedoch,

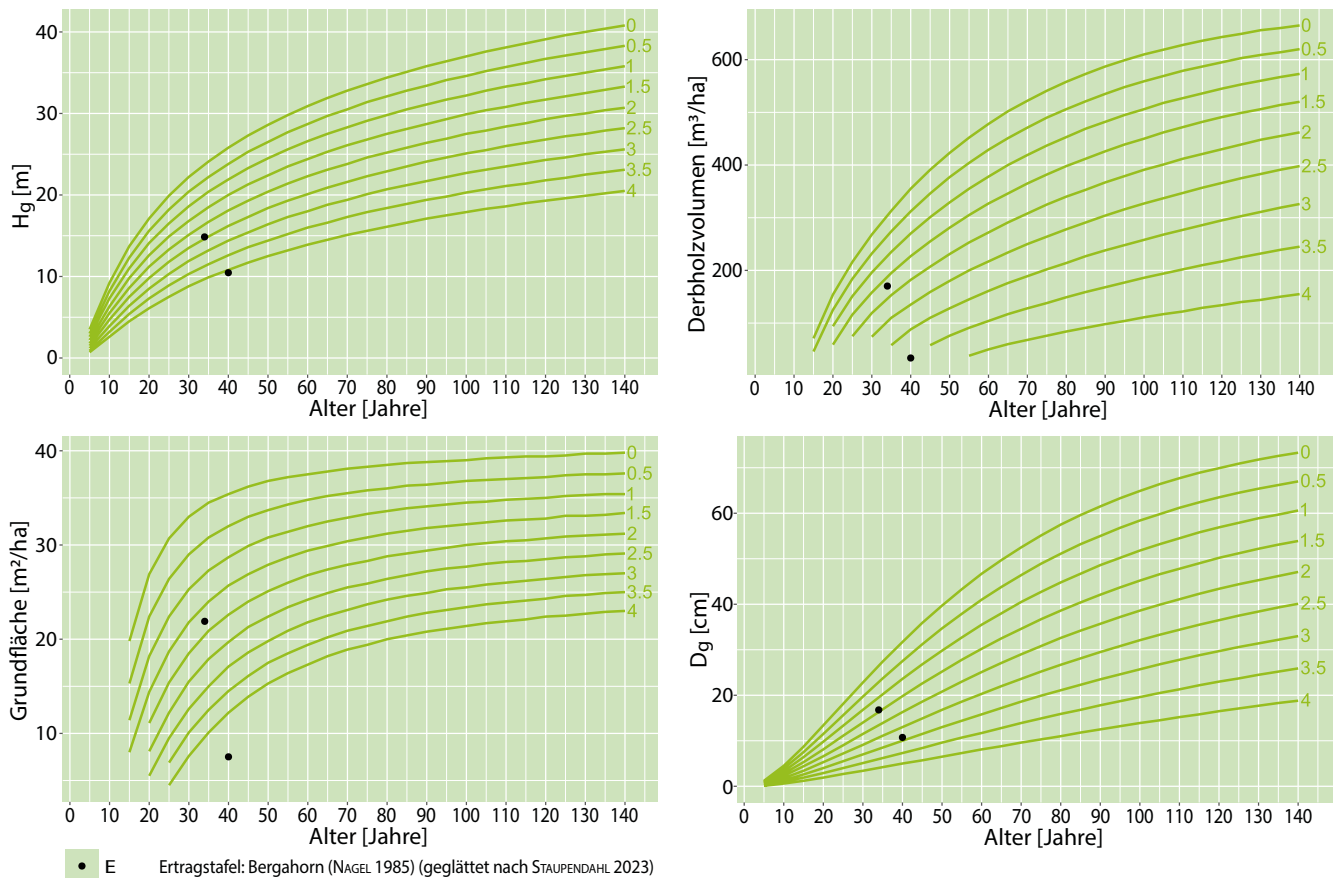


Abb. 5: Mittelhöhen-, Derbholzvolumen-, Grundflächen- sowie Durchmesserentwicklung der untersuchten Praxisanbauten des Speierlings im Vergleich zur Bergahorn-ertragstafel (NAGEL 1985) (geglättet nach STAUPENDAHL 2023). E: Einzelmalige Aufnahmen

dass der Speierling bei der Höhenentwicklung ähnliche Höhen, wie sie in den schlechteren Ertragsklassen vorkommen, erreicht (Abbildung 5). Sieht man von standörtlichen und genetischen Einflüssen auf diese Entwicklung ab, wird hier der beschriebene hohe Pflegeaufwand zum Erhalt und zur Förderung dieser lichtbedürftigen Baumart in Mischbeständen deutlich. Auch die Grundfläche, der Durchmesser sowie das Bestandesvolumen der beiden Speierlingsflächen bewegen sich im Bereich der schwächeren Ertragsklassen des Bergahorns.

3.18.5 Gefährdungen

Aufgrund des regional beschränkten Verbreitungsgebietes, wird der Bestand des Speierlings als bundesweit gefährdet eingeschätzt. Zusätzlich verdeutlicht eine stark einseitige und instabile Altersverteilung in nahezu allen Speierlingsbeständen das geringe Naturverjüngungspotenzial. Eine Erklärung hierfür lässt sich anhand mehrerer Faktoren beschreiben. Zum einen ist die Samenausbildung des Speierlings vermehrt auf einen bis zwei Samen pro Frucht beschränkt. Zum anderen ist die Keimfähigkeit deutlich eingeschränkt und die vorhandenen Samen fallen häufig hohen Mäusepopulationen zum Opfer. Zusätzlich sind die vereinzelt aufkommenden Keimlinge und jungen Pflanzen vermehrt der Schädigung durch Wildtiere ausgesetzt. SCHMUCKER et al. (2024) weisen zudem auf eine erhöhte

Anfälligkeit des Speierlings gegenüber verschiedenen Pathogenen hin. Validieren lassen sich die beschriebenen wissenschaftlichen Erkenntnisse auf den verschiedenen Versuchsflächen des Speierlings der NW-FVA. Erhebliche Schäden an den Versuchspflanzen entstanden häufig aufgrund von Mäusefraß. Vereinzelt führten undichte Gatter zu Verbiss und Fegeschäden. Aufgrund eines flächigen Befalls mit dem Obstbaumkrebs (*Neonectria galligena*) musste eine Versuchsfläche des Speierlings vollständig aufgegeben werden. Als Hauptproblem des Speierlings wird jedoch seine geringe Konkurrenzfähigkeit gegenüber anderen Baumarten beschrieben. Fehlt die waldbauliche Förderung, hat der Speierling auf Standorten in Verbindung (z. B.) mit der Rotbuche (*Fagus sylvatica*) keine Chance und wird dabei buchstäblich erdrückt. Die Konkurrenzschwäche des Speierlings gegenüber aufkommender Begleitvegetation zeigte sich auch auf den Versuchsflächen, die dadurch einem hohen Pflegeaufwand unterlagen. Dabei spielt auch die Verwechslungsgefahr mit der Vogelbeere (*Sorbus aucuparia*) eine nicht unwesentliche Rolle, welche in der Literatur ebenfalls als herausfordernd beschrieben wird (DAGENBACH 1981, BRÜTSCH u. ROTACH 1993, KAUSCH-BLECKEN VON SCHMELING 2000, RUDOW 2001b, KAMP u. FRITSCH 2013, KUNZ et al. 2020, ENESCU et al. 2021, SCHMUCKER et al. 2023, KIESSLING et al. 2024).

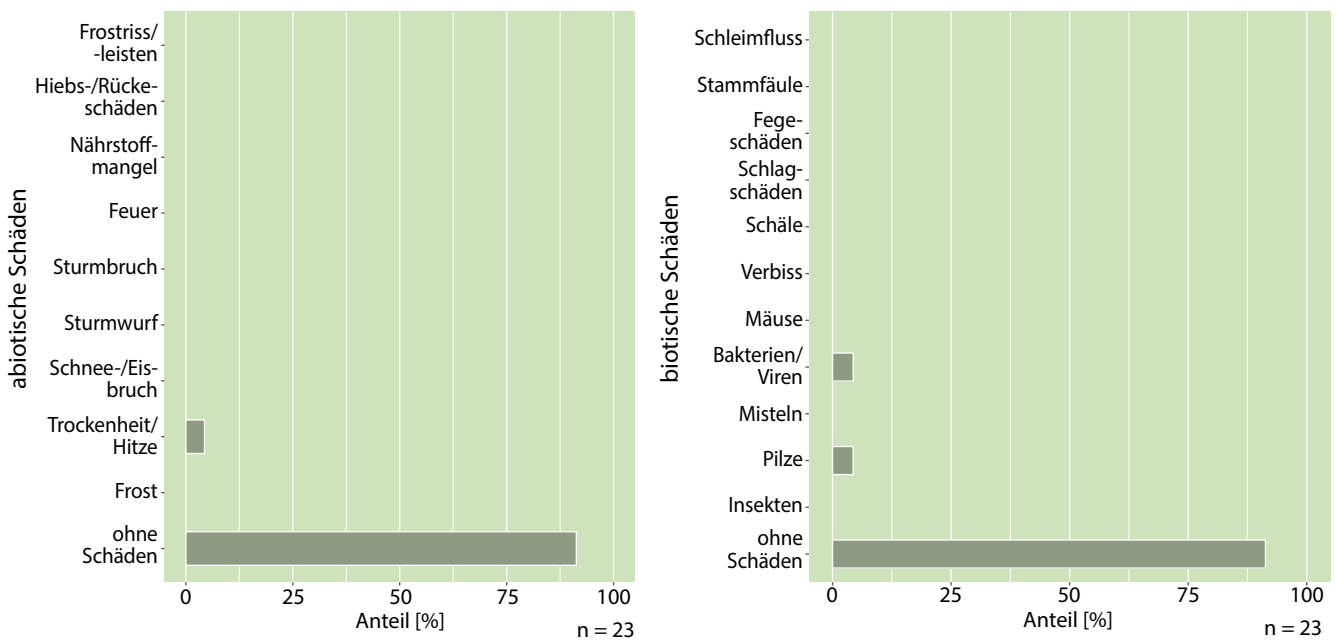


Abb. 6: In den Praxisanbauten vorgefundene abiotische und biotische Schäden an *S. domestica*

Die Krankheitserreger und Schädlinge sind bei Speierlingen im Allgemeinen als weniger bedrohlich einzustufen. Insbesondere Keimlinge sind in den ersten Wochen mit der Umfallkrankheit konfrontiert, die durch Pilze der Gattungen *Pythium*, *Phytophthora*, *Rhizoctonia* und *Fusarium* ausgelöst werden kann. Im zweiten und dritten Jahr kann eine Pilzinfektion durch den Apfel- oder Birnenschorf (*Venturia inaequalis*) erhebliche Schäden verursachen und oft werden Pflanzen dadurch so stark befallen, dass sie absterben. Wurzelverletzungen beim Verpflanzen prädisponieren Jungpflanzen für einen Befall, weshalb auch aus diesem Grund auf Containerpflanzen zurückgegriffen werden sollte (KAUSCH-BLECKEN VON SCHMELING 2000, PIETZARKA et al. 2010, KUNZ et al. 2020, KIESSLING et al. 2024).

Altspeierlinge können von einer Vielzahl holzerstörender Pilze befallen werden, einschließlich dem Schwefelporling (*Laetiporus sulphureus*) und dem Violetten Knorpelschichtpilz (*Chondrostereum purpureum*). Weitere Probleme ergeben sich durch Pilzkrankheiten, die vor allem auf feuchteren Standorten auftreten können, sowie durch Insektenfraß an Jungbäumen, wie der Fraß der Larven des Blausiebs (*Zeuzera pyrina*) und des Weidenbohrers (*Cossus cossus*). Trotz dieser Schwierigkeiten zeigt sich der Speierling insgesamt als relativ unempfindlich gegen Krankheiten, besonders wenn er richtig kultiviert und auf geeigneten Standorten gepflanzt wird. Dazu zählt auch, dass man berücksichtigt, dass der Speierling eine früh austreibende Art ist, die spätfrostgefährdet ist (SCHÜTT 1992, BRÜTSCH u. ROTACH 1993, KAUSCH-BLECKEN VON SCHMELING 2000, KUNZ et al. 2020, KIESSLING et al. 2024).

In den Praxisanbauten wurden nur vereinzelt auf in Summe 4 Flächen Schäden vorgefunden. Neben einem Bestand der Kronenverlichtung aufwies, die auf Trockenheitschäden zurückgeführt wurden, gab es auch Bestände, die

Stammkrebs aufwiesen, welche jedoch nicht weiter untersucht wurden (Abbildung 6). Generell zeigten sich die Bestände aber in einem überwiegend vitalen Zustand (Abbildung 7). Die besichtigten Bestände hatten die Dürren der Jahre zuvor gut vertragen und wiesen baumartenspezifische Belaubungen auf, ohne Anzeichen von bleibenden Vitalitätsverlusten.

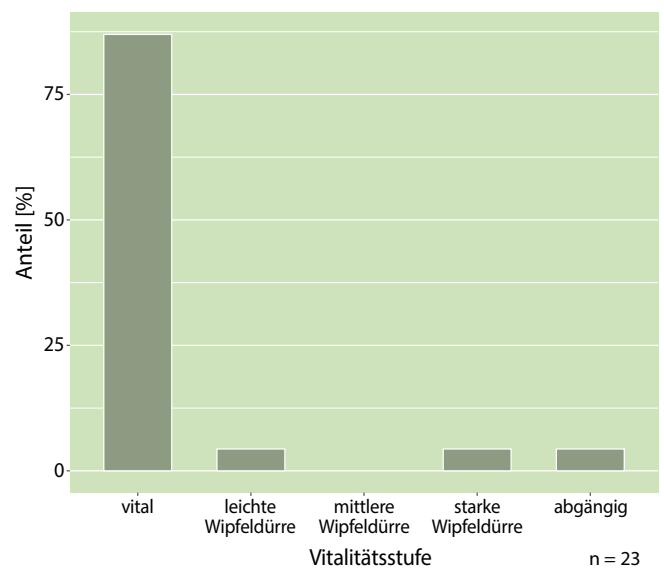


Abb. 7: Vitalitätsansprache der Praxisanbauten von *S. domestica*

3.18.6 Holzverwendung und Stammqualitäten begutachteter Bestände

Qualitativ hochwertige Stämme des Speierlings gehören zu den kostbarsten und seltensten Hölzern Deutschlands und erzielen auf dem Markt Höchstpreise. Sein Holz ist häufig sandfarben, manchmal leicht rötlich, und zeigt sich anatomisch sehr ähnlich dem Holz von Els- und Vogelbeere. Zwischen den verschiedenen *Sorbus*-Arten sind die Unterschiede in der Gefäßgröße so gering, dass eine sichere

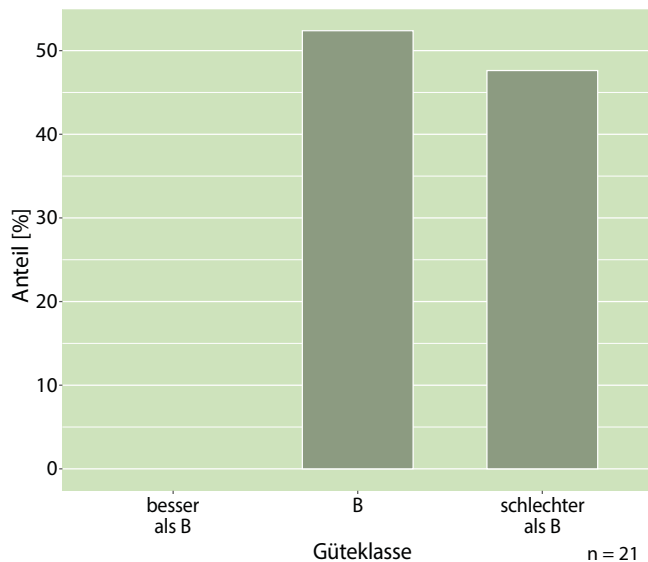


Abb. 8: Qualitätseinschätzung der Praxisanbauten von *S. domestica* anhand einer optischen Stehendansprache eines potenziellen Z-Baumkollektivs

Unterscheidung der Holzarten oft nicht möglich ist. Sie alle weisen Tracheen mit feinen Schraubenverdickungen der Wand auf, was ihre anatomische Ähnlichkeit unterstreicht. Das Speierlingholz ist fein zerstreutporig. Die hohe Rohdichte von rund 790 kg/m³ lässt das Holz als sehr fest und haltbar erscheinen, obwohl es weder witterungsfest noch dauerhaft gegen holzerstörende Pilze ist. Es zählt zu den schwersten einheimischen Laubholzarten (BRÜTSCH u. ROTACH 1993, PIETZARKA et al. 2010, KUNZ et al. 2020, ENESCU et al. 2021, KIESSLING et al. 2024).

Das Speierlingholz ist ein Kernholzbaum mit einem rötlich-weißen bis rötlich-gelben Splint und einem rötlich-braunen bis braunen Kern. Das Holz ist oft ausgeprägt gemasert und geflammt, dabei mit einer feinen Struktur versehen, die eine Ähnlichkeit zum Birnbaumholz aufweist. Es hat Markflecken und weist nur wenige Poren auf. Die Jahrringe sind aufgrund einer höheren Faserdichte und der feinen Holzstrahlen, die nur mit einer Lupe erkennbar sind, deutlich sichtbar (PIETZARKA et al. 2010, KUNZ et al. 2020, KIESSLING et al. 2024).

Die mechanischen Eigenschaften des Speierlingholzes sind außergewöhnlich und liegen im oberen Bereich der Werte, die einheimische Holzarten erreichen. Es wird als sehr fest, zäh, hart und schlecht spaltbar beschrieben, was es zu einem bevorzugten Material für die Kunsttischlerei und andere spezialisierte Holzarbeiten macht. Das Holz schwindet und wirft sich jedoch stark, was bei der Verarbeitung beachtet werden muss. In der Vergangenheit fand das Holz des Speierlings häufig Anwendung im Bau von Möbeln, Musikinstrumenten und als Drechslerholz. Insbesondere für Stühle, Hobel, Spazierstöcke und zahlreiche Maschinenbauteile wie Schrauben und Walzen fand das Holz Verwendung, da es hohen mechanischen Anforderungen gerecht wird. Hochwertige Stämme werden zu

Furnier verarbeitet. Das Speierlingsholz wird und wurde im Handel zusammen mit den Baumarten Elsbeere, Wild- und Kulturbirne oft als „Schweizer Birnbaum“ bezeichnet (SCHÜTT 1992, RUDOW 2001b, PIETZARKA et al. 2010, KUNZ et al. 2020, KIESSLING et al. 2024).

Bei der Qualitätsansprache in den Praxisanbauten dominieren nur knapp die Bestände mit einem hohen Anteil an Stämmen der Güteklasse B (Abbildung 8). Fast genauso viele Bestände sind mit der Güteklasse „schlechter als B“ angesprochen worden und in keinem Bestand wurden bessere Güteklassen festgestellt. Gründe für die schlechten Qualitäten sind im Wesentlichen tief ansetzende Kronen, weshalb es nur wenig astfreie Stammstücke gab. Einen geringen Anteil an Drehwuchs gab es ebenfalls in den Beständen, dieser dominierte aber nicht. Das Fehlen wertvollhaltiger Bestände bei dieser Untersuchung darf aber keinesfalls überinterpretiert werden. Bei den besichtigten Praxisanbauten stand die ökologische Aufwertung der Bestände im Vordergrund statt der Erzeugung von Wertholz.

3.18.7 Sonstige Ökosystemleistungen

Der Speierling ist ein bemerkenswerter Baum, der durch seine vielfältige Herbstfärbung auffällt, die in rötlichen und gelblichen Tönen leuchtet und damit eine dekorative Bereicherung der Landschaft darstellt. Diese zwei Farbtönen sind oft sehr attraktiv und können innerhalb desselben Baumes variieren, was zu einem großen Spektrum an Farbtönen führt (BRÜTSCH u. ROTACH 1993, KAUSCH-BLECKEN VON SCHMELING 2000, PIETZARKA et al. 2010, KIESSLING et al. 2024). Die Bedeutung des Speierlings für die Erhaltung der Biodiversität ist nicht zu unterschätzen. Er dient als Lebensraum und Nahrungsquelle für zahlreiche Insekten und Vogelarten. Die blühenden Bäume ziehen besonders viele Bienen an, die sich von dem Nektar und Pollen ernähren, und die Früchte sind eine wertvolle Nahrungsquelle für Vögel, Rehe, Füchse und andere Säugetiere. Zudem bietet das Holz und die Rinde des Speierlings zahlreichen Organismen Unterschlupf und Nahrung, was seine ökologische Relevanz weiter erhöht (BRÜTSCH u. ROTACH 1993, EBERT 2003, KUNZ et al. 2020, KIESSLING et al. 2024).

Die Früchte des Speierlings sind genießbar und werden vielfältig in der Küche verwendet. Obwohl sie am Baum herb schmecken, entwickeln sie nach einem Reifeprozess – häufig durch Liegenlassen auf Stroh oder an der Sonne – ein süßes und schmackhaftes Aroma. Traditionell werden sie als Zusatz zu Birnenmost verwendet, um dessen Haltbarkeit zu erhöhen. Auch die Herstellung von Wein, Branntwein und Essig stellt eine gängige Verwendung dar. Ebenfalls werden sie zur Herstellung von Marmeladen, Kompott, Gelees und Säften verwendet. In der traditionellen Medizin kommen die Früchte zur Behandlung von Entzündungen im Mund- und Rachenraum sowie

zur Linderung von Durchfall und Erbrechen zum Einsatz (SCHÜTT 1992, PIETZARKA et al. 2010, KUNZ et al. 2020, ENESCU et al. 2021, KAVALIAUSKAS et al. 2021, KIESSLING et al. 2024).

3.18.8 Genetik

Hybridisierungen unter den verschiedenen *Sorbus*-Arten sind in der Literatur bereits vielfach beschrieben, lediglich der Speierling weist keine bekannten Hybride auf (HEBDA et al. 2021). Im Wald ist die häufigste Verbreitungsstrategie des Speierlings die Wurzelbrut, eine generative Vermehrung findet auch aufgrund der oben genannten Gefährdungen nur selten statt. Die Kombination aus Insektenbestäubung, relativ schweren Früchten und häufig isolierten Vorkommen führt nicht selten zu Inzuchtdepression in den Populationen (KAMM 2008, KAMP u. FRITSCH 2013, ENESCU et al. 2021). Verstärkend durch den Mangel an Bestäubungspartnern, welcher zu einer erhöhten Selbstbefruchtung führt, kommt es in den isolierten Populationen des Speierlings zu einer verringerten genetischen Fitness der Nachkommen. Dabei reduziert sich die Keim- und Überlebensfähigkeit sowie die Wuchskraft der Nachkommen (KAMM 2008, KAMP u. FRITSCH 2013). Um diese Negativspirale zu durchbrechen sind Maßnahmen zum Schutz und zur Förderung des Speierlings notwendig. Vor allem die Vernetzung isolierter Vorkommen, um den Genaustausch zwischen den Populationen zu ermöglichen, wird vorgeschlagen (KAMP u. FRITSCH 2013).

Auf den Versuchsflächen des Speierlings der NW-FVA konnten teilweise deutliche Wachstums- und Qualitätsunterschiede der verschiedenen Herkünfte festgestellt werden, sodass der standortsabhängigen Wahl des geeigneten Vermehrungsgutes ein hoher Stellenwert zuzuordnen ist. Vor allem zwei Herkünfte aus Bulgarien überraschten auf mehreren problematischen Flächen mit ihren guten Wuchs- und Qualitätseigenschaften. Jedoch können die Ergebnisse nur als Hinweis für weiterführende Forschungen betrachtet werden.

Für den Speierling gibt es aktuell eine Samenplantage in Hessen, die für die Saatgutgewinnung herangezogen werden kann. Darüber hinaus gibt es auch anerkannte Sonderherkünfte dieser Art, die Saatgut ohne Herkunftsempfehlungen unbedingt vorzuziehen sind. KIESSLING et al. (2024) verweisen darauf, dass bereits auf Saatgutquellen mit geringer genetischer Vielfalt zurückgegriffen wird, was den nachhaltigen Zielen einer Wiederherstellung von Speierlingsvorkommen konterkariert. Ungeeignetes Saatgut kann auch zu Misserfolgen führen, wenn das Pflanzgut nicht oder nur schlecht anwächst und die Maßnahme am Ende scheitert.

3.19 Spitzahorn (*Acer platanoides*)

Acer platanoides LINNÉ, 1753

syn.: Leinbaum

engl.: norway maple

Familie: Sapindaceae



3.19.1 Zusammenfassende Bewertung



Anbauempfehlung

Der Spitzahorn (*Acer platanoides*) bietet vielseitige ökologische und wirtschaftliche Vorzüge und ist eine wertvolle Bereicherung für Mischbestände. Seine Kombination aus schnellem Jugendwachstum, natürlicher Verjüngung und Trockenheitstoleranz macht ihn zu einer Baumart, die gut die Anforderungen einer klimaangepassten Forstwirtschaft

erfüllt. Gezielte waldbauliche Maßnahmen, die seine Lichtansprüche und Konkurrenzfähigkeit berücksichtigen, sind entscheidend, um sein Potenzial voll auszuschöpfen. In der zukunftsorientierten Waldbewirtschaftung könnte der Spitzahorn eine tragende Rolle spielen.

	Merkmal	Bewertung	Erläuterung
Klimaanpassung in Anlehnung an OTTO (1993)	Standortsanpassung	++	<i>A. platanoides</i> besitzt eine breite Standortsamplitude und eine hohe Trockenstresstoleranz
	Bodenpfleglichkeit	+++	Sehr gute Streuzersetzung und bodenverbessernde Eigenschaft
	Keine Krankheitsverbreitung	+++	Keine explizit von dieser Baumart ausgehenden Krankheiten
	Keine Anfälligkeit	++	Bisher nur wenige Schaderreger bekannt, die auch nur geringe Schäden hervorbringen
	Mischbarkeit	++	In jungen Jahren konkurrenzkräftig und vorwüchsig gegenüber vielen Baumarten; im Alter zurückbleibend; bedarf dann einer entsprechenden Pflege
	Naturverjüngung	+++	Verjüngt sich zahlreich und ist in der Lage auch kleinere Störungslöcher rasch zu besiedeln
	Waldstrukturen	+	Als Lichtbaumart benötigt der Spitzahorn im Alter Licht und ist konkurrenzempfindlich; Femellöcher sind aber für Naturverjüngung geeignet

+++ äußerst positiv ++ sehr positiv + positiv --- äußerst negativ -- sehr negativ - negativ ? unklar



Abb. 1: Blütenstand des Spitzahorns (Foto: H.-J. Arndt)



Abb. 2: Verbreitungsgebiet von *Acer platanoides*. Quelle: Caudullo et al. (2023)

3.19.2 Verbreitung

Acer platanoides ist im größten Teil Europas verbreitet. Das natürliche Verbreitungsgebiet umfasst Schweden, Finnland, Norwegen, Russland, die Halbinsel Krim, das Baltikum, den Kaukasus sowie weite Teile Mitteleuropas (Abbildung 2). Im Gegensatz zum Bergahorn (*Acer pseudo-platanus*) dringt er weiter in den Norden und Nordosten Europas vor, bevorzugt im Gegensatz zu diesem allerdings hauptsächlich die Ebenen und mittleren Gebirgslagen. Das heutige Verbreitungsgebiet ist gegenüber der Verbreitung während des Atlantikums (Periode der etwas wärmeren Eichenmischwaldzeit) eingeschränkter, da es aufgrund der Ausbreitung der Buche wieder schrumpfte (SCHÜTT 1992, ROLOFF u. PIETZARKA 1998, DENGLE 2005, DÖRKEN 2010, FORSTER et al. 2019, CAUDULLO u. DE RIGO 2021b).

3.19.3 Standort

A. platanoides besitzt eine recht weite Standortsamplitude. Er gedeiht auch auf schlecht nährstoffversorgten Standorten, bleibt dann aber im Wuchs zurück. Sehr saure Standorte werden gemieden. Die Art wird häufig auch mal als kalkliebend eingestuft, was aber keine zwanghafte Voraussetzung für gutes Wachstum darstellt, da sie auf vielen geologischen Substraten wächst. Die Ansprüche an die Bodenfeuchte sind zunächst einmal recht hoch. Bevorzugt werden frische, tiefgründige, skelettreiche Böden. Allerdings kommt die Art auch mit geringeren Sommerniederschlägen zurecht und kann zeitweilige Trockenheit gut überstehen. Bezüglich der Toleranz gegenüber Stauwas-

sereinfluss gehen die Angaben in der Literatur geringfügig auseinander. Es überwiegen grundsätzlich die Aussagen, dass der Spitzahorn auch auf schweren, feuchten sowie wechselfeuchten Standorten oder sogar in Auenwäldern gedeiht. Es gibt aber ebenso Aussagen, dass stark wechselfeuchte oder nasse Standorte gemieden werden (SCHÜTT 1992, ROLOFF u. PIETZARKA 1998, BARENGO 2001b, DENGLE 2005, EBERT 2006, DÖRKEN 2010, FORSTER et al. 2019, BARTSCH et al. 2020, CAUDULLO u. DE RIGO 2021b, LAZIC et al. 2022).

Die Auswertung der Standortverhältnisse der Praxisanbauten (Abbildung 3) zeigt, dass *A. platanoides* des Öfteren auf Standorten mit Stauwasserbeeinflussung kartiert worden ist, sodass von einer gewissen Toleranz ausgegangen werden kann. Es zeichnet sich aber auch gut der

Standortsspektrum						
Geländewasserhaushalt	Moore		1		1	
	grundnass		2		3	
	grundfeucht		3		2	
	grundfrisch		2		5	
	staunass		1			
	staufeucht		4		12	
	wechsel-trocken					
	sehr frisch		9	1	6	
	frisch		15	1	19	
	mäßig frisch		1		18	1
	mäßig trocken				1	1
	trocken				1	
		oligotroph	schwach mesotroph	mesotroph	gut mesotroph	eutroph
		Trophie				
		n = 110				

Abb. 3: Standortsspektrum der untersuchten Praxisanbauten des Spitzahorns

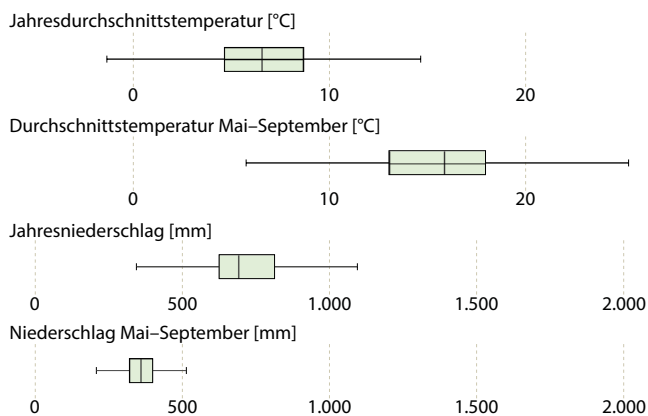


Abb. 4: Klimawerte des natürlichen Verbreitungsgebietes des Spitzahorns extrahiert aus dem CHELSA-Datensatz (KARGER et al. 2021)

bevorzugte Standortsbereich der frischen Böden mit mittlerer bis guter Nährstoffversorgung ab, auf denen die Art auch gutes Wachstum aufweist.

A. platanoides gilt als eine Baumart, die sommerwarme Standorte mit gemäßigttem kontinentalem Klima benötigt (SCHÜTT 1992, FORSTER et al. 2019, BARTSCH et al. 2020). Im natürlichen Verbreitungsgebiet bewegen sich die Jahresdurchschnittstemperaturen zwischen 4,7 und 8,7 °C und liegen im Mittel bei 6,5 °C. In den Monaten Mai bis September liegen die Temperaturen zwischen 13,0 und 18,0 °C, im Mittel bei 15,9 °C. Im natürlichen Verbreitungsgebiet treten Extremtemperaturen von +34,5 °C sowie -22,6 °C auf. Es fallen im Jahr durchschnittlich 690 mm Niederschlag bei einer Spanne von 625 – 810 mm. Davon entfallen rund 360 mm (322 – 398 mm) auf die Monate Mai bis September (Abbildung 4).

A. platanoides bildet eine intensive Wurzel mit hohem Feinwurzelanteil aus, mit dem die Art auch verdichtete Böden gut erschließen kann. Eine Pfahlwurzel fehlt dem Spitzahorn. Anstelle dieser bildet er mehrere starke Seitenwurzeln aus, aus denen sich mit zunehmendem Alter ein tiefgehendes Herz-Senkerwurzelsystem ausbildet. Es kann eine tief reichende Hauptwurzel auftreten, mit der auch tiefe Bodenschichten erschlossen werden können.

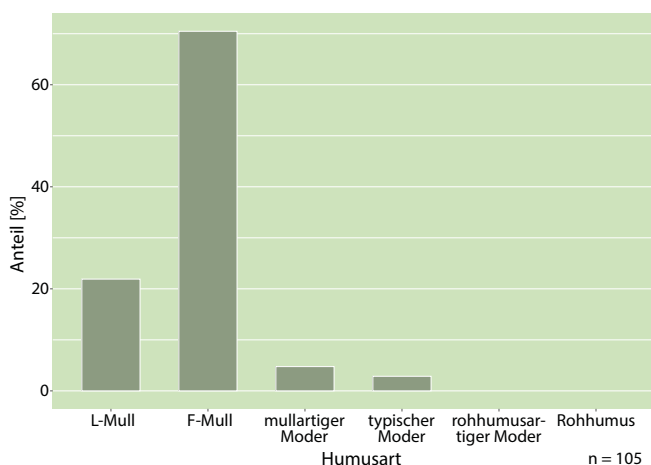


Abb. 5: Humusansprache in den Beständen der Praxisanbauten des Spitzahorns

Durchwurzelungstiefen von 5 – 6 m sind möglich. Da das Wurzelwachstum beinahe das ganze Jahr hindurch anhält und nur im Winter im Zeitraum Anfang Februar/Mitte März eine Wachstumspause von etwa 4 Wochen einlegt, können die Wurzeln ein erstaunliches Längenwachstum aufweisen. Zweijährige Spitzahornpflanzen können bereits eine Tiefe von 90 cm erschlossen haben. Die starke Durchwurzelungskraft macht den Spitzahorn sehr standfest (SCHÜTT 1992, ROLOFF u. PIETZARKA 1998, BARENGO 2001b, DENGLE 2005, EBERT 2006, FORSTER et al. 2019).

Die Streu von *A. platanoides* besitzt ein günstiges C/N-Verhältnis, welches zwischen 25 und 40 liegt, woraus sich eine sehr gute Streuzersetzung ergibt. In Kombination mit der tiefen Durchwurzelung ergibt sich eine bodenverbessernde Eigenschaft des Spitzahorns (SCHÜTT 1992, SCHMIDT 1993, ROLOFF u. PIETZARKA 1998, JUREK u. WEIHS 1998, BARENGO 2001b). Diese konnte auch bei der Humusansprache in den Praxisanbauten bestätigt werden (Abbildung 5).

3.19.4 Wachstum und Ertrag

3.19.4.1 Übersicht

Der Spitzahorn zeichnet sich durch ein schnelles Jugendwachstum aus. Bereits mit 25 Jahren erreicht er etwa zwei Drittel seiner Endhöhe, die je nach Standortbedingungen zwischen 25 und 30 m liegt. Gleichzeitig können Stammdurchmesser (BHD) von über 1 m erzielt werden. Als Höchstalter werden 120 – 180 Jahre erreicht. Die Kulmination der Höhenzuwächse erfolgt früh, in der Regel ab dem dritten Lebensjahrzehnt, wonach das Wachstum deutlich abnimmt. In der Jugend können die Jahrestrieblängen 1 m überschreiten. Nur auf den besten Standorten weist *A. platanoides* im Alter noch hohe Zuwächse auf (SCHÜTT 1992, ROLOFF u. PIETZARKA 1998, JUREK u. WEIHS 1998, BARENGO 2001b, LÜDEMANN 2003, EBERT 2006, DÖRKEN 2010, FORSTER et al. 2019, CAUDULLO u. DE RIGO 2021b).

In der Jugendphase ist der Spitzahorn relativ schattentolerant und kann auch unter geschlossenen Kronenschichten keimen. Die Lichtansprüche sind in dieser Phase umso geringer, je günstiger die Standortverhältnisse sind. Mit zunehmendem Alter steigt sein Lichtbedarf jedoch signifikant, insbesondere ab der Dickungsphase. Mit steigendem Alter wird *A. platanoides* konkurrenzempfindlicher. Eine gezielte Freistellung der Jungbäume ab einem Alter von fünf Jahren ist erforderlich, um stagnierendes Wachstum zu vermeiden. Der Spitzahorn eignet sich besonders gut für Mischbestände, vor allem in Gruppen- oder Horstpflanzungen. Lichtschächte, die durch Femellöcher mit einem Durchmesser von 30 – 50 m geschaffen werden, sind ideal, um seine Lichtansprüche zu erfüllen und eine optimale Entwicklung sicherzustellen (ROLOFF u. PIETZARKA 1998, JUREK u. WEIHS 1998, BARENGO 2001b, HÖFLE 2003, EBERT 2006, BARTSCH et al. 2020).

Die wirtschaftliche Nutzung des Spitzahorns ist vielfältig, bringt jedoch auch Herausforderungen mit sich. Eine ausreichende Beschattung begünstigt die Astreinigung, was die Holzqualität verbessert. Zu starke Belichtung fördert jedoch die Bildung von Wasserreisern, die die Qualität des Holzes beeinträchtigen können. Um das Risiko der Verkerung zu minimieren, wird ein Zieldurchmesser von etwa 50 cm für die Furnierholzproduktion empfohlen (HÖFLE 2003).

Begründung

Der Spitzahorn beginnt im Alter von 25 – 30 Jahren mit der Fruktifikation. Diese erfolgt nahezu jährlich und ist besonders reichlich, was ihn zur reproduktivsten Ahornart Mitteleuropas macht. Durch die Blüte im April fallen Bäume dieser Art in Mischbeständen im Frühjahr besonders auf. Die Samen sind als Spaltfrüchte mit propellerartigen Flügeln ausgebildet, die es ihnen ermöglichen, Distanzen von bis zu 120 m durch den Wind zu überwinden. Aufgrund dieser Eigenschaft ist der Spitzahorn in der Lage, Freiflächen schnell zu kolonisieren und an Dominanz zu gewinnen (SCHMIDT 1993, ROLOFF u. PIETZARKA 1998, SCHMIDT u. KÖLBEL 1999, BARENGO 2001b, DENGLE 2005, DÖRKEN 2010, CAUDULLO u. DE RIGO 2021b).

Die Samen reifen im Herbst und bleiben häufig bis in den Winter hinein am Baum. Ein Kilogramm Früchte ergibt rund 0,5 kg Samen, deren Tausendkorngewicht zwischen 90 – 140 g liegt. Die Keimfähigkeit liegt bei etwa 50 %, wobei pro kg Samen 2.800 – 3.500 Keimlinge erzeugt werden können. Die Gewinnung von Saatgut erfolgt am stehenden Baum oder mithilfe von Erntenetzen. Die Samen müssen nach der Ernte im Oktober/November luftig bei maximal 25 °C getrocknet und mit einem Wassergehalt von 20 – 30 % bei Temperaturen von 0 – 6 °C gelagert werden. Unter diesen Bedingungen bleibt das Saatgut bis zu 3 Jahre verwendungsfähig (BARENGO 2001b, DENGLE 2005, EBERT 2006, DRAGHICI u. ABRUDAN 2011, BURKART 2018).

Die Samen des Spitzahorns weisen eine Keimhemmung auf, die durch Stratifikation bei Temperaturen von 0 – 5 °C über einen Zeitraum von 2 – 3 Monaten gebrochen werden kann. Diese Behandlung erhöht die Keimfähigkeit signifikant und ermöglicht eine erfolgreiche Aussaat im Frühjahr (März bis April). Alternativ ist auch eine Herbstsaat möglich, bei der die Samen während der Wintermonate natürlich stratifizieren (DRAGHICI u. ABRUDAN 2011, BURKART 2018).

Die Keimlinge sind epigäisch und entwickeln charakteristische herz-eiförmige Primärblätter. Sie zeigen in den ersten Jahren eine hohe Schattenerträglichkeit, verlieren diese jedoch schnell mit zunehmendem Alter. Ab dem fünften Jahr wird eine Freistellung notwendig, damit das Wachstum nicht stagniert (HEUER u. PETE 1998, EBERT 2006).

Der Spitzahorn verjüngt sich unter Bedingungen optimal, die ausreichend Lichtgenuss sicherstellen. Lichtschächte mit einem Mindestdurchmesser von 30 m, wie sie durch Femellöcher geschaffen werden können, bieten ideale Strahlungsverhältnisse für die Etablierung dieser Baumart. In solchen Lücken erreicht der Spitzahorn eine hohe Keimlingsdichte von bis zu 30.000 Stk./ha und kann sich konkurrenzfähig durchsetzen. Die natürliche Verjüngung wird also durch gezielte waldbauliche Eingriffe wie Lichtungs- oder Räumungshiebe erleichtert. Von der Einleitung der Ansamung bis zur erfolgreichen Erweiterung der Verjüngung vergehen in der Regel 3 – 6 Jahre (HEUER u. PETE 1998, JUREK u. WEIHS 1998, BARENGO 2001b, DÖRKEN 2010).

Um Konkurrenzdruck durch andere Baumarten zu mindern, empfiehlt sich bei Pflanzungen die horst- oder gruppenweise Einbringung des Spitzahorns, da sonst erhebliche Pflegeeingriffe z. B. gegen die Buche erforderlich werden können. Die vorgeschlagenen Pflanzverbände liegen zwischen 2,0 x 1,0 m (5.000 Stk./ha) und 1,5 x 0,5 m (13.000 Stk./ha) (ROLOFF u. PIETZARKA 1998, EBERT 2006).

Waldbau

A. platanoides zeichnet sich durch ein schnelles Jugendwachstum und eine frühe Zuwachskulmination aus, wodurch er besonders in der Jugendphase eine hohe Konkurrenzkraft besitzt. Bis zum Alter von 25 Jahren weist der Spitzahorn jährliche Höhenzuwächse von 1 m auf, die aber ab diesem Alter deutlich zurückgehen. Im Alter wird er von der Buche und anderen Baumarten überwachsen, was gezielte waldbauliche Maßnahmen erforderlich macht, um sein Potenzial zu nutzen. Sein Wachstum hängt stark vom Lichtangebot ab. Untersuchungen zeigen, dass Spitzahorne unter Femellöchern mit 100 % relativer Strahlungsintensität deutlich höhere Höhen- und Durchmesserzuwächse erzielen als unter geschlossenen Beständen. Die positive Beziehung zwischen Lichtangebot und Wachstum ist besonders in jungen Jahren ausgeprägt (JUREK u. WEIHS 1998, BARENGO 2001b, FORSTER et al. 2019).

Die Pflege des Spitzahorns beginnt frühzeitig mit der Sicherung von 100 – 150 Optionen pro ha, einschließlich Mischbaumarten. Der Abstand zwischen den geförderten Bäumen sollte 8 – 10 m betragen. Im Alter von etwa 15 Jahren, bei einer Oberhöhe von 10 – 11 m, werden die Z-Bäume ausgewählt. Durchforstungen erfolgen, sobald die geförderten Bäume eine grünastfreie Schaftlänge von 6 – 8 m oder einen BHD von 14 cm erreicht haben. Die Eingriffe werden alle 5 – 6 Jahre wiederholt und umfassen die Entfernung starker Bedränger, um die Kronenspannung und das Durchmesserwachstum der Z-Bäume zu fördern. Dabei ist auf einen moderaten Seitendruck zu achten, da dieser bis ins Stangenholzalter für ein wipfelschäftiges Wachstum und die natürliche Astreinigung notwendig

ist. Der Nebenbestand sollte erhalten bleiben. Ziel ist es, astfreie Schäfte von 6 – 8 m Länge und einen Brusthöhendurchmesser (BHD) von über 60 cm bis zum Alter von etwa 120 Jahren zu erreichen (JUREK u. WEIHS 1998, BARENGO 2001b, GADOW et al. 2003, FORSTER et al. 2019).

In Mischbeständen mit Buche wird die Kronenpflege ab einem Alter von 40 – 70 Jahren besonders wichtig. Bis zu diesem Alter ist der Spitzahorn gegenüber der Buche vorwüchsig, wird dann allerdings von dieser eingeholt. Abgestorbene Äste im unteren Kronenbereich können Spritzkern verursachen, weshalb die Kronenpflege im späteren Alter äußerst wichtig ist, um werthaltige Stämme zu erzielen. Auch andere Verletzungen können Spritzkernbildung begünstigen, weshalb unter anderem auf eine Astung verzichtet werden sollte. Zusätzlich kann der Baum durch Wasserreiserbildung auf zu starke Eingriffe reagieren, weshalb eine häufige, aber maßvolle Pflege bevorzugt wird.

Abschließend lässt sich festhalten, dass der Spitzahorn hohe Anforderungen an die waldbauliche Pflege stellt, jedoch bei gezieltem Management wirtschaftlich attraktive Nutzungsmöglichkeiten bietet. Insbesondere die frühzeitige Auswahl und konsequente Förderung von Z-Bäumen sind entscheidend, um die Holzqualität und Wertleistung zu maximieren. Durch die Kombination von Lichtsteuerung, moderatem Seitendruck und regelmäßigen Pflege-

eingriffen können astfreie Schäfte und hohe Durchmesserzuwächse erzielt werden, was den Spitzahorn zu einer wertvollen Option in nachhaltigen Waldbaukonzepten macht.

3.19.4.2 Ergebnisse der Untersuchungen

Von den 112 bereisten Spitzahornbeständen konnten lediglich in 30 Beständen Aufnahmen durchgeführt werden. Davon wiesen 6 Bestände zum Aufnahmezeitpunkt noch keine Derbholzgrenze auf, sodass diese mittels Sechsbäumstichproben untersucht wurden. In den restlichen 24 Beständen wurden **ertragskundliche Aufnahmen** durchgeführt, deren Ergebnisse in Abbildung 6 dargestellt werden. Bei einem Großteil der Bestände handelte es sich aber auch hier noch um relativ junge Anpflanzungen mit einem Alter unter 25 Jahren. Nur 6 Bestände weisen ein Alter über 65 Jahren auf, wodurch für die Altersspanne zwischen 25 und 65 Jahren leider keine Daten vorliegen. Durch diese ungleichmäßige Altersverteilung wird allerdings deutlich, dass *A. platanoides* im Waldbau bereits seit Längerem eine höhere Stellung zugeschrieben wird als in der Vergangenheit.

An der Entwicklung der Mittelhöhe zeigt sich deutlich das beschriebene rasche Jugendwachstum dieser Baumart. Allerdings wird in den Beständen bis zum Alter 25 auch fast die gesamte Bandbreite der als Referenz verwendeten

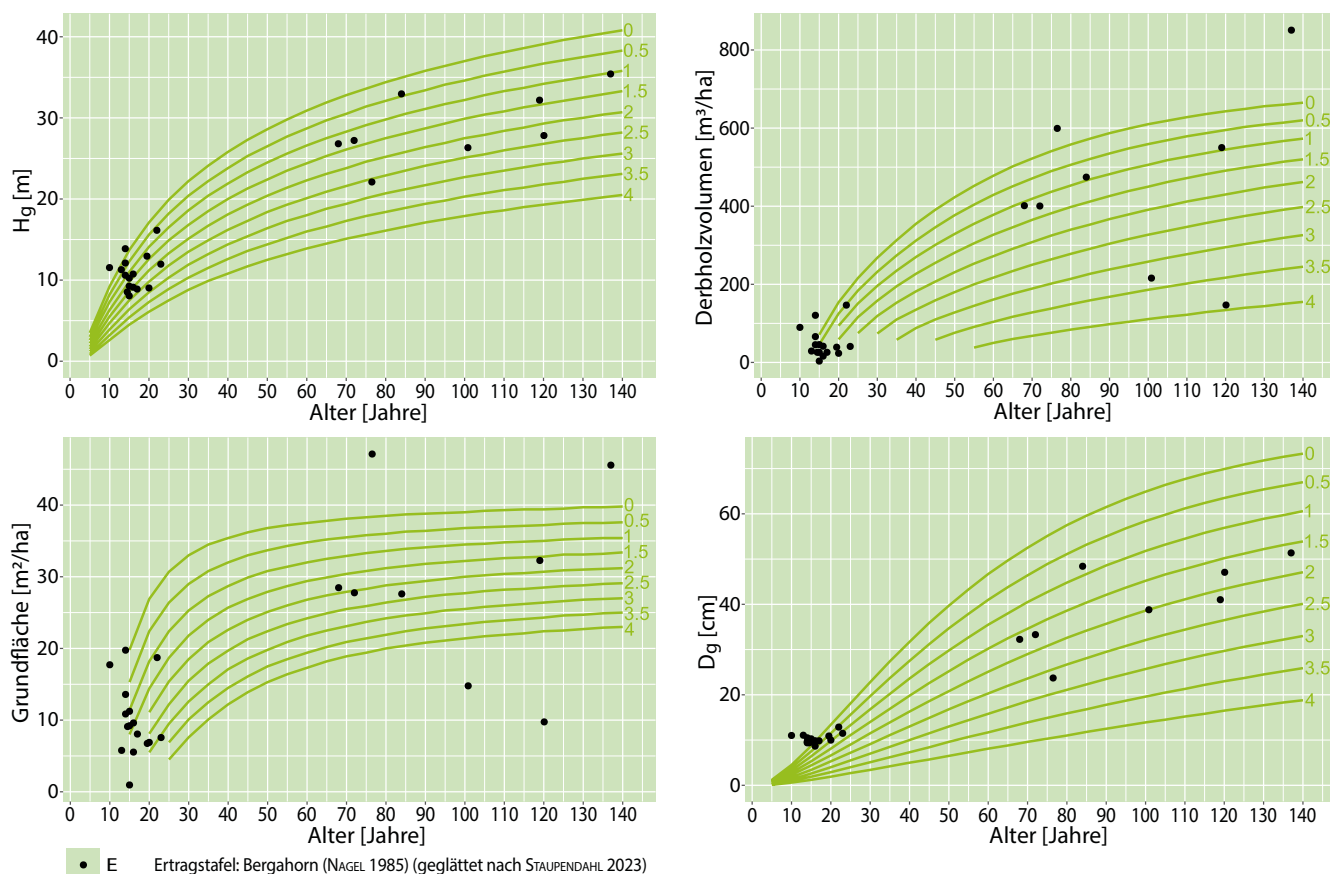


Abb. 6: Mittelhöhen-, Derbholzvolumen-, Grundflächen- sowie Durchmesserentwicklung der untersuchten Praxisanbauten des Spitzahorns im Vergleich zur Bergahorn-ertragstafel (NAGEL 1985) (geglättet nach STAUPENDAHL 2023). E: Einmalige Aufnahmen

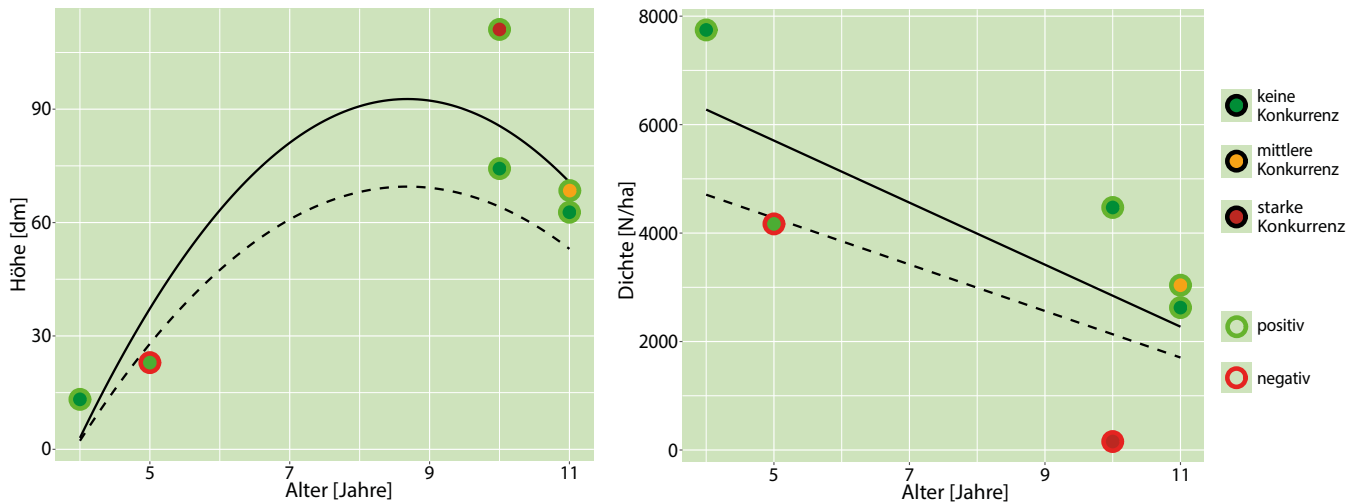


Abb. 7: Darstellung der Alters-Höhen- bzw. Alters-Dichte-Entwicklung des Spitzahorns mit der ermittelten Konkurrenzintensität der Bestände durch sonstige Baumarten

Ertragstafel für den Bergahorn dargestellten Ertragsklassen gefüllt. So sind neben Beständen, die sogar die 0. Ertragsklasse übertreffen, auch Bestände dabei, die nur die 3. Ertragsklasse erreichen. Diese Bandbreite zeichnet sich auch noch bei den älteren Beständen ab. Hier wird der Einfluss des Standortes auf den Wuchs dieser Art ersichtlich. Die bei der Höhenentwicklung sichtbaren Unterschiede im Wuchs spiegeln sich auch in den Volumina und den Grundflächen der Bestände wider. Auch hier wird die gesamte Bandbreite der Bergahorn-ertragstafel ausgefüllt. Bei der Durchmesserentwicklung zeigt der Spitzahorn hingegen ein anderes Bild. Die jungen Bestände sind allesamt in den Ertragsklassen 1,5 und besser angesiedelt. Der standörtliche Wuchsunterschied scheint sich somit mehr im Höhenwachstum wiederzufinden und weniger im Dickenwachstum. Die älteren Bestände sind teils aber auch in schlechteren Ertragsklassen angesiedelt. Für die geringeren Durchmesser kommt hier, neben standörtlichen Faktoren, auch eine mangelnde Kronenpflege in der Jugendphase in Betracht, die im Alter beim Spitzahorn nicht mehr nachgeholt werden kann.

Bei der gemeinsamen Betrachtung der Alters-Höhen- und der Alters-Dichte-Entwicklung in den mittels **Sechsbaumstichprobe** aufgenommenen Beständen konnten 4 von 6 Beständen als gelungen kategorisiert werden (Abbildung 7). Zunächst ist anzumerken, dass es bei den Altern Überschneidungen mit den ertragskundlichen Aufnahmen gibt. Ab Alter 10 wurden bei den wüchsigen Beständen bereits ertragskundliche Aufnahmen durchgeführt, da diese die Derbholzgrenze bereits überschritten hatten. Aus diesem Grund sind bei den Sechsbaumstichproben in diesem Alter nur die schwachwüchsigen Bestände enthalten. Dadurch und durch die allgemein sehr geringe Stichprobe kommt auch der biologisch unplausible Verlauf der Ausgleichskurve bei der Alters-Höhen-Entwicklung zustande. Die ertragskundlich aufgenommenen Anbauten

weisen im Alter von 10 bis 14 Jahren mittlere Höhen zwischen 10,6 und 13,8 m auf und schließen somit an die starke Höhenwuchsleistung der in den Sechsbaumstichproben ermittelten Höhen nahtlos an. Im Gesamten lässt sich somit auch an den wenigen untersuchten Beständen das rasche Jugendwachstum dieser Baumart erkennen. Auch bei der Alters-Dichte-Entwicklung macht sich die geringe Stichprobe bemerkbar. So kommt es, dass ein Bestand mit über 4.000 Pflanzen bereits mit einer negativen Dichte kategorisiert wird, obwohl dies aus praktischer Sicht eine ausreichende Pflanzenzahl darstellt. Auch hier wäre für eine genauere Auswertung eine größere Stichprobe wünschenswert.

3.19.5 Gefährdungen

Obwohl der Spitzahorn aus Sicht des Waldschutzes bisher eher unauffällig ist und somit als robust angesehen werden kann, ist er dennoch zahlreichen biotischen und abiotischen Gefährdungen ausgesetzt.

Pilzliche Erkrankungen stellen eine bedeutende Gefährdung für den Spitzahorn dar. Besonders problematisch ist die Rußrindenkrankheit (*Cryptostroma corticale*), die zwar vor allem den Bergahorn befällt, aber auch am Spitzahorn vorkommen kann. Sie tritt vermehrt nach heißen und trockenen Sommern auf und führt nicht nur zum Absterben befallener Bäume, sondern stellt auch eine gesundheitliche Gefährdung für Menschen dar, da die massenhaft produzierten Sporen eingeatmet werden können. Bei der Fällung befallener Bäume ist daher ein geeigneter Atemschutz erforderlich (FORSTER et al. 2019, CAUDULLO u. DE RIGO 2021b).

Weitere wichtige Erkrankungen sind der *Eutypella*-Ahornstammkrebs und der *Nectria*-Krebs, die zu starker Holzentwertung und teils zum Absterben der Bäume führen. Der Spitzahorn ist zudem anfällig für die *Verticillium*-Welke, die

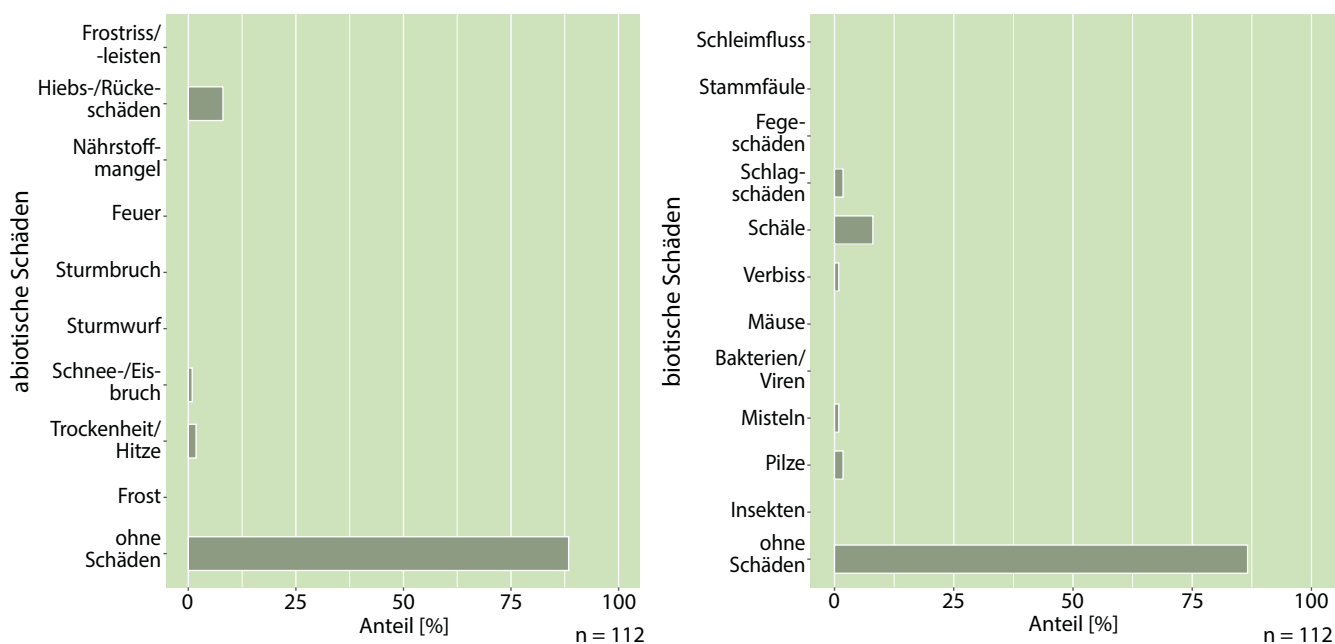


Abb. 8: In den Praxisanbauten vorgefundene abiotische und biotische Schäden an *A. platanoides*

das Wasserleitungssystem blockiert und erhebliche Schäden verursachen kann. Andere Pilzerkrankungen, wie der Ahornmehltau (*Uncinula tulasnei*) oder der Ahorn-Hexenbesen (*Taphrina aceris*), sind zwar weit verbreitet, jedoch meist von geringer forstlicher Bedeutung. Es kommen auch zahlreiche Blattkrankheiten an *A. platanoides* vor, sie schädigen die Bäume aber in der Regel nicht (ROLOFF u. PIETZARKA 1998, BARENGO 2001b).

Der Spitzahorn ist relativ resistent gegen Insektenbefall, jedoch gibt es einige spezialisierte Schädlinge. Hierzu gehören der Ahornsplintkäfer (*Scolytus koenigi*) und der Ahornsamen-Rüssler (*Bradybatius elongantulus*), die zwar wenig wirtschaftliche Bedeutung haben, jedoch lokale Schäden verursachen können. Größere Bedeutung haben allerdings der Eschenbastkäfer (*Leperesinus varius*) und die Maikäfer (*Melolontha hippocastani* und *M. melolontha*), die zu erheblichen Schäden führen können. Größere Schäden entstehen auch durch den Asiatischen Laubholzbockkäfer (*Anoplophora glabripennis*), der große Tunnel im Holz anlegt und in Europa zunehmend als invasive Art auftritt (ROLOFF u. PIETZARKA 1998, CAUDULLO u. DE RIGO 2021b).

In der Jugend ist die Art besonders stark durch Verbiss und Schäl-schäden gefährdet. Rehwild bevorzugt ihn im Vergleich zu anderen Baumarten wie der Buche und Mausarten können durch das Benagen von Wurzeln und Stammfuß erhebliche Schäden verursachen. Fegeschäden sind ebenfalls verbreitet, jedoch weniger gravierend als beim Bergahorn, da der Spitzahorn durch seine schnelle Borkenbildung die Gefährdungsperiode schneller überwindet (ROLOFF u. PIETZARKA 1998, HÖFLE 2003).

A. platanoides weist eine hohe Frostresistenz auf, die bis zu Temperaturen von -27 °C reicht und durch einen relativ hohen Zuckergehalt im Zellsaft des Ahorns bewirkt wird.

Dennoch sind besonders Jungpflanzen anfällig für Spätfroste, die zu erheblichen Schäden bis hin zum Absterben führen können. Frostrisse treten gelegentlich auf und können zu Holzverfärbungen und einer Entwertung des Holzes führen (HEUER u. PETE 1998, ROLOFF u. PIETZARKA 1998, DENGLE 2005, LEUSCHNER u. ELLENBERG 2017).

Dank seines tief reichenden Herz-Senkwurzelsystems ist der Spitzahorn auf den meisten Standorten sturmfest und relativ tolerant gegen Trockenstress. Lediglich in extremen Trockenjahren kann es zu Beeinträchtigungen kommen (ROLOFF u. PIETZARKA 1998, BARENGO 2001b, CAUDULLO u. DE RIGO 2021b).

Das sogenannte Spitzahorn-Sterben ist eine Komplexkrankheit, die an 15- – 30-jährigen Bäumen auftritt und durch das Zusammenwirken ungünstiger Standortbedingungen sowie pilzlicher Sekundärparasiten verursacht

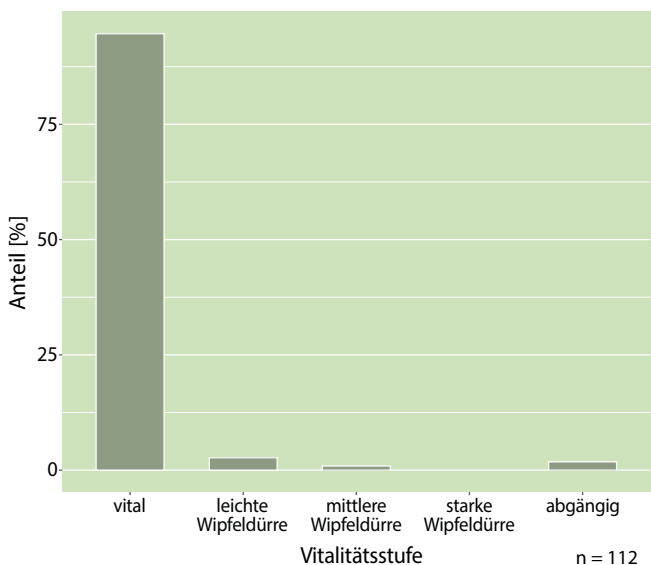


Abb. 9: Vitalitätsansprache der Praxisanbauten von *A. platanoides*

wird. Typische Symptome sind dunkle Rindenfärbungen, Kronendürre und Rindennekrosen. Vorbeugende Maßnahmen umfassen eine rechtzeitige Durchforstung zur Kronenpflege sowie das Entfernen und Verbrennen befallener Pflanzen (ROLOFF u. PIETZARKA 1998).

Die in den Praxisanbauten untersuchten Bestände von *A. platanoides* stellten sich auch nach den Trockenjahren als äußerst vital dar (Abbildung 9). Nur sehr wenige Bestände zeigten leichte Vitalitätsverluste. Eine geringe Anzahl an Beständen war auch abgängig, wobei die Ursachen hier nicht eindeutig ohne weitere nähergehende Untersuchungen ausgemacht werden konnten. Auch bei den dokumentierten Schäden (Abbildung 8) war der Großteil der Bestände ohne Befund. Lediglich Schäle sowie Hiebs- und Rückeschäden kamen in etwas größerem Umfang vor. Dies ist problematisch, da dies zu einer Holzentwertung führen kann (vgl. Kapitel 3.19.6).

3.19.6 Holzverwendung und Stammqualitäten begutachteter Bestände

Das Holz des Spitzahorns ist recht hell mit feiner, gleichmäßiger Textur. Im Vergleich zum Bergahorn zeigt es jedoch eine stärkere gelbliche bis rötliche Färbung, die gelegentlich für Imitate von Edelhölzern wie Elsbeere oder Birnbaum verwendet wird. Splint- und Kernholz unterscheiden sich farblich kaum, und das Holz wird als zerstreutporig und mittelschwer beschrieben. Es können im hohem Alter gelegentlich graubraune bis braune Falschkerne (fakultative Farbkern) auftreten, die aber keine Beeinträchtigung der Holzeigenschaften bewirken. Es ist überdurchschnittlich hart, zäh, elastisch und gut spaltbar, weist jedoch eine geringe Witterungsbeständigkeit auf und ist anfällig für Pilz- und Insektenbefall (ROLOFF u. PIETZARKA 1998, DENGLER 2005, FORSTER et al. 2019).

Gelegentlich treten im Holz Wuchsbesonderheiten wie der sogenannte Riegel- oder Vogelaugen-Ahorn auf, die es besonders für hochwertige Anwendungen attraktiv machen. Allerdings kommen diese Phänomene beim Spitzahorn seltener vor als beim Bergahorn. Die Jahrringgrenzen sind relativ schwach ausgeprägt, und im Radialschnitt sind die als Spiegel hervortretenden Markstrahlen typisch. Sie erscheinen als seidig glänzende, kleine Rechtecke, die dem Holz eine zusätzliche optische Attraktivität verleihen (ROLOFF u. PIETZARKA 1998).

Während der Trocknung neigt das Holz zum Reißen, Verwerfen und Verfärben, und im Alter können graubraune bis braune Falschkerne auftreten. Diese Farbkernbildung beeinflusst jedoch die mechanischen Eigenschaften des Holzes nicht negativ. Der Faserverlauf des Holzes ist in der Regel gerade, nur selten tritt Drehwuchs auf (ROLOFF u. PIETZARKA 1998, BARENGO 2001b, FORSTER et al. 2019).

Das Holz des Spitzahorns lässt sich gut bearbeiten, steht

aber im Schatten des Bergahorns, dessen hellere Farbe und gleichmäßigere Textur bevorzugt werden. Trotzdem ist es vielseitig einsetzbar. In der Möbeltischlerei wird es sowohl als Massivholz als auch als Furnier genutzt, beispielsweise für Tischplatten, Schubladen und Einlegearbeiten. Wegen seiner hohen Elastizität und seines geringen Schwindverhaltens findet es Anwendung im Bau von Musikinstrumenten wie Gitarren und Geigen. Bereits der italienische Geigenbauer Stradivari verwendete Spitzahorn für die Rückseiten seiner Instrumente (ROLOFF u. PIETZARKA 1998, DENGLER 2005, FORSTER et al. 2019, CAUDULLO u. DE RIGO 2021b). Darüber hinaus wird das Holz aufgrund seiner feinen Poren und der geringen Geruchsaufnahme häufig für Küchengeräte, Holzspielzeug und Drechslerarbeiten eingesetzt. Parkett aus Ahornholz gilt als besonders abnutzungsresistent und langlebig, obwohl die Nachfrage aufgrund der nachdunkelnden Farbe des Holzes rückläufig ist (DENGLER 2005, FORSTER et al. 2019).

Trotz seiner vielseitigen Nutzungsmöglichkeiten gibt es auch Einschränkungen. Das Holz des Spitzahorns ist nicht witterungsfest und eignet sich daher nicht für den Außenbereich. Es ist insekten- und pilzanfällig und sehr empfindlich gegenüber oxidativer Verfärbung. Zudem wird es im Handel oft geringer bewertet als das Holz des Bergahorns, da es schwerer, härter und grobfasriger ist. Probleme wie Zwieselbildung, Drehwuchs, Frostrisse und spritzkernartige Verfärbungen können den wirtschaftlichen Wert weiter mindern (ROLOFF u. PIETZARKA 1998, BARENGO 2001b, BARTSCH et al. 2020).

Die Qualitätsansprache in den Praxisanbauten zeigt ein hohes Maß an mittleren Qualitäten beim Spitzahorn auf (Abbildung 10). An zweiter Stelle folgen allerdings bereits mit rund ¼ Anteil an der Stichprobe Bestände, die Qualitäten schlechter als die Stufe B aufweisen. Eine mög-

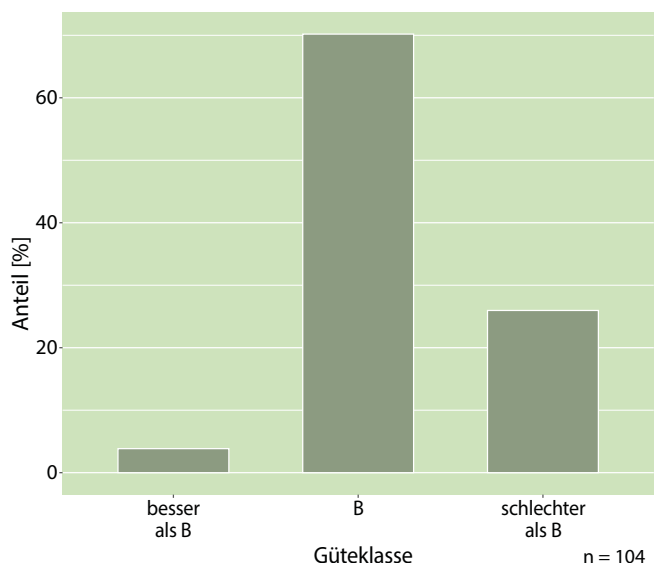


Abb. 10: Qualitätseinschätzung der Praxisanbauten von *A. platanoides* anhand einer optischen Stehendansprache eines potenziellen Z-Baumkollektivs.

liche Erklärung für diesen Aspekt könnte jedoch sein, dass in der Vergangenheit der Fokus nicht auf dieser Baumart lag und sich durch fehlende oder zu seltene Pflegeeingriffe nicht die qualitativ besten Spitzahorne etabliert, sondern sich die wuchskräftigsten durchgesetzt haben.

3.19.7 Sonstige Ökosystemleistungen

Die lange vor dem Laubaustrieb auftretenden nektarreichen Blüten machen diese Baumart nicht nur aus forst-ästhetischen Gründen zu einer beliebten Baumart, da die Kronen dann gelb-grün gefärbt sind und sich im sonst noch kahlen Laubwald deutlich hervorheben. Wegen der frühen Blüte hat *A. platanoides* auch eine hohe Bedeutung für viele Insektenarten. So nutzen insbesondere Honigbienen, Wildbienen, Hummeln, Schmetterlinge, Käfer und sonstige Hautflügler das Nektarangebot (SCHÜTT 1992, SCHMIDT 1993, ROLOFF u. PIETZARKA 1998, JUREK u. WEIHS 1998, BARENGO 2001b, HÖFLE 2003, DENGLER 2005, FORSTER et al. 2019, BARTSCH et al. 2020).

Die Früchte und Samen von *A. platanoides* werden von manchen Vogelarten als Nahrungsquelle genutzt. Früher

diente sie als Viehfutter (DENGLER 2005, FORSTER et al. 2019). Neben dem Frühjahr bietet der Spitzahorn durch seine attraktive Herbstfärbung auch im Herbst einen ästhetischen Farbtupfer in den Wäldern. Die Blätter verfärben sich vor den Blattfall ab Mitte Oktober leuchtendgelb bis tiefrot. Die Farbgebung wird dabei maßgeblich durch den Verlauf der Witterung beeinflusst (SCHÜTT 1992, ROLOFF u. PIETZARKA 1998, JUREK u. WEIHS 1998, SCHMIDT u. KÖLBEL 1999, BARENGO 2001b).

3.19.8 Genetik

Bei seinem weiten Verbreitungsareal ist genetische Differenzierung beim Spitzahorn wahrscheinlich (BARENGO 2001). Die Baumart unterliegt dem FoVG und es sind zahlreiche Bestände in Deutschland zur Saatgutgewinnung zugelassen. In Tabelle 1 können die für diese Baumart aktuell von der NW-FVA herausgegebenen Herkunftsempfehlungen eingesehen werden.

Tab. 1: Von der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, Abteilung C – Waldgenressourcen, empfohlene Herkünfte forstlichen Vermehrungsgutes (Herkunftsempfehlungen)¹

Land	Anbau- gebiet	Kategorie	Rang	Registernummer	Ausgangsmaterial	Stand
Hessen	800 04	qualifiziert		01 1 800 01 001 3	SP Bordesholm (Herk. Niedersächsisches Berg- land, SH)	2024
	800 04	qualifiziert		07 4 800 04 001 3	SP Kusel (Herk. Bosenbach, RLP)	2024
	800 04	ausgewählt		06 1 800 04 003 2	SHK Wolfgang (HE)	2024
	800 04	ausgewählt		06 2 800 04 002 2	SHK Rhön (HE)	2024
	800 04	ausgewählt		09 1 800 04 004 2	SHK Eganalb (BY)	2024
	800 04	ausgewählt		16 1 800 04 001 2	SHK Eichsfeld (TH)	2024
	800 04	ausgewählt		k. A.	SHK Niedersauerland (NRW)	2024
	800 04	ausgewählt		09 1 800 04 011 2	SHK Nördliche Fränkische Platte (BY)	2024
	800 04	ausgewählt		05 2 800 01 001 2	SHK Paderborner Hochfläche (NRW)	2024
	800 04	ausgewählt		05 2 800 04 001 2 ** * 800 04 ***	SHK Weserbergland Erntebestände aus dem HKG 800 04	2024
Nieder- sachsen	800 01	qualifiziert	1	01 1 800 01 001 3	SP Bordesholm (Herk. Niedersächsisches Bergland (SH)	2022
	800 01	qualifiziert	2	07 4 800 04 001 3	SP Kusel (Herk. Bosenbach, RLP)	2022
	800 01	ausgewählt	2	01 1 800 01 002 2	SHK Lensahn (SH)	2022
	800 01	ausgewählt	3	k. A.	Erntebestände aus dem HKG 800 01	2022
	800 01	ausgewählt	3	16 1 800 04 001 2	SHK Eichsfeld (TH)	2022
	800 01	ausgewählt	3	k. A.	SHK Niedersauerland (NRW)	2022
		ausgewählt	3	09 1 800 04 011 2	SHK Nördliche Fränkische Platte (BY)	2022
	800 01	ausgewählt	3	06 1 800 04 003 2	SHK Wolfgang (HE)	2022

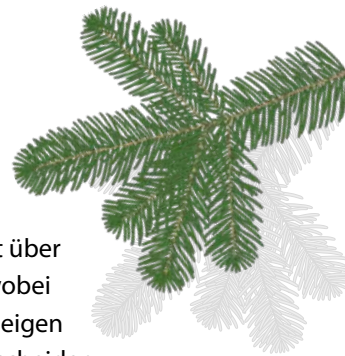
¹Für Schleswig-Holstein befindet sich die Empfehlung aktuell in der Überarbeitung, sodass leider zum Redaktionsschluss keine Empfehlungen zur Verfügung standen.

Fortsetzung Tabelle 1

Land	Anbau- gebiet	Kategorie	Rang	Registernummer	Ausgangsmaterial	Stand
Nieder- sachsen	800 02	qualifiziert	1	01 1 800 01 001 3	SP Bordesholm (Herk. Niedersächsisches Bergland (SH)	2022
	800 02	qualifiziert	2	07 4 800 04 001 3	SP Kusel (Herk. Bosenbach, RLP)	2022
	800 02	ausgewählt	3	k. A.	Erntebestände aus dem HKG 800 02	2022
	800 02	ausgewählt	3	16 1 800 04 001 2	SHK Eichsfeld (TH)	2022
	800 02	ausgewählt	2	01 1 800 01 002 2	SHK Lensahn (SH)	2022
	800 02	ausgewählt	3	k. A.	SHK Niedersauerland (NRW)	2022
	800 02	ausgewählt	3	09 1 800 04 011 2	SHK Nördliche Fränkische Platte (BY)	2022
	800 02	ausgewählt	3	05 2 800 01 001 2	SHK Paderborner Hochfläche (NRW)	2022
	800 02	ausgewählt	3	k. A.	SHK Vorrhön (BY)	2022
	800 02	ausgewählt	3	06 1 800 04 003 2	SHK Wolfgang (HE)	2022
	800 04	qualifiziert	1	01 1 800 01 001 3	SP Bordesholm (Herk. Niedersächsisches Bergland (SH)	2022
	800 04	qualifiziert	2	07 4 800 04 001 3	SP Kusel (Herk. Bosenbach, RLP)	2022
	800 04	ausgewählt	3	16 1 800 04 001 2	SHK Eichsfeld (TH)	2022
	800 04	ausgewählt	3	k. A.	SHK Niedersauerland (NRW)	2022
	800 04	ausgewählt	3	09 1 800 04 011 2	SHK Nördliche Fränkische Platte (BY)	2022
	800 04	ausgewählt	3	05 2 800 01 001 2	SHK Paderborner Hochfläche (NRW)	2022
	800 04	ausgewählt	3	06 2 800 04 002 2	SHK Rhön (HE)	2022
	800 04	ausgewählt	3	05 2 800 04 001 2	SHK Weserbergland	2022
	800 04	ausgewählt	3	06 1 800 04 003 2	SHK Wolfgang (HE)	2022
	800 04	ausgewählt	3	k. A.	Erntebestände aus dem HKG 800 04	2022
Sachsen- Anhalt	800 01	qualifiziert		01 1 800 01 001 3	SP Herkunft Niedersächsisches Bergland, Bordesholm (SH)	2023
	800 01	ausgewählt/ geprüft		k. A.	Erntebestände aus dem HKG 800 01	2023
	800 02	qualifiziert		01 1 800 01 001 3	SP Herkunft Niedersächsisches Bergland, Bordesholm (SH)	2023
	800 02	ausgewählt/ geprüft		k. A.	Erntebestände aus dem HKG 800 02	2023
	800 04	qualifiziert		01 1 800 01 001 3	SP Herkunft Niedersächsisches Bergland, Bordesholm (SH)	2023
	800 04	ausgewählt/ geprüft		k. A.	Erntebestände aus dem HKG 800 04	2023

3.20 Türkische Tanne (*Abies bornmuelleriana*)

Abies bornmuelleriana MATTFELD, 1925 (syn.: *Abies nordmanniana* (STEV) SPACH ssp. *bornmuelleriana* (MATTF.) CooDe er Cullen; *Abies x bornmuelleriana* MATTF.
syn.: Bornmüllers Tanne
engl.: bornmüller's fir, turkey fir



Die taxonomische Einordnung der Tannenarten aus der Türkei und dem Kaukasus ist seit über 100 Jahren Gegenstand kontroverser und vielfältiger wissenschaftlicher Diskussionen, wobei sich die Auffassungen zur Bewertung der Gattung stark unterscheiden: Einige Autoren neigen dazu, mehrere Varietäten in einer Art zu vereinen, während andere mehrere Arten unterscheiden.

Besonders umstritten ist die Stellung der *Abies bornmuelleriana*, die von MATTFELD (1925) als eigene Art beschrieben wurde, da sie eine Merkmalskombination aufweist, die unter europäischen Arten einzigartig ist. Andere Autoren betrachten sie jedoch als Unterart oder Varietät der Nordmannstanne (*Abies nordmanniana*), manche ordnen sie sogar uneingeschränkt dieser Art zu. Als möglicher Bastard zwischen *A. cephalonica* und *A. nordmanniana* wird *A. bornmuelleriana* von LIU (1971) betrachtet, der sie als *Abies x bornmuelleriana* bezeichnet und sie von *A. cephalonica* durch ausgerandete Nadeln sowie von *A. nordmanniana* durch steifere, oberseits stomatierte Nadeln und verharzte Knospen abgrenzt (MATTFELD 1925, SCHÜTT 1994, ATA 1995, NIMSCH 2005, ECKENWALDER 2009, FARJON 2017).

Die Artbildung der Tannen erfolgte wahrscheinlich von einem gemeinsamen Vorfahren aus dem Tertiär. Im Verlauf der Gletscherzyklen expandierten und schrumpften die Bestände, was zur heutigen, fragmentierten Verbreitung der Tannen rund um das Mittelmeer führte. Die geologische und klimatische Geschichte des Mittelmeerraums hat lokale Anpassungen und Differenzierungen begünstigt, die zur Entstehung zahlreicher Arten, Unterarten und Varietäten geführt haben (CAUDULLO u. TINNER 2021).

Im folgenden Steckbrief finden sich Auswertungen und Literatur, die sich explizit auf *A. bornmuelleriana* beziehen. Aufgrund der aufgeführten taxonomischen Einordnungen liegt es aber nahe, bei fehlenden Informationen den Steckbrief der Nordmannstanne zu berücksichtigen.

3.20.1 Zusammenfassende Bewertung



Anbauempfehlung

Die Türkische Tanne (*Abies bornmuelleriana*) zeigt in den wenigen Versuchsflächen in Deutschland bisher ein gutes Höhenwachstum, gute Schaftformen und geringe Anfälligkeiten. Die Art ist herkunftsbedingt an trockenere

Standortsbedingungen innerhalb der Vegetationsperiode angepasst. Sie ist eine interessante Baumart für eine Beimischung in strukturreiche Mischbestände als ein Baustein zur Klimaanpassung der heimischen Wälder.

	Merkmal	Bewertung	Erläuterung
Ökologische Zuträglichkeit (OTTO 1993)	Standortanpassung	++	Die Türkische Tanne wird als bodenvag beschrieben und gilt als trockenheitstolerant; sie bietet damit eine breite Standortsamplitude im Klimawandel.
	Bodenpfleglichkeit	?	Informationen zur Bodenbeeinflussung sind kaum verfügbar; auf den Versuchsflächen entwickeln sich im Reinbestand bisweilen schlechtere Humusformen
	Keine Krankheitsverbreitung	+++	Es gibt keine Informationen, dass von dieser Art Krankheitserreger ausgehen und andere Arten befallen werden
	Keine Anfälligkeit	++	Schwerwiegende Gefährdungen sind bisher bei <i>A. bornmuelleriana</i> nicht bekannt
	Mischbarkeit	++	Die Lichtansprüche und die Vorkommen im natürlichen Verbreitungsgebiet sprechen für eine gute Mischbarkeit mit z. B. heimischen Laubholzarten
	Naturverjüngung	?	Bisher wurden keine Bestände im Zuständigkeitsbereich der NW-FVA mit Naturverjüngung beobachtet. Auch aus der Literatur ließen sich keine Informationen für Naturverjüngung außerhalb des nat. Verbreitungsgebietes finden
	Waldstrukturen	++	Die Art tritt im nat. Verbreitungsgebiet sowohl in Rein- als auch in Mischbeständen auf und kann in vertikal sowie horizontal differenzierten Beständen bewirtschaftet werden

+++ äußerst positiv ++ sehr positiv + positiv --- äußerst negativ -- sehr negativ - negativ ? unklar

	Merkmal	Bewertung	Erläuterung
Invasivität (Vor et al. 2015)	Negative Standortsbeeinflussung	?	Auf den Versuchsflächen entwickeln sich im Reinbestand bisweilen schlechtere Humusformen; die sehr geringe Stichprobe lässt aber keine abschließende Einschätzung zu
	Hohes Reproduktionspotenzial	●	Fruchtifizierende Bestände haben in regelmäßigen Abständen Mastjahre, in denen nennenswerte Samenmengen produziert werden
	Hohes Ausbreitungspotenzial	●	Die leichten Samen werden durch den Wind verbreitet und können bei starkem Wind auch mal höhere Entfernungen zurücklegen; jedoch müssen bestimmte Keimungsbedingungen erfüllt sein, um eine erfolgreiche Etablierung zu gewährleisten
	Fähigkeit zur Artverdrängung	○	Langsames Jugendwachstum und starker Verbissdruck ermöglichen allen heimischen Arten eine nachhaltige Etablierung; eine Gefahr der Verdrängung ist nicht gegeben
	Begrenzte Steuerungsmöglichkeiten	○	Die Art ist mit den normalen forstlichen Konzepten einfach zu managen

○trifft nicht zu ●trifft bedingt zu ●trifft zu

3.20.2 Verbreitung

Das natürliche Verbreitungsgebiet der Türkischen Tanne liegt in den Höhenlagen des westlichen Pontus-Gebirges im Nordwesten der Türkei, zwischen 800 und 2.000 m ü. NN (Abbildung 1). Dieses Areal erstreckt sich von der Schwarzmeerküste etwa 200 km landeinwärts, wobei die Populationen auf der Südküste des Schwarzen Meeres von anderen Tannenarten räumlich isoliert sind. Die disjunkten Populationen besitzen ein begrenztes Verbreitungsgebiet, insbesondere auf dem Uludağ, das jedoch zukünftig durch touristische Entwicklungen wie Skigebiete und Straßenbau gefährdet sein könnte, wenn sich diese unterhalb

der Baumgrenze ausbreiten (MATTFELD 1925, SCHENCK 1939b, SCHÜTT 1994, NIMSCH 2005, HUBER 2013, FARJON 2017).

Das Pontus-Gebirge bildet einen rund 1.000 km langen Gürtel entlang der Schwarzmeerküste und trennt das Meer von der zentralanatolischen Hochebene ab. Aufgrund der aufsteigenden feuchten Luftmassen entsteht eine eigene Klimazone, insbesondere an der Nordseite der Gebirge und in Höhenlagen zwischen 1.300 und 1.600 m ü. NN, wo häufig Nebelzonen auftreten (HUBER 2013).

In den unteren Lagen ihres natürlichen Vorkommens bis etwa 1.100 m ü. NN ist Türkischen Tanne einzeln oder truppweise in die bestandesbildenden Buchenwälder



Abb. 1: Verbreitungsgebiet von *Abies bornmuelleriana*. Quelle: EUFORGEN (2011)

(*Fagus orientalis*) eingestreut. Im Optimum, das bei etwa 1.500 m ü. NN liegt, bildet sie ausgedehnte Reinbestände, während sie in den höheren Lagen ab etwa 1.800 m ü. NN mit *Pinus sylvestris* konkurriert (DOHRENBUSCH 1984, SCHÜTT 1994).

3.20.3 Standort

Im natürlichen Verbreitungsgebiet wächst *A. bornmuelleriana* auf Böden unterschiedlicher Ausgangsgesteine, darunter Sandstein, Flysch, Mergelschiefer und Karbonate. Vorherrschend sind tiefgründige, sandig-lehmige Braunerden. Konkrete Angaben zu Ansprüchen an bestimmte Nährelemente, den pH-Wert oder den Bodenwassergehalt liegen nicht vor. Die Art gilt als bodenvag (SCHÜTT 1994, NIMSCH 2005).

Nach SCHÜTT (1994) zeichnen sich die natürlichen Standorte von *A. bornmuelleriana* durch feucht-warme, küstennahe Gebirgslagen aus. Die Auswertungen der Klimawerte aus der Verschneidung der Verbreitungsdaten mit dem CHELSA-Datensatz ergeben einen Jahresniederschlag zwischen 756 und 1.202 mm (Mittel: 968 mm) (Abbildung 3). SCHÜTT (1994) weist in diesem Zusammenhang aber darauf hin,

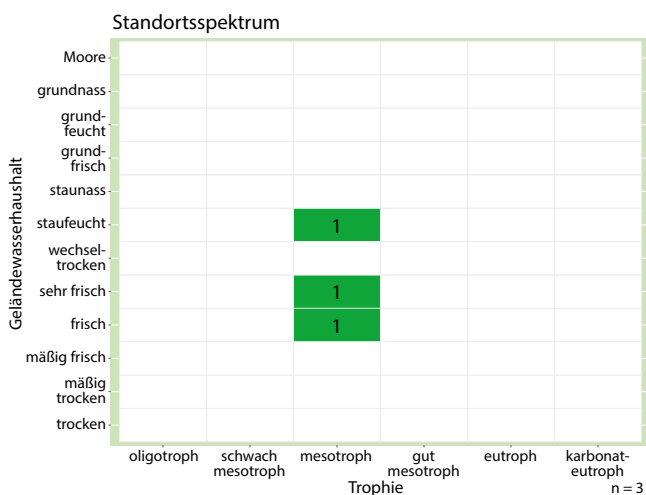


Abb. 2: Standortsspektrum der untersuchten Praxisanbauten der Türkischen Tanne

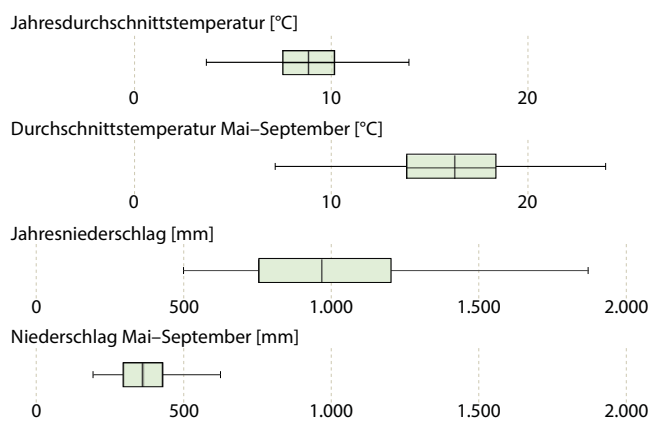


Abb. 3: Klimawerte des natürlichen Verbreitungsgebietes der Türkischen Tanne extrahiert aus dem CHELSA-Datensatz (KARGER et al. 2021)

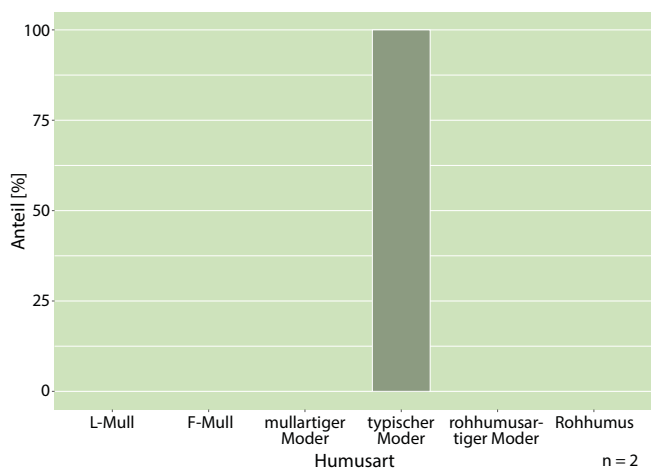


Abb. 4: Humusansprache in den Beständen der Praxisanbauten der Türkischen Tanne

dass die Niederschläge im trocken-warmen Inneren des Pontus-Gebirges abnehmen. In den Monaten Mai bis September fallen den Auswertungen nach 295 – 427 mm, im Mittel 360 mm Niederschlag. Die Jahresmitteltemperatur liegt bei 8,8 °C (7,5 – 10,2 °C). Sie erhöht sich in den Monaten Mai bis September auf im Mittel 16,3 °C (13,8 – 18,4 °C). Es treten Extremtemperaturen von +29,3 °C sowie von -14,2 °C auf. Abweichend zu diesen Daten gibt SCHÜTT (1994) Temperaturminima für das natürliche Areal von -18 °C an und verweist auch darauf, dass Parkbäume in Mitteleuropa Temperaturen bis zu -23 °C ohne gravierende Schäden überstanden haben.

Die dokumentierten Standorte der Praxisanbauten (Abbildung 2) sowie die Humusansprachen (Abbildung 4) fanden auf den Versuchsflächen der NW-FVA statt. Sie erlauben aufgrund der sehr geringen Anzahl keine abschließenden Einschätzungen über die Standortsbereiche, welche durch die Baumart besiedelt werden können, und die Standortsbeeinflussung der Baumart.

3.20.4 Wachstum und Ertrag

3.20.4.1 Übersicht

Die Leistungsfähigkeit der Türkischen Tanne variiert in Abhängigkeit von Klima- und Standortbedingungen, wobei insbesondere Nebel- und Wolkenbildung in höheren Lagen zu einer Steigerung der Wuchsleistung beiträgt. Unter optimalen Standortbedingungen zeigt sich die Art als sehr wuchskräftige, waldbildende Holzart, die sowohl in Rein- als auch in Mischbeständen hohe Massenerträge erzielt. Das maximal erreichbare Alter wird mit 420 Jahren angegeben. Bezüglich der Bestandesstruktur konnte DOHRENBUSCH (1984) in drei verschiedenen Tannenbeständen in der Türkei Bestandesvolumina zwischen 431 und 862 m³/ha feststellen, wobei die Grundflächen zwischen 26,9 und 55,8 m²/ha lagen (DOHRENBUSCH 1984, SCHÜTT 1994).

Begründung

Die Intensität der natürlichen Verjüngung und die Qualität des Aufwuchses sind stark von der jeweiligen Waldgesellschaft und dem Lichtangebot abhängig. In nordexponierten, relativ kleinen Bestandeslücken des *Abieto-Fagetums*, wie am Nordabfall des Aladağ-Massivs, treten kaum Probleme bei der Verjüngung auf. Dagegen kann in geschlossenen oder stark aufgelockerten Beständen entweder Lichtmangel oder die Ausbreitung von *Rhododendron ponticum* das Aufkommen der Verjüngung erheblich behindern. MATTFELD (1925) beschreibt *A. bornmuelleriana* als Lichtkeimer. In Buchen-Tannen-Mischbeständen wirken sich zudem stärkere Lagen von Laubstreu hemmend auf die Verjüngung aus. Für eine qualitativ und quantitativ zufriedenstellende Verjüngung empfiehlt AKSOY (1980) (zitiert nach SCHÜTT (1994)) ein trupp- bis gruppenweises femelschlagartiges Vorgehen (MATTFELD 1925, SCHÜTT 1994).

Waldbau

Keine Literatur gefunden.

3.20.4.2 Ergebnisse der Untersuchungen

Für die Türkische Tanne konnten keine **ertragskundlichen Aufnahmen** in Praxisanbauten vorgenommen werden, da sich keine Bestände dieser Art finden ließen. Um dennoch

einen Einblick in das Wachstum, zumindest in der Jugend, dieser Baumart zu bekommen, wurden die Herkunftsversuche der ehemaligen Hessischen Forstlichen Versuchsanstalt (siehe Kapitel 3.20.8) ertragskundlich aufbereitet. Ferner konnte auf zwei Aufnahmen aus dem WeltWald im Harz zurückgegriffen werden. Als Referenz zur Einstufung des Wachstums wurde die Ertragstafel der Weißtanne (SCHMIDT 1951) herangezogen (Abbildung 5).

Die Betrachtung der Mittelhöhenentwicklung der Bestände zeigt, dass sich die Bestände der Türkischen Tanne im Wuchsverlauf ähnlich der Weißtanne verhalten. Sie bewegen sich eher im ertragsstarken Bereich um die 1. Ertragsklasse, es gibt aber auch Bestände, die sich auf dem Niveau der 2. Ertragsklasse bewegen. Aus den Auswertungen der Herkunftsversuche ist bekannt, dass für die unterschiedlichen Höhenentwicklungen sowohl der Standort als auch die verschiedenen Herkunftsfaktoren ausschlaggebend sind. Dies ist ein gutes Beispiel dafür, dass die Herkunftsforschung für die alternativen Baumarten ein wichtiger Baustein für die klimangepasste Baumartenwahl ist. Insbesondere wenn man berücksichtigt, dass das Wachstum auch immer ein Ausdruck der Vitalität einer Baumart ist.

Bei der Grundfläche und dem Volumen zeigt sich ein anderes Bild. Hier liegen die ermittelten Werte der Türkischen Tanne mit wenigen Ausnahmen deutlich über denen der Ertragstafel der Weißtanne. Allerdings liegt diesem

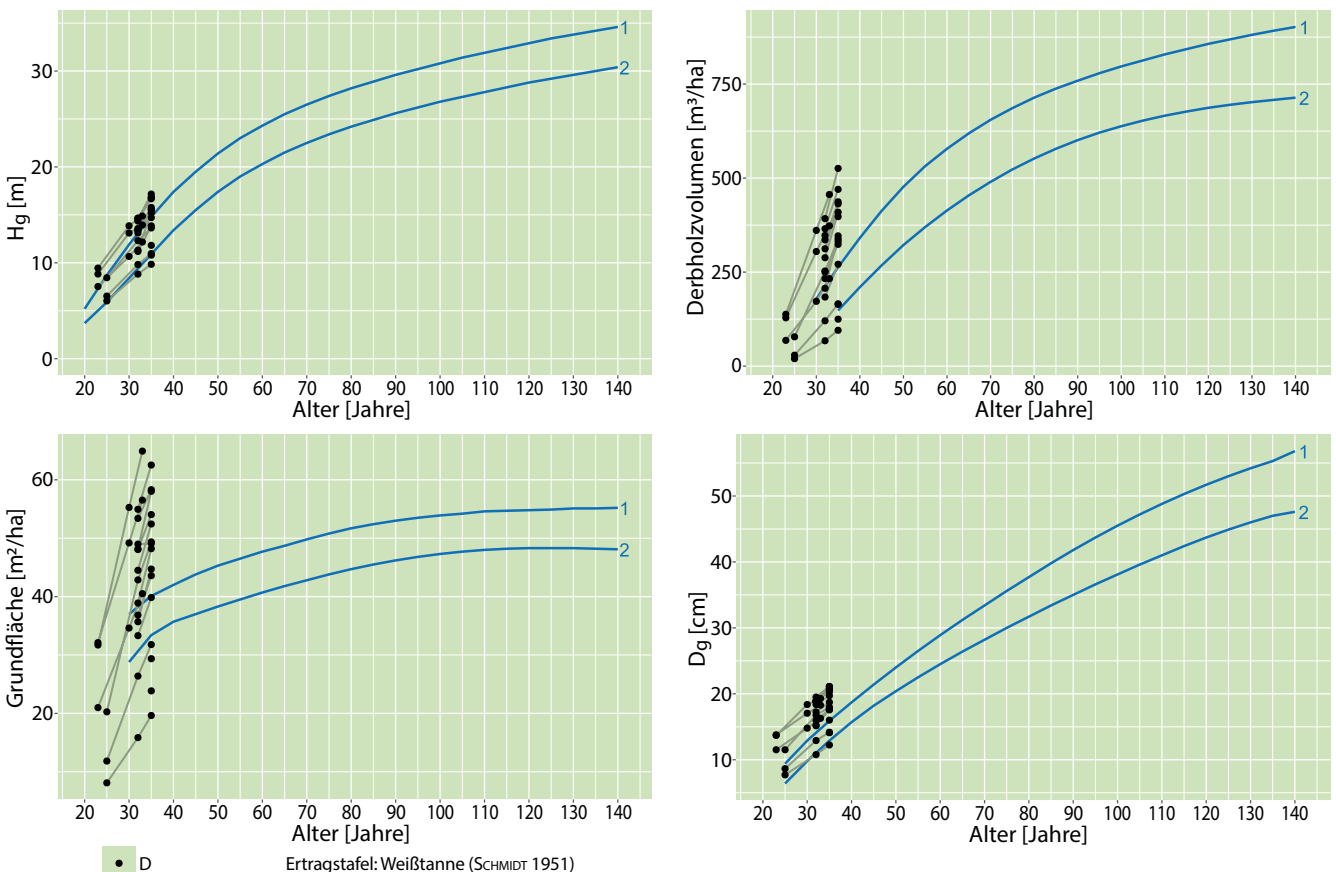


Abb. 5: Mittelhöhen-, Derbholzvolumen-, Grundflächen- sowie Durchmesserentwicklung der langfristigen Versuchsflächen der Türkischen Tanne im Vergleich zur Ertragstafel der Weißtanne (SCHMIDT 1951). D: langfristige Versuche

Vergleich ein grundsätzliches Problem zugrunde, das im Versuchsdesign der Flächen begründet ist. Die hier abgebildeten Versuchsflächen sind Herkunftsversuche, die bisher keinerlei waldbauliche Eingriffe erfahren haben. Aus ertragskundlicher Sicht handelt es sich also um Nullflächen. Somit ist ein Vergleich mit einer Ertragstafel, die ein bestimmtes waldbauliches Konzept zur Bestandesbehandlung beinhaltet, schwierig. Allerdings lässt sich an den ermittelten Werten erkennen, dass die Türkische Tanne in jüngeren Jahren in der Lage ist sehr hohe Grundflächen zu bilden. Eine Selbstdifferenzierung ist bisher in den Beständen kaum zu erkennen. Umso erstaunlicher sind unter diesen Umständen die Durchmesser, die die Art bei der hohen Dichte auf der Fläche erreicht. Bisher liegt auch der überwiegende Teil der ermittelten Durchmesser (D_g) der Türkischen Tanne über den Werten der 1. Ertragsklasse der Weißtannenertragstafel. Hieran lässt sich das Potenzial erkennen, was diese Baumart in der Durchmesserentwicklung leisten könnte, wenn eine gezielte Förderung einzelner Bäume erfolgen würde. Somit scheint es potenziell möglich zu sein, mit der Türkischen Tanne in recht kurzer Zeit starke Durchmesser zu erzielen. Dies trägt durch die Reduzierung der Umtriebszeit dazu bei das Risiko ebenfalls zu senken.

Die nur in geringer Menge verfügbaren Daten zu *A. bornmuelleriana* waren mit ausschlaggebend, diese Baumart in die **Anbauversuche** in Hessen mit aufzunehmen. Abbildung 6 zeigt die Überlebensrate (links) sowie die Höhenentwicklung (rechts) auf den vier Versuchsflächen. Bei der Überlebensrate ist zu erkennen, dass die Türkische Tanne nach drei Wuchsjahren zwischen den Standorten deutliche Unterschiede aufzeigt. Die größte Differenzierung zwischen den Flächen fand dabei bereits im ersten Jahr (Aufnahme 2) nach der Pflanzung statt. Während in Jesberg mit rund 79 % die höchste Überlebensrate nach der

ersten Vegetationsperiode erreicht wurde, lebten in Darmstadt zu diesem Zeitpunkt bereits nur noch rund 13 % der Pflanzen. Die zweithöchste Überlebensrate zum Ende der ersten Vegetationsperiode hatte die Türkische Tanne in Wetzlar mit 58 % lebenden Pflanzen, gefolgt von Hessisch Lichtenau mit 37 %. Das Ranking der Flächen blieb bisher über die folgenden Aufnahmejahre gleich, auch wenn sich die Trends der Flächen leicht voneinander unterscheiden. Zuletzt wiesen die Flächen Jesberg und Darmstadt eine erhöhte Sterblichkeit auf, während Wetzlar und Hessisch Lichtenau annähernd keine Ausfälle aufwiesen. Ende 2024 (Aufnahme 4) wiesen die Flächen folgende Überlebensraten auf: Jesberg 61 %, Wetzlar 51 %, Hessisch Lichtenau 25 %, Darmstadt 1 %.

Bei Betrachtung der Höhenentwicklung ist zu beachten, dass immer nur die jeweils zu dem Zeitpunkt der Aufnahme noch lebenden Pflanzen in der Auswertung berücksichtigt wurden. Dies bedeutet, dass die Höhenentwicklung niemals ohne den Bezug der Überlebensrate betrachtet werden sollte, da den Ergebnissen eine unterschiedliche Anzahl berücksichtigter Individuen zugrunde liegt. Dies wird deutlich, wenn man z. B. berücksichtigt, dass der hohe Zuwachs der Fläche Darmstadt auf nur 1 % überlebende Pflanzen zurückzuführen ist, was genau einer Pflanze entspricht. Demgegenüber stehen 99 Individuen auf der Fläche in Jesberg, deren mittlere Höhe kleiner ist als die der einzelnen Pflanze in Darmstadt. Grundsätzlich zeigt sich zwischen den Flächen aber ein ähnlicher Trend im Höhenzuwachs. Die lebenden Pflanzen zeigten auf allen Flächen zunächst einen ausgeprägten Pflanzschock, welcher zwei Jahre anhielt. Die nach zwei Vegetationsperioden noch lebenden Pflanzen zeigten dann unter der günstigen Witterung in 2024 einen im Vergleich zu den vorherigen Jahren starken Höhenzuwachs. Nach drei Wuchsjahren erreicht die Türkische Tanne in Hessisch Lichtenau mit 56 cm

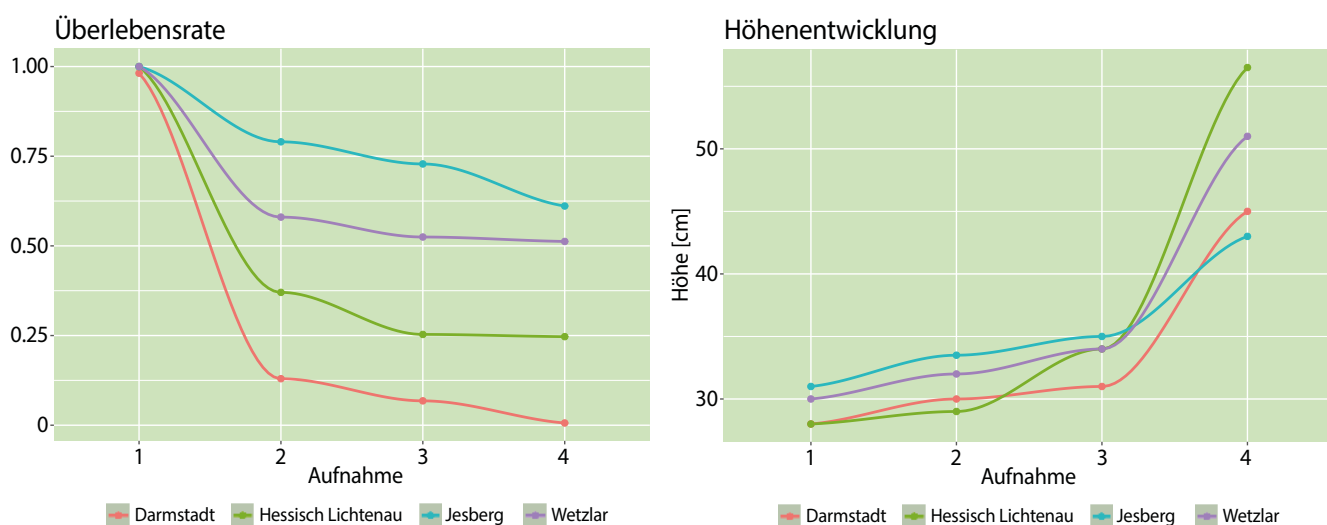


Abb. 6: Überlebensrate (links) sowie Höhenentwicklung (rechts) der Türkischen Tanne auf den vier Anbauversuchen in Darmstadt, Hessisch Lichtenau, Jesberg und Wetzlar in Hessen. Bei der Höhenentwicklung wurden jeweils nur die zum Aufnahmezeitpunkt noch lebenden Exemplare berücksichtigt.

die höchste mittlere Höhe. Wetzlar erreicht eine mittlere Höhe von 51 cm, in Jesberg liegt die erreichte Mittelhöhe bei 43 cm und die einzige in Darmstadt gemessene Pflanze weist eine Höhe von 45 cm auf. Die unterschiedlichen Höhen aber auch die zuletzt erreichten Wuchsraten lassen einen standörtlichen Einfluss auf das Wuchsverhalten bei der Türkischen Tanne bereits vermuten. Die weitere Entwicklung der Versuchsfläche wird diesen Verdacht entweder bestätigen oder widerlegen.

3.20.5 Gefährdungen

Das natürliche Verbreitungsgebiet von *A. bornmuelleriana* ist fast ausschließlich auf das westliche Pontus-Gebirge im Nordwesten der Türkei begrenzt. Es befindet sich im Überschneidungsbereich des deutlich größeren Verbreitungsgebietes der *A. nordmanniana*. Die historische anthropogene Holz- und Landnutzung im Gebiet der heutigen Türkei hat (unter anderem) die *Abies*-Arten in ihrem ursprünglichen Verbreitungsgebiet stark beeinflusst. Es besteht die Gefahr, dass die zukünftige Holznutzung von *A. bornmuelleriana* im Pontus-Gebirge zu einem Verlust genetischer Vielfalt führt (SCHÜTT 1994, HAINZINGER 1998, KAYA et al. 2008, FLØISTAD et al. 2015).

In der Literatur wird die Spätfrostgefährdung der mediterranen Tannen-Arten außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes häufig als die (wirtschaftliche) Hauptgefährdung hervorgehoben. Dies bezieht sich vor allem auf den Anbau von *A. bornmuelleriana* in Weihnachtsbaumkulturen und die dafür benötigte typische Wuchsform. Gerade in den ersten Kulturjahren, in denen das Wachstum der mediterranen Tannen-Arten durchaus stocken kann, führt die Schädigung durch Spätfrost oftmals zur Zwieselbildung, Verbuschung und Qualitätsminderung der Pflanzen. Validieren lassen sich die beschriebenen wissenschaftlichen Erkenntnisse auf den verschiedenen Versuchsflächen der mediterranen Tannen-Arten der NW-FVA. Auch hier konnten Spätfrostereignisse und die daraus entstehenden Schädigungen festgestellt werden. Jedoch zeigten sich die Herkünfte von *A. bornmuelleriana* im Vergleich zu denen von *A. nordmanniana* als weniger anfällig gegenüber Spätfrost und wiesen auf den Versuchsflächen den geringsten Ausfall in Kombination mit sehr guten Qualitätsparametern auf. Bei Betrachtung des Höhenzuwachses waren die Herkünfte von *A. bornmuelleriana* ebenfalls denen von *A. nordmanniana* überlegen. Zu vereinzelten Schädigungen auf den Versuchsflächen kam es auch durch den Befall von verschiedenen Schadinsekten wie der gebänderten Tannennadelmotte (*Argyresthia fundella*) oder von einigen Rüsselkäfer-Arten wie dem Fichtenrüsselkäfer (*Hylobius abietis*) (SCHÜTT 1994, ALIZOTI et al. 2011, FLØISTAD et al. 2015). Im natürlichen Verbreitungsgebiet kommt Mistelbefall, z. B. durch den Befall mit der Zwergmistel (*Arceuthobium*

oxycedri) vor. Auch wird die Art durch Bastkäfer (*Hylastes ater*), Borkenkäfer (*Pityophthorus micrographus*), und Bockkäfer (*Rhagium bifasciatum*) befallen. Rehwild schädigt junge Pflanzen durch Verbiss und Fegen (SCHÜTT 1994, NIMSCH 2005, FARJON 2017).

3.20.6 Holzverwendung und Stammqualitäten begutachteter Bestände

Das Holz der Türkischen Tanne weist eine enge strukturelle und farbliche Ähnlichkeit zum Holz der Weißtanne auf. Es ist durch eine gleichmäßig helle, gelblich-weiße Färbung charakterisiert und zeigt scharfe Jahrringgrenzen. Der Übergang zwischen Früh- und Spätholz erfolgt dabei allmählich, jedoch mit klar erkennbaren Farbkontrasten. Typisch für dieses Holz ist das Fehlen von Harzgängen, was es von anderen Nadelhölzern unterscheidet, die häufig Harzkanäle aufweisen. Aufgrund dieser physikalischen Eigenschaften wird das Holz der Türkischen Tanne vielseitig verwendet. Es findet unter anderem Einsatz im Bauwesen, etwa für Türen, Dielen, Verschalungen und Dachsparren. Darüber hinaus dient es als Material für Kisten, als sogenanntes Blindholz im Möbelbau sowie als Ausgangsstoff für die Herstellung von Holzschliff und Zellstoff. Regional spielt *A. bornmuelleriana* als Bau- und Industrieholz auf dem türkischen Holzmarkt eine gewisse Rolle, wobei insbesondere der Einsatz als Faserholz zunehmend an Bedeutung gewinnt. Die Nutzung reflektiert die funktionale Eignung des Holzes für konstruktive und industrielle Anwendungen, was es zu einem wirtschaftlich relevanten Rohstoff im lokalen Kontext macht (SCHÜTT 1994).

3.20.7 Sonstige Ökosystemleistungen

Keine Literatur gefunden.

3.20.8 Genetik

Über die taxonomische Einteilung der (ausschließlich) in der Türkei natürlich vorkommenden Tannen-Arten (*A. bornmuelleriana* und *A. equi-trojani*) herrscht in der Wissenschaft weiterhin Uneinigkeit. Je nach Quelle werden *A. bornmuelleriana* und *A. equi-trojani* als eigenständige Arten, Unterarten oder Sorten von *A. nordmanniana* beschrieben. Verschiedene DNA-Untersuchungen in den Ursprungsbeständen konnten zeigen, dass *A. equi-trojani* genetisch näher an *A. bornmuelleriana* steht als an *A. nordmanniana*. Trotz des deutlich begrenzten Verbreitungsgebietes von *A. bornmuelleriana* und *A. equi-trojani* weisen beide Populationen eine hohe genetische Variabilität auf und scheinen in ihrer genetischen Fitness nicht beeinträchtigt zu sein. Fehlt die räumliche Trennung zwischen verschiedenen *Abies*-Arten, kann es leicht zu unbeabsichtigten Hybridisierungen kommen. Die daraus entstehenden Nachkommen sind fertil und häufig überlebensfähig

(KAYA et al. 2008, HRIVNÁK et al. 2017, BALAO et al. 2020). 1988 wurde von der damaligen Hessischen Forstlichen Versuchsanstalt ein Provenienzversuch mit türkischen Tannenarten ausgesät. Auf zwei Flächen in Nord- und Südhessen wurden zwei *A. bornmuelleriana*- und fünf *A. nordmanniana*-Herkünfte angepflanzt. In einer Auswertung 2013 konnten BÄHRINGER et al. (2013) feststellen, dass in beiden Versuchen *A. bornmuelleriana* jeweils die Extreme darstellte. Die Herkunft „Adapazari“ wies dabei in allen geprüften Merkmalen (Überleben, Höhenwachstum, Anteil gerader Pflanzen) die höchsten Werte auf. Dagegen schnitt die Herkunft „Ankara“ in allen geprüften Merkmalen am schlechtesten ab, auch im Vergleich zu den geprüften *A. nordmanniana*-Herkünften (RAU u. SCHÖNFELDER 2012, BÄHRINGER et al. 2013).

Das Bayerische Amt für Waldgenetik hat auf Grundlage bisheriger Ergebnisse wie z. B. aus dem Projekt „CorCed“ Vorschläge erarbeitet, welche Bestände für eine Saatgutgewinnung geeignet sind und diese für die Praxisanbauversuche in Bayern veröffentlicht. Diese können bei der Beschaffung von Saat- oder Pflanzgut als Orientierung dienen (Tabelle 1, Tabelle 2) (JANSEN et al. 2021, AWG 2023).

Tab. 1: Samenplantagen der Kategorie „qualifiziert“ aus der Türkei und Frankreich (AWG 2023)

Türkei	SP Bolu-Kökeç
Frankreich	SP Uludağ sousceyrac

Tab. 2: Im Projekt „CorCed“ identifizierte Erntebestände der Saatgutkategorie ausgewählt in der Türkei (AWG 2023)

Region/Provinz/Herkunft	Register-Nr.	Breitengrad	Längengrad	Höhe [m ü. NN]	Niederschlag [mm]	Temperatur [°C]
Adapazari/Akyazi/D Ortadil	219	40° 39' 00"	30° 53' 40"	1.275	797,8	14,2
Adapazari/Akyazi/D Ortadil	220	40° 37' 30"	30° 51' 00"	1.300	797,8	14,2
Adapazari/Hendek/Aksu-Gök.	218	40° 39' 30"	30° 53' 45"	1.475	792,2	14,1
Bolu/Kökeç/ Kökeç	225	40° 39' 05"	31° 36' 56"	1.300	533,7	10,2
Bursa/Bilecik/Kömur.Yigli.	221	39° 51' 45"	29° 44' 00"	1.650	729,9	12,3
Zonguldak/Karabük/Saricic	222	41° 20' 30"	32° 35' 40"	1.525	437,0	9,7
Zonguldak/Karabük/Tekir	223	41° 17' 00"	32° 33' 26"	1.400	461,2	13,9
Zonguldak/Karabük/Saricic	224	41° 20' 15"	32° 35' 40"	1.500	437,0	9,7

3.21 Tulpenbaum (*Liriodendron tulipifera*)

Liriodendron tulipifera LINNÉ, 1753

engl.: yellow poplar, tuliptree, white wood, wulip wood, hickory poplar

Familie: Magnoliaceae

Unterfamilie: Liriodendroideae



3.21.1 Zusammenfassende Bewertung



Aktuell keine Einschätzung

Für den Tulpenbaum (*Liriodendron tulipifera*) wird aktuell keine abschließende Bewertung vorgenommen. Die Anzahl der untersuchten Bestände ist bei dieser Baumart sehr gering und auch innerhalb dieser Bestände beruhen die Einschätzungen meist auf nur sehr geringen Stückzahlen. Die Ergebnisse bestätigen bisher jedoch die in der Literatur einheitlich beschriebenen hohen Ansprüche an die Nährstoff- aber vor allem auch an die Wasserverfügbarkeit dieser Art.

Bisher ergibt sich somit unter dem Aspekt des Klimawandels ein bereits jetzt sehr eingeschränkter Standortsbereich, welcher sich durch die zukünftigen häufiger auftretenden Dürren weiter begrenzen dürfte. Es sind daher weitere Untersuchungen zur Eignung der Baumart im Klimawandel vonnöten um eine abschließende Einschätzung vornehmen zu können. Es spricht aber aus aktueller Sicht nichts gegen einen Anbau dieser Art auf geeigneten Standorten.

	Merkmal	Bewertung	Erläuterung
Ökologische Zuträglichkeit (Otto 1993)	Standortsanpassung	-	Der Tulpenbaum weist sehr hohe Ansprüche an den Standort auf; insbesondere ist er auf eine gleichmäßige Versorgung mit Wasser angewiesen; der Standortsbereich für den Tulpenbaum wird im Klimawandel zunehmend kleiner werden
	Bodenpfleglichkeit	++	Die Streu ist sehr gut zersetzbar und weist eine hohe biologische Aktivität auf
	Keine Krankheitsverbreitung	++	Bisher gibt es keine Krankheitserreger, die vom Tulpenbaum ausgehen und für das heimische Ökosystem eine Gefahr darstellen könnten
	Keine Anfälligkeit	++	Es sind bisher nur wenige Pathogene am Tulpenbaum bekannt, die aber keine bestandesgefährdenden Ausmaße annehmen
	Mischbarkeit	+	In der Jugend durch rasches Wachstum konkurrenzstark braucht der Tulpenbaum in Mischbeständen später kontinuierliche Pflege, da Konkurrenzdruck nicht gut vertragen wird
	Naturverjüngung	-	Bisher gibt es unter älteren Anbauten in Nordwestdeutschland nur wenig bis gar keine Naturverjüngung; die Art braucht Mineralboden und ausreichend Lichtgenuss für eine erfolgreiche Verjüngung
	Waldstrukturen	+	Auf älteren Versuchsflächen entwickelten sich horizontal und vertikal gestaffelte Mischbestände mit Tulpenbäumen in der Hauptschicht

+++ äußerst positiv ++ sehr positiv + positiv --- äußerst negativ -- sehr negativ - negativ ? unklar

	Merkmal	Bewertung	Erläuterung
Invasivität (Vor et al. 2015)	Negative Standortsbeeinflussung	○	Der Tulpenbaum besitzt eine leicht zersetzliche Streu mit hoher biologischer Aktivität; gepaart mit einer tiefen Durchwurzelung geeigneter Standorte kann dies ein Potenzial zu einer Aufwertung des Standorts darstellen
	Hohes Reproduktionspotenzial	●	Der Tulpenbaum fruktifiziert häufig und mit zahlreichen Samen; die Keimfähigkeit dieser ist jedoch gering; gleichzeitig braucht der Samen für eine erfolgreiche Etablierung Mineralbodenanschluss und ausreichend Lichtgenuss
	Hohes Ausbreitungspotenzial	○	Trotz windverbreitender Samen sind die im natürlichen Verbreitungsgebiet festgestellten Ausbreitungsdistanzen nicht allzu hoch; gleichzeitig braucht es wie beschrieben optimale Keimbedingungen für eine erfolgreiche Etablierung
	Fähigkeit zur Artverdrängung	●	Das Jungendwachstum ist rasch und hat das Potenzial Mischbaumarten zu überwachsen; im höheren Alter ist die Art jedoch empfindlich gegenüber Konkurrenzdruck, weshalb Reinbestände eher unwahrscheinlich sind
	Begrenzte Steuerungsmöglichkeiten	○	Normale forstliche Steuerungselemente sind geeignet um die Art zu managen

○ trifft nicht zu ● trifft bedingt zu ● trifft zu



Abb. 1: Verbreitungsgebiet von *Liriodendron tulipifera*. Quelle: PETRY u. TAYLOR (2022)

3.21.2 Verbreitung

Liriodendron tulipifera gehört zur Familie der *Magnoliaceae* und stellt gemeinsam mit *Liriodendron chinense* die einzigen rezenten Vertreter dieser Gattung dar. Fossilfunde aus der Kreidezeit und dem Tertiär zeigen, dass die Gattung einst auch in Europa verbreitet war, was durch Funde von fossilen Resten aus dem Ober-Pliozän in Willershausen im Westharz nachgewiesen wurde (QUERENGÄSSER 1961). SCHENCK (1939a) und QUERENGÄSSER (1961) führen den Rückgang der Gattung in Europa primär auf die klimatischen Umwälzungen während der Eiszeiten zurück. Aufgrund des Fehlens geeigneter Rückzugsgebiete während der Glaziale war eine postglaziale Rückwanderung nicht möglich, sodass der Tulpenbaum in der Alten Welt ausgestorben blieb. Heute beschränkt sich das natürliche Areal von *L. tulipifera* auf den Osten Nordamerikas, während *L. chinense* in China vorkommt (MLR 1997, EBERT 2006).

Das Verbreitungsgebiet von *L. tulipifera* reicht von den Neuenglandstaaten Rhode Island, Massachusetts und Vermont westwärts bis nach Süd-Ontario und Michigan (Abbildung 1). Die nördliche Arealgrenze verläuft entlang einer Linie zwischen Süd-Michigan, Süd-Ontario und Rhode Island. Nach Süden erstreckt sich das Vorkommen bis Mittel-Florida und Louisiana, während die westliche Verbreitungsgrenze durch Süd-Illinois, Südost-Missouri, Ost-Arkansas und Nord-Louisiana definiert wird. Die höchsten Bestandsdichten finden sich im unteren Ohio-Tal sowie in den Gebirgsregionen von North Carolina, Tennessee, Kentucky und West Virginia. Besonders in den Appa-

lachen und dem Piedmont, das sich von Pennsylvania bis nach Georgia erstreckt, konzentrieren sich etwa 75 % der Vorkommen. Insgesamt besiedelt *L. tulipifera* nahezu die gesamte östliche Laubwaldregion Nordamerikas, wird jedoch westlich des Mississippi und nördlich von Boston zunehmend seltener (SCHENCK 1939a, QUERENGÄSSER 1961, LÖBF 1981b, STRATMANN 1988, BURNS u. HONKALA 1990, SCHÜTT 1992, MLR 1997, SCHÜTT u. LANG 2002).

3.21.3 Standort

Innerhalb seines natürlichen Verbreitungsgebiets in Nordamerika zeigt der Tulpenbaum deutliche Standortspräferenzen. Während er in Pennsylvania und anderen Teilen der östlichen USA kalkreiche Böden meidet, kommt er in Kentucky und Tennessee auch auf karbonatischen Substraten vor. QUERENGÄSSER (1961) beschreibt ihn als eine Baumart, die besonders gut auf feinen, sandigen Lehm Böden gedeiht. Untersuchungen in Kanada belegen ein optimales Wachstum bei einem pH-Wert von 6 – 7 im Oberboden und bis 8 im Unterboden. Der Tulpenbaum bevorzugt mäßig trockene bis frische Standorte mit ausgeglichener Bodenfeuchte und zeigt eine starke Abhängigkeit von kontinuierlicher Wasserversorgung. In den südlichen Appalachen erreicht die Art Höhenlagen von bis zu 1.500 m ü. NN, während sie in tieferen Lagen bevorzugt auf gut drainierten Böden wächst. Die günstigsten Wachstumsbedingungen finden sich auf sanft nach Norden oder Osten geneigten Hängen mit hoher Wasserhaltefähigkeit (SCHENCK 1939a, QUERENGÄSSER 1961, MLR 1997, SCHÜTT u. LANG 2002, METTENDORF 2016).

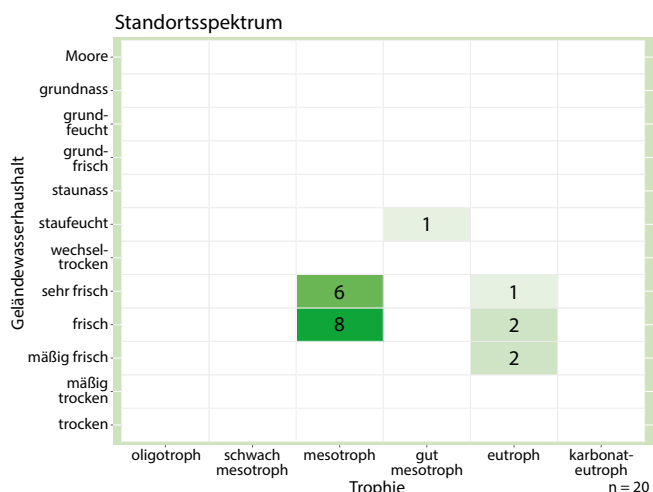


Abb. 2: Standortsspektrum der untersuchten Praxisanbauten des Tulpenbaumes

Trockene oder staunasse Böden sind für den Tulpenbaum ungeeignet. Frühzeitiger Laubfall kann als Indikator für Trockenstress gewertet werden. Die Art meidet stagnierende Nässe, da sie tiefreichende und weitverzweigte Wurzelsysteme ausbildet, die eine gute Durchlüftung des Bodens erfordern. Die physikalischen Bodeneigenschaften sind für das Wachstum entscheidender als die chemische Zusammensetzung, sodass der Tulpenbaum auf verschiedenen Ausgangsgesteinen wie Urgestein, Kalk, Mergel und Löss wachsen kann, sofern eine kontinuierliche Wasserversorgung sichergestellt ist. Eine ausgewogene Versorgung mit Calcium, Magnesium, Kalium und Phosphor begünstigt das Wachstum, wobei eine erhöhte Stickstoffzufuhr, beispielsweise durch die Kombination mit Leguminosen, zu einer weiteren Wuchssteigerung beitragen kann (QUERENGÄSSER 1961, LÖBF 1981b, STRATMANN 1988, SCHÜTT u. LANG 2002, EBERT 2006).

Die klimatische Spannweite innerhalb des natürlichen Areals ist enorm und reicht von kalten Wintern in Neuengland mit Januarmitteltemperaturen von $-7,2^{\circ}\text{C}$ bis hin zu fast frostfreien Bedingungen in Zentralflorida mit durchschnittlich $16,1^{\circ}\text{C}$ im Januar (BURNS u. HONKALA 1990). Die Auswertungen der Klimakennwerte mithilfe des natür-

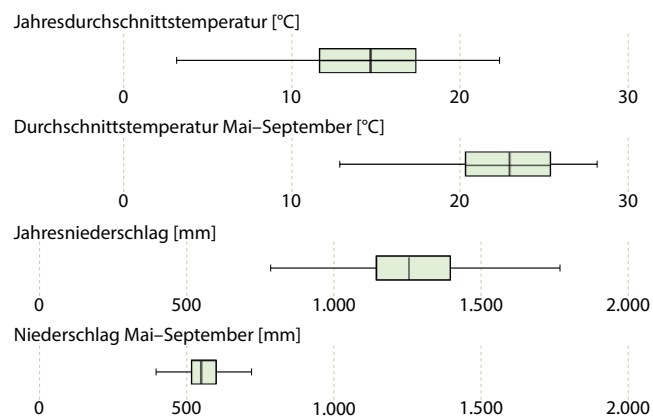


Abb. 3: Klimawerte des natürlichen Verbreitungsgebietes des Tulpenbaumes extrahiert aus dem CHELSA-Datensatz (KARGER et al. 2021)

lichen Verbreitungsgebietes und dem CHELSA-Datensatz (KARGER et al. 2021) zeigen dementsprechend auch relativ weite Amplituden auf (Abbildung 3). Die Jahresdurchschnittstemperatur in dem Gebiet liegt bei $14,6^{\circ}\text{C}$ bei einer Spanne von $11,6 - 17,4^{\circ}\text{C}$. In den Monaten Mai bis September steigt die Temperatur auf im Mittel $22,9^{\circ}\text{C}$ an ($20,3 - 25,4^{\circ}\text{C}$). Im Jahresdurchschnitt fallen rund 1.270 mm Niederschlag. Die Spanne reicht dabei von 1.145 – 1.394 mm. Es gibt aber auch deutlich trockenere Gebiete mit knapp unter 800 mm Niederschlag sowie auch noch feuchtere Regionen mit über 2.400 mm Niederschlag im Jahresmittel. Der Anteil der Niederschläge in den Monaten Mai bis September beläuft sich auf rund 550 mm ($517 - 598$ mm). Eine möglichst lange Wachstumsperiode mit einer gleichmäßigen Verteilung der Niederschläge, insbesondere zu Beginn der Vegetationszeit, wird für gutes Wachstum benötigt. Auf Standorten mit Jahresniederschlägen unter 800 mm muss die Bodenfrische einen Ausgleich gewährleisten können (LÖBF 1981b).

L. tulipifera entwickelt bereits im Keimlingsstadium eine dominante Pfahlwurzel, die sich mit zunehmendem Alter zu einem tief reichenden Senker-Herzwurzelsystem differenziert. Diese tief reichende Verwurzelung verleiht der Art eine hohe Standfestigkeit und minimiert das Risiko von Windwurf. In der frühen Entwicklungsphase sind die Wurzeln fleischig, wenig verzweigt und mechanisch empfindlich, was sie anfällig für Beschädigungen macht. Die hohe Wurzelplastizität ermöglicht es dem Tulpenbaum, sich flexibel an unterschiedliche Bodenverhältnisse anzupassen. Studien zeigen, dass die Art auf tiefgründigen, gut durchlüfteten Böden ein ausgedehntes und tief reichendes Wurzelsystem ausbildet, das eine effiziente Wasser- und Nährstoffaufnahme sicherstellt. Dies trägt dazu bei, dass *L. tulipifera* auch in Perioden reduzierter Niederschläge eine vergleichsweise hohe Trockenresistenz aufweist, sofern tiefere Bodenschichten ausreichende Wasserreserven bieten (QUERENGÄSSER 1961, LÖBF 1981b, STRATMANN 1988, BURNS u. HONKALA 1990, SCHÜTT u. LANG 2002, EBERT 2006).

Eine zentrale Rolle in der Nährstoffaufnahme spielen Mykorrhizapilze, insbesondere Vertreter der Gattung *Glomus* sowie *Rhizophagus fasciculatus*. Experimentelle Studien haben gezeigt, dass diese Mykorrhizapartner das Wachstum junger Pflanzen signifikant steigern. Morphologisch unterscheidet sich mykorrhizierter Wurzelzuwachs durch eine kompaktere Struktur und das Fehlen von Wurzelhaaren, was auf eine enge symbiotische Anpassung hinweist. Diese Interaktion ist insbesondere auf nährstoffärmeren Standorten von hoher ökologischer Bedeutung, da sie die Phosphat- und Stickstoffaufnahme optimiert und somit die Konkurrenzfähigkeit der Art erhöht (SCHÜTT u. LANG 2002).

Die organische Auflage in Tulpenbaum-Beständen besteht typischerweise aus grobem bis gut zersetzten Mull und zeichnet sich durch eine hohe biotische Aktivität aus, insbesondere durch intensive Regenwurmtätigkeit. Dies begünstigt eine beschleunigte Streuzersetzung und einen schnellen Nährstoffkreislauf (QUERENGÄSSER 1961). Diese Einschätzung konnte durch die Humusansprache in den Praxisanbauten bestätigt werden (Abbildung 4). Es wurden hauptsächlich Mull-Humusformen vorgefunden. Bei der schlechtesten angesprochenen Humusform handelt es sich um mullartigen Moder, was aufzeigt, dass das Laub vom Tulpenbaum sehr schnell zersetzt wird.

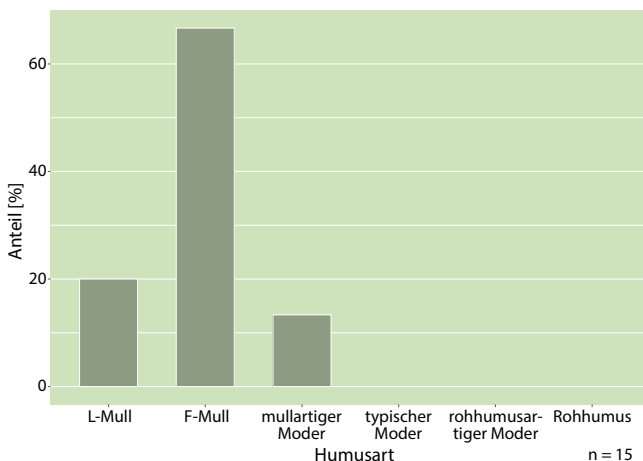


Abb. 4: Humusansprache in den Beständen der Praxisanbauten des Tulpenbaumes

3.21.4 Wachstum und Ertrag

3.21.4.1 Übersicht

Der Tulpenbaum zählt zu den schnellwüchsigsten Laubbaumarten Nordamerikas und erreicht unter optimalen Bedingungen außergewöhnliche Dimensionen. In natürlichen Beständen sind Höhen von 30 – 40 m typisch, wobei einzelne Exemplare über 60 m erreichen können. Der maximale BHD liegt bei bis zu 3,7 m, während der Durchschnittswert zwischen 0,6 und 1,5 m variiert. Besonders leistungsfähige Bestände existieren in den südlichen Appalachen, wo Höhen von über 60 m und astfreie Schäfte von bis zu 30 m dokumentiert sind. Die Art kann ein Höchstalter von 200 – 300 Jahren erreichen, wobei einzelne Individuen bis zu 500 Jahre alt werden (SCHENCK 1939a, QUERENGÄSSER 1961, LÖBF 1981b, BURNS u. HONKALA 1990, SCHÜTT 1992, MLR 1997, SCHÜTT u. LANG 2002).

Der Tulpenbaum ist eine Lichtbaumart mit ausgeprägter juveniler Wachstumsdynamik, weist allerdings keinerlei Tendenz zum Phototropismus auf. Bereits in den ersten 5 Jahren können Höhen von 3 – 5,5 m erreicht werden, in Ausnahmefällen sogar bis zu 15 m innerhalb von 11 Jahren. Das jährliche Höhenwachstum beträgt in den ersten 40 – 50 Jahren 30 – 60 cm/Jahr, verlangsamt sich aber mit zunehmendem Alter. Die maximale Wuchsleistung wird

um das 70. Lebensjahr erreicht, wobei der Volumenzuwachs je nach Standort zwischen 5 und 15 m³/ha jährlich beträgt. Eine der herausragenden Eigenschaften von *L. tulipifera* ist die natürliche Astreinigung, die bereits im Stangenholzalter einsetzt und zur Ausbildung geradschaftiger, astfreier Stämme führt, was die Art für den Wertholzanbau prädestiniert (QUERENGÄSSER 1961, STRATMANN 1988, BURNS u. HONKALA 1990, MLR 1997, SCHÜTT u. LANG 2002, EBERT 2006, METTENDORF 2016).

Obwohl *L. tulipifera* eine Lichtbaumart ist, reagiert sie im Vergleich zu anderen Pionierbaumarten moderater auf Freistellungen. 5 – 10-jährige Sämlinge unter Schirmstellung weisen ein deutlich reduziertes Höhenwachstum auf. Im Freiland nach einem Kahlschlag war deren Höhenwachstum zwei- bis dreimal größer als unter Schirm. Ein Zuwachsverlust fand bereits in Bestandeslücken bis zu 1,2 ha statt. Hohe Bestockungsdichten und Seitendruck führen ebenfalls zu Zuwachsverlusten, was eine gezielte waldbauliche Steuerung der Konkurrenzverhältnisse erfordert. Gleichzeitig zeigt der Tulpenbaum eine hohe Konkurrenzkraft in Mischbeständen, wo er durch seine rasche Höhenentwicklung eine dominante Stellung in der oberen Kronenschicht behaupten kann. In natürlichen Beständen tritt er häufig als Pionierbaum auf offenen Flächen auf, kann aber auch über lange Zeiträume als Mischbaumart im Bestand erhalten bleiben. Seine Wuchsform ist durch einen geraden, vollholzigen Stamm und eine zunächst kegelförmige, später breiter werdende Krone gekennzeichnet (STRATMANN 1988, BURNS u. HONKALA 1990, SCHÜTT u. LANG 2002).

Das Dickenwachstum des Tulpenbaums übertrifft das der meisten heimischen Laubbaumarten und ist besonders bei optimaler Wasserversorgung und Nährstoffverfügbarkeit ausgeprägt. Während einzelne Exemplare einen BHD über 3 m erreichen können, bleibt dieser in mitteleuropäischen Beständen in der Regel unter 1,5 m. Die hohe Produktivität macht die Art zu einer attraktiven Option für forstliche Nutzung. Trotz des schnellen Wachstums bleibt die Neigung zur Ausbildung von Wasserreisern im Vergleich zu anderen Harthölzern gering (BURNS u. HONKALA 1990, EBERT 2006, METTENDORF 2016).

Begründung

L. tulipifera zeigt ein ausgeprägtes Fortpflanzungsverhalten, das sowohl generative als auch vegetative Mechanismen umfasst. Die zwittrigen, endständigen Blüten, die der Art ihren Namen verleihen, erscheinen im natürlichen Verbreitungsgebiet je nach geographischer Lage zwischen April und Juni. Andere Quellen aus dem deutschsprachigen Raum nennen auch Juni/Juli als Blütezeitpunkt. Die Blüten weisen eine tulpenähnliche Form auf mit 3 rasch abfallenden Kelchblättern und 6 gelbgrünen bis schwefelgelben, am Grund orange gefleckten Blütenblättern und



Abb. 5: Blüte des Tulpenbaums (Foto: S. Lieven)

einem Durchmesser von 4 – 5 cm. Die Bestäubung erfolgt hauptsächlich durch Insekten wie Käfer, Fliegen, Honigbienen und Hummeln, wobei eine hohe Rate an Selbstbefruchtung beobachtet wurde (SCHENCK 1939a, QUERENGÄSSER 1961, LÖBF 1981b, BURNS u. HONKALA 1990, SCHÜTT 1992, SCHÜTT u. LANG 2002, EBERT 2006).

Die Samenproduktion setzt im Freiland bereits im Alter von 12 – 13 Jahren ein, während im Bestand die Fruktifikation meist erst zwischen 20 und 25 Jahren beginnt und in manchen Fällen erst mit 40 Jahren auftritt. Reife Bäume blühen fast jedes Jahr. Die Samenreife erfolgt zwischen Oktober und Januar, wobei viele Früchte über den Winter am Baum verbleiben. *L. tulipifera* bildet trockene, hellbraune Zapfen mit einer Länge von 5 – 7,5 cm aus. Diese stehen aufrecht an den Zweigspitzen und an ihren Achsen befinden sich zahlreiche spiralig angeordnete, geflügelte Nüsschen. Diese ermöglichen eine primär anemochore Verbreitung. Die Verbreitungsdistanz beträgt dabei in der Regel rund 60 m Entfernung zum Mutterbaum, es können aber auch Entfernungen, die dem 4 – 5-fachen der Baumhöhe entsprechen, erreicht werden. Pro Hektar können bis zu 1,48 Millionen Samen produziert werden, davon sind jedoch nur 10 – 20 % keimfähig. Es soll hauptsächlich der Samen aus dem oberen Kronenteil eine gute Keimfähigkeit besitzen, am besten sei sie in der Zentralpartie der Krone. Die Samen können 4 – 7 Jahre keimfähig im Bestand verbleiben (SCHENCK 1939a, QUERENGÄSSER 1961, LÖBF 1981b, BURNS u. HONKALA 1990, SCHÜTT 1992, SCHÜTT u. LANG 2002, EBERT 2006).

Die optimale Saatguternte erfolgt im Oktober. Die geernteten Zapfen werden für 7 – 20 Tage zum Trocknen ausgebreitet und anschließend werden durch Schütteln oder Dreschen die Nüsschen gewonnen. 1 kg Saatgut enthält

rund 20.000 Samen, was einem Tausendkorngewicht von 50 g entspricht. Eine Kältebehandlung (Stratifizierung) in feuchtem Sand oder Torf über 60 – 168 Tage steigert die Keimrate erheblich und wird für eine Frühjahrssaat im März bis April empfohlen. Für eine Herbstaussaat wird unbehandeltes Saatgut verwendet. Bei 3 – 5 °C lässt sich getrocknetes Saatgut in geschlossenen Gefäßen jahrelang ohne Keimverlust aufbewahren (SCHENCK 1939a, QUERENGÄSSER 1961, LÖBF 1981b, BURNS u. HONKALA 1990, SCHÜTT 1992, SCHÜTT u. LANG 2002, EBERT 2006).

Die Keimung erfolgt epigäisch. Die natürliche Verjüngung ist stark standortsabhängig und setzt das Freilegen des Mineralbodens voraus. Auf mineralischen Böden oder gut zersetztem organischem Material keimen die Samen zuverlässiger als auf einer dichten Humusaufgabe. Kahlschläge und Schirmschläge haben sich als waldbauliche Verfahren zur Förderung der Naturverjüngung bewährt, wobei größere Bestandesöffnungen die Etablierung der Keimlinge begünstigen, insbesondere in Kombination mit forstlichen Maßnahmen wie Bodenverwundung durch Rückearbeiten oder gezielte Bodenbearbeitung. Für eine erfolgreiche Etablierung ist eine konstante Wasserversorgung essenziell, während Frosthebung und Austrocknung zu hohen Ausfällen führen können. Verjüngung unter Überschirmung ist im Höhenwachstum eingeschränkt. Setzlinge, die ohne Überschirmung aufwachsen, sind nach den ersten Jahren zwei- bis dreimal so groß wie Setzlinge unter Schirm. Zwar verjüngt sich der Tulpenbaum bereits in recht kleinen Bestandeslücken (ab ca. 0,12 ha), jedoch beeinflusst die Lückengröße das Wachstum erheblich. Sowohl Dicken- als auch Höhenwachstum sind in Bestandeslücken unter 1,2 ha deutlich reduziert (SCHENCK 1939a, QUERENGÄSSER 1961, BURNS u. HONKALA 1990).

Neben der generativen Reproduktion besitzt der Tulpenbaum eine hohe Fähigkeit zur vegetativen Vermehrung durch Stockausschläge. Nach der Fällung eines Stammes erfolgt ein zuverlässiger Ausschlag besonders bei jungen Bäumen bis zu einem Alter von 30 Jahren. Die Austriebe entstehen primär aus schlafenden Knospen an der Stammbasis, können jedoch unter ungünstigen Lichtbedingungen im Bestand wieder absterben. Die Stecklingsvermehrung ist theoretisch möglich, zeigt aber mit einer Bewurzelungsrate von etwa 50 % bei im Juli geschnittenen Sprossstecklingen nur begrenzten Erfolg. Bei Pflanzungen wird ein 2,0 x 2,0 m Verband empfohlen. Die Pflanzung kurz vor Austrieb soll vorteilhaft sein. Generell ist dabei aber wegen der fleischigen Wurzel eine besondere Sorgfalt notwendig, um Verletzungen dieser zu vermeiden. Als Pflanzmaterial sind zweijährige Pflanzen mit einer Größe von 50 – 80 cm gut geeignet (PUCHERT 1954, QUERENGÄSSER 1961, LÖBF 1981b, SPORS 1984, SCHÜTT u. LANG 2002, EBERT 2006).

Waldbau

L. tulipifera ist eine Lichtbaumart mit hoher Wuchsleistung, die eine gezielte waldbauliche Steuerung erfordert, um eine optimale Qualität des Stammholzes zu gewährleisten. Die ausgezeichnete natürliche Astreinigung setzt früh ein und sorgt für eine vergleichsweise geringe Astigkeit des Holzes, wodurch die Art für die Wertholzproduktion prädestiniert ist. Die herausragende Geradschäftigkeit übertrifft die der meisten Laubbaumarten und ermöglicht die Produktion hochwertiger Sortimente (SCHENCK 1939a).

Eine frühzeitige Kronenpflege ist für die Entwicklung hochwertiger Bestände entscheidend. Diese sollte idealerweise mit etwa 25 Jahren bei einer Baumhöhe von 17 m beginnen. Eine zu starke Förderung der Kronenentwicklung erhöht jedoch das Risiko der Bildung von Wasserreisern, die die Holzqualität mindern. In dichten Beständen ist spätestens im Alter von 20 Jahren eine erste Durchforstung erforderlich, um Wuchsstockungen zu vermeiden und das Konkurrenzverhältnis zu regulieren. In diesem Alter erreichen die Bestände die Stangenholzphase und das Kronendach schließt sich, wodurch das Dickenwachstum abnimmt. Eine kontinuierliche Kronenfreistellung ist essenziell, da nur unter ausreichender Lichtversorgung vitale Kronen erhalten bleiben, was wiederum eine gleichmäßige Schaftentwicklung begünstigt. Es sollte eine selektive Durchforstung mit einer gezielten Förderung der Zukunftsbäume vorgenommen werden. Bei dieser Maßnahme fällt bereits verwertbares Faserholz an. Regelmäßige Durchforstungen im 5-Jahres-Turnus verbessern die Dimensionierung der verbleibenden Bäume und ermöglichen die Produktion hochwertiger Wertholzsortimente. Mit 60 Jahren können je nach Standort Vorräte von 250 – 300 Vfm und Gesamtwuchsleistungen von 340 – 490 Vfm erreicht werden. Es wird empfohlen, maximal 20 % der Bestandesfläche pro Durchforstung zu entnehmen, da ein zu starkes Öffnen des Bestandes das Risiko von Spätfrost- und Eisbruchschäden sowie verstärkter Wasserreiserbildung erhöht. Amerikanische Untersuchungen weisen darauf hin, dass Durchforstungen vor dem 20. Wuchsjahr schlafende Knospen aktivieren können, während spätere Eingriffe eine höhere Stabilität der verbleibenden Bäume gewährleisten. Die systematische Entnahme schwächerer Bäume sollte mit Bedacht erfolgen, da diese unter optimalen Bedingungen überraschend hohe Dickenwachstumsraten und qualitativ wertvolles Holz hervorbringen können (QUERENGÄSSER 1961, LÖBF 1981b, EBERT 2006).

Da der Tulpenbaum wie bereits erwähnt hohe Lichtansprüche besitzt, ist seine Konkurrenzkraft in Mischbeständen begrenzt. Besonders in Vergesellschaftung mit wuchsstarken Baumarten wie Buche oder Ahorn ist eine gezielte Förderung notwendig, um eine vitale Kronenentwicklung

sicherzustellen. Bestände, die sich aus generativer oder vegetativer Verjüngung etabliert haben, zeigen unterschiedliche Reaktionen auf Pflegemaßnahmen. Während dominante und kodominante Individuen nur begrenzt auf Freistellungen reagieren, können überkronte Bäume durch gezielte Lichtfreistellung ihr Durchmesser- und Höhenwachstum deutlich steigern. Eine aufwändige Kulturpflege ist in der Regel nicht erforderlich, da der Tulpenbaum in frühen Entwicklungsstadien durch das rasche Jugendwachstum eine hohe Konkurrenzkraft aufweist. Lediglich Eingriffe zum Entfernen schlechtveranlagter Exemplare können notwendig werden (SCHENCK 1939a, QUERENGÄSSER 1961, BURNS u. HONKALA 1990).

3.21.4.2 Ergebnisse der Untersuchungen

Beim Tulpenbaum konnte für die Auswertungen der Wuchseigenschaften nur auf eine sehr geringe Datengrundlage zurückgegriffen werden. Diese besteht im Wesentlichen aus zwei Versuchsflächen mit längeren Aufnahmereihen, die durch eine einmalige **ertragskundliche Aufnahme** in einem Praxisanbau ergänzt wurden. Bei der Interpretation der dargestellten Versuchsflächen ist jedoch zwingend zu berücksichtigen, dass die Flächen sehr klein sind und nur wenige Exemplare des Tulpenbaums dort enthalten sind. So sind in der älteren Versuchsfläche von anfänglich 11 Bäumen bei der letzten Aufnahme nur noch 4 vorhanden. Bei der jüngeren Fläche waren es im Alter von 29 Jahren immerhin 83 Exemplare, wovon im Alter 68 jedoch nur noch 9 Individuen übrig waren. Auf dieser Versuchsfläche ist der Anteil der Mischbaumarten sehr hoch. Diese sind in der Höhenentwicklung gegenüber den Tulpenbäumen jedoch bisher zurückbleibend. Bedingt durch die geringen Baumzahlen ergeben sich in den Auswertungen starke Schwankungen bei der Grundflächen- und Volumenentwicklung, da sich der Ausfall bzw. die Entnahme einzelner Individuen durch eine Hochrechnung auf hektarbezogene Werte stark niederschlägt. Für die Einstufung der Wuchsleistung wurde als Referenz die Ertragstafel für den Bergahorn (NAGEL 1985) gewählt (Abbildung 6).

Die dargestellte Entwicklung der Mittelhöhe der Bestände veranschaulicht sehr gut das rasche Höhenwachstum des Tulpenbaumes in jungen Jahren, zeigt aber auch, dass dieses Höhenwachstum noch relativ lange anhält. Alle drei abgebildeten Bestände sind am Ende sogar wüchsiger als die 0. Ertragsklasse des Bergahorns, was zeigt, dass der Tulpenbaum im Wuchs diesem überlegen ist. Auch die Durchmesserentwicklung übertrifft die des Bergahorns in allen Beständen. Ein wenig anders sieht das Bild auf den ersten Blick bei der Grundfläche sowie beim Volumen der Bestände aus. Hier schlägt sich aber die beschriebene niedrige Stammzahl auf den Versuchsflächen nieder, sodass die jüngere Fläche eine sehr geringe Grundfläche aufweist

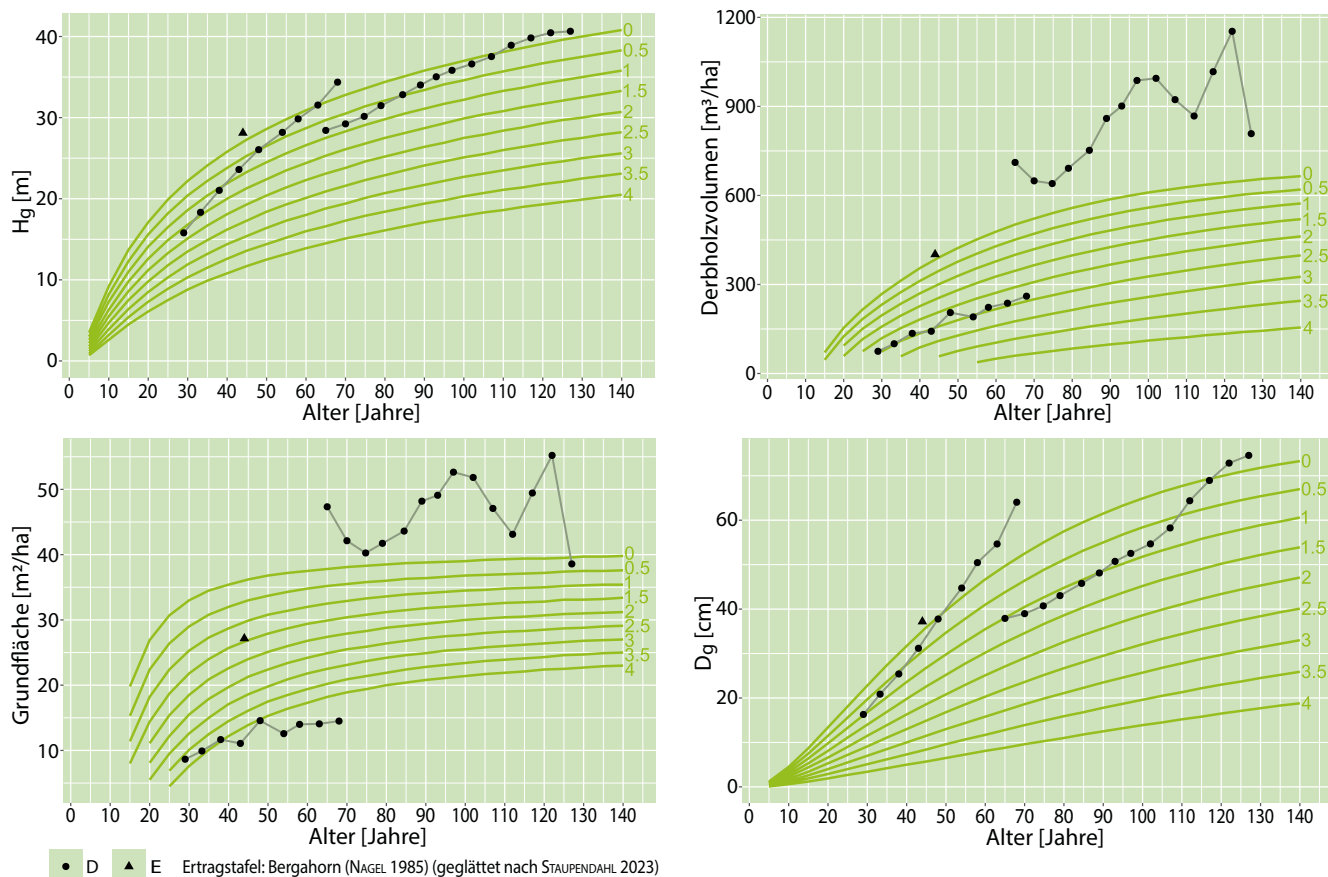


Abb. 6: Mittelhöhen-, Derbholzvolumen-, Grundflächen- sowie Durchmesserentwicklung der untersuchten Praxisanbauten und der langfristigen Versuchsflächen des Tulpenbaumes im Vergleich zur Bergahorn-ertragstafel (NAGEL 1985) (geglättet nach STAUPENDAHL 2023). D: langfristige Versuche, E: Einmalige Aufnahmen

und daraus resultierend auch geringere Bestandesvolumina. Insbesondere die ältere Fläche zeigt demgegenüber aber das Potenzial auf, was der Tulpenbaum auf geeigneten Standorten entfalten kann.

Die Altersstruktur der Versuchsflächen aber auch der Praxisanbauten zeigt, dass man sich schon seit langer Zeit mit dem Anbau des Tulpenbaumes in Deutschland befasst. Die Art war auch Teil der preußischen Anbauversuche aus der Zeit um 1880 (DANCKELMANN 1884, SCHWAPPACH 1901). Die

geringe Anzahl an heute noch vorzufindenden Beständen mit den meist auch recht übersichtlichen Stückzahlen deutet jedoch darauf hin, dass sich ein richtiger Erfolg bei den Anbauten nie eingestellt hat. Eine Feststellung zu der bereits STRATMANN (1988) für Niedersachsen kam.

Die geringe Anzahl an Versuchsflächen aber auch an Praxisanbauten waren der Anlass, den Tulpenbaum in den neu anzulegenden **Anbauversuchen** mit zu berücksichtigen und weitere Erfahrungen zum Anbau und zur Stand-

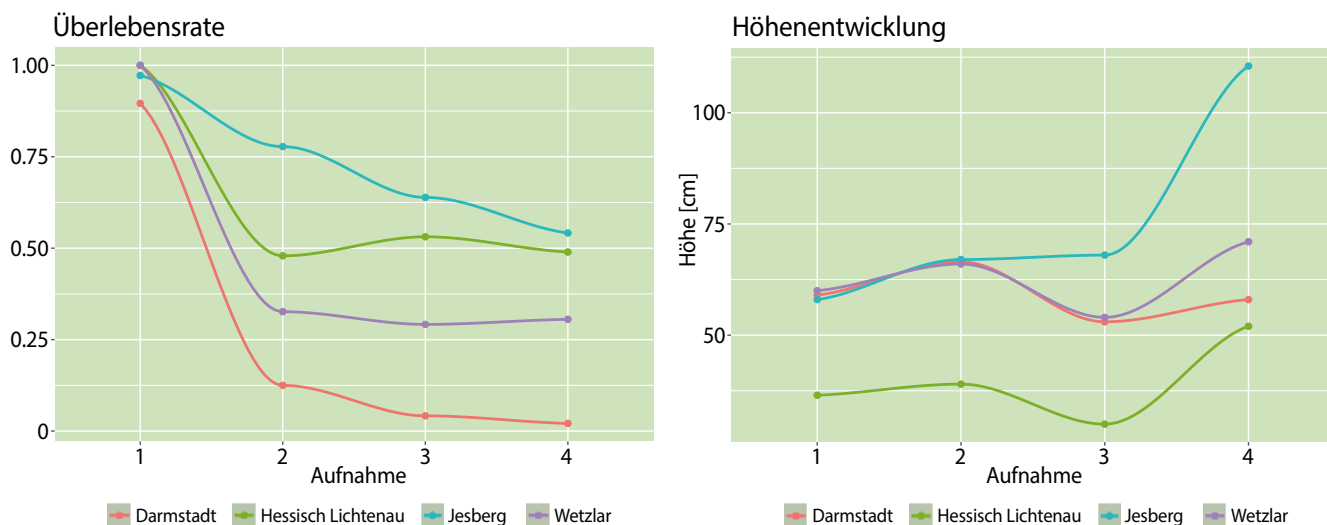


Abb. 7: Überlebensrate (links) sowie Höhenentwicklung (rechts) des Tulpenbaumes auf den vier Anbauversuchen in Darmstadt, Hessisch Lichtenau, Jesberg und Wetzlar in Hessen. Bei der Höhenentwicklung wurden jeweils nur die zum Aufnahmezeitpunkt noch lebenden Exemplare berücksichtigt.

ortseignung der Baumart zu gewinnen. Die ersten Ergebnisse nach drei Jahren Standzeit zeigen sowohl in Bezug auf das Überleben als auch auf die Höhenentwicklung ein gemischtes Bild (Abbildung 7). Die Überlebensrate zeigt sehr gut, dass der Tulpenbaum für ein Überleben ausreichend Wasser benötigt. Auf dem trockenen, sandigen Standort in Darmstadt haben bis zuletzt nur 2 % der Pflanzen überlebt. Hier gab es bereits im ersten Standjahr (Aufnahme 2) im Zusammenhang mit der ausgesprochen starken Dürre die größten Verluste. Diese Dürreperiode ist jedoch auch auf den anderen Flächen anhand der hohen Ausfälle erkennbar. Lediglich in Jesberg konnte die hohe nFK anscheinend dazu beitragen, dass die Ausfälle geringer ausfielen. Dieser Zustand hielt bis zuletzt an, sodass diese Fläche mit einer Überlebensrate von rund 54 % noch die meisten lebenden Pflanzen aufweist, gefolgt von Hessisch Lichtenau mit rund 49 % und Wetzlar mit noch 30 % lebenden Individuen. Eine etwas andere Rangfolge zeichnet sich bei der Höhenentwicklung ab. Hier gilt es aber zu berücksichtigen, dass durch ein abweichendes Pflanzsortiment die Ausgangshöhe in Hessisch Lichtenau deutlich niedriger lag. Im ersten Standjahr konnte über alle Flächen hinweg zunächst ein minimales Wachstum der überlebenden Pflanzen festgestellt werden. Nach der zweiten Vegetationszeit änderte sich dieses Bild jedoch und die mittlere Höhe brach auf 3 Versuchsflächen ein. Dies ist auf viele junge Tulpenbäume zurückzuführen, die in dieser Zeit zopftrocken wurden bzw. auch auf Stockausschläge von bereits zuvor als abgestorben angesprochenen Pflanzen. Auf der Versuchsfläche in Jesberg konnte hingegen auch im zweiten Standjahr ein minimaler Zuwachs festgestellt werden. Die gute Witterung in der Vegetationsperiode 2024 (Aufnahme 4) mit deutlich überdurchschnittlichen Niederschlägen konnte die Ansprüche des Tulpenbaumes bezüglich der Wasserversorgung wiederum sehr gut erfüllen, was sich in, gegenüber den vorherigen Jahren, deutlichen Höhenzuwächsen widerspiegelt. Insbesondere in Jesberg und in Hessisch Lichtenau waren hohe Zuwächse zu verzeichnen. Aber auch in Wetzlar konnten die Höhen einbußen seit der Pflanzung wieder ausgeglichen werden. Lediglich die geringe Anzahl an verbleibenden Exemplaren in Darmstadt konnte trotz Höhenzugewinn bisher nicht die Ausgangshöhe erreichen und weist auch absolut die geringsten Höhenzuwächse auf.

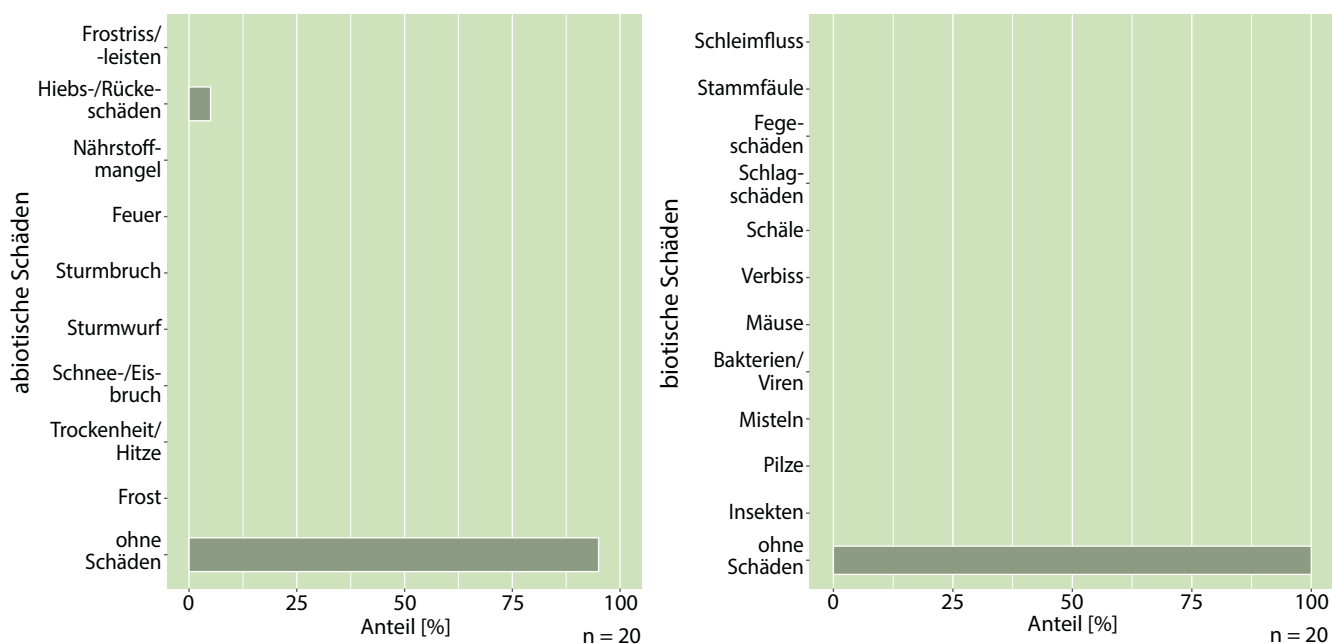
Abschließend lässt sich bisher sagen, dass sich die hohen Standortsansprüche des Tulpenbaumes an die Wasser- aber auch die Nährstoffverfügbarkeit bereits in den ersten Jahren nach der Pflanzung im Überleben als auch im Wuchs der Pflanzen abbilden. In der Literatur zu findende Aussagen, dass viele gepflanzte Tulpenbäume zunächst zopftrocken werden, dies aber im Folgejahr ausgleichen (MLR 1997) bzw. auch, dass ganze oberirdische

Pflanzenteile absterben, diese aber vom Stock her wieder ausschlagen (PUCHERT 1954), konnten durch die Anbauversuche bestätigt werden. Es bleibt abzuwarten wie sich die kommenden Vegetationsperioden auf die Wuchstrends auf den unterschiedlichen Standorten auswirken werden. Es zeichnet sich jedoch bereits jetzt ab, dass insbesondere eine gleichmäßige Wasserversorgung für den Anbau des Tulpenbaums essenziell zu sein scheint.

3.21.5 Gefährdungen

L. tulipifera weist in seinem natürlichen Verbreitungsgebiet eine hohe Resistenz gegenüber biotischen Schadfaktoren auf, zeigt jedoch in mitteleuropäischen Anbaubereichen spezifische Anfälligkeiten. Besonders problematisch sind Früh- und Spätfröste, da die Art aufgrund ihres frühen Austriebs empfindlich auf niedrige Temperaturen reagiert. Winterfröste werden ähnlich wie bei der Esche hingegen relativ gut überstanden, wenngleich in extrem kalten Wintern Frostrisse dokumentiert wurden. Versuchsanbauten in Deutschland zeigten eine signifikante Frostempfindlichkeit, insbesondere in frostgefährdeten Senkenlagen. Schneelasten und Eisanhang können zu Kronenschäden führen. SCHENCK (1939a) beobachtete, dass selbst großdimensionierte Individuen im Urwald wiederholt Spuren von Eisbruch aufwiesen. Ähnliche Beobachtungen wurden in deutschen Anbauversuchen gemacht, wo auch nach Sommergewittern häufig Kronendeformationen auftraten (SCHENCK 1939a, QUERENGÄSSER 1961, LÖBF 1981b, STRATMANN 1988, MLR 1997, SCHÜTT u. LANG 2002, EBERT 2006).

Schadinsekten spielen für *L. tulipifera* nur eine untergeordnete Rolle, da die Art kaum spezialisierte Fraßfeinde besitzt. Dennoch sind einige Insekten in der Lage, wirtschaftlich relevante Schäden im natürlichen Verbreitungsgebiet zu verursachen. Die Tulpenbaumschildlaus (*Toumeyella liriodendri*) kann durch intensiven Entzug von Bastsaft das Triebwachstum beeinträchtigen und Vitalitätsverluste hervorrufen. Der Gelb-Pappelrüssler (*Odontopus calceatus*) schädigt Knospen und Blätter, während der Wurzelhalsbohrer (*Euzophera ostricolorella*) das Bastgewebe angreift und Eintrittspforten für sekundäre Pathogene schafft. Der Kolumbianische Holzkäfer (*Corthylus columbianus*) verursacht durch Holzverfärbungen und Höhlenfraß das sogenannte „Calico-Pappel“-Phänomen, das die Holzqualität erheblich mindert (SCHENCK 1939a, BURNS u. HONKALA 1990). Pilzliche Erkrankungen treten am Tulpenbaum meist als Folge von mechanischen Verletzungen oder Frostschäden auf. Insbesondere Weißfäule- und Kernholzfäule-Erreger stellen ein Risiko dar. Der Hallimasch (*Armillaria mellea*) kann sich nach Vorschädigungen im Wurzelsystem etablieren und bis in mehrere Meter tiefe Stammsegmente vordringen, was letztlich zu Schaftbrüchen führen kann. Weitere relevante Pathogene sind *Flammulina velutipes*,

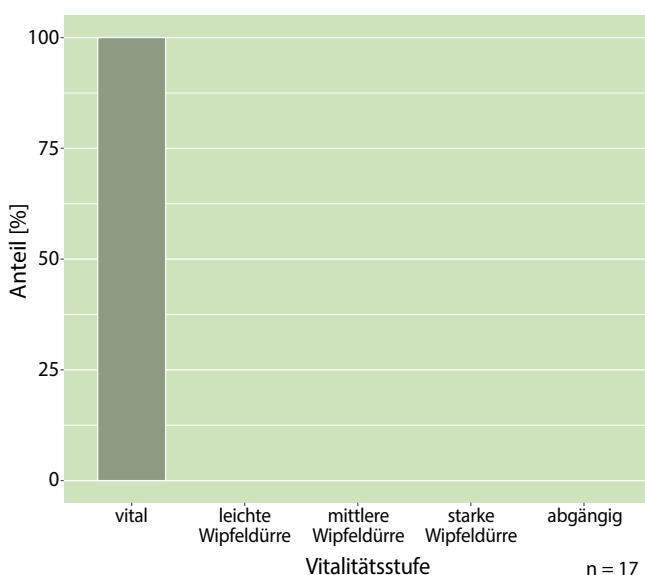
Abb. 8: In den Praxisanbauten vorgefundene abiotische und biotische Schäden an *L. tulipifera*

der nach Kronenschäden eindringt, sowie *Nectria magnoliae*, der besonders im Jugendstadium Stammkrebse verursacht. Wurzelkrankungen durch *Cylindrocladium scoparium* führen zu Nekrosen an der Pfahlwurzel, während Erreger wie *Ceratocystis coerulescens* oder *Verticillium albo-atrum* unter Trockenstressbedingungen zu Welkesymptomen und Wasserleitungsstörungen führen können (QUERENGÄSSER 1961, MLR 1997, SCHÜTT U. LANG 2002, EBERT 2006). Herbivore Säugetiere stellen insbesondere in der Jugendphase eine erhebliche Gefährdung dar. Kaninchen und Mäuse können durch intensives Rindennagen selbst ältere Bäume mit einem Stammdurchmesser (BHD) von bis zu 30 cm nachhaltig schädigen. Besonders in nahrungsarmen Wintermonaten werden Rinde und Knospen verstärkt gefressen. Auch Weidevieh und Wild, insbesondere Hasen und Rehe, verursachen Verbiss-schäden. Während Rehwild primär durch Fegen Schäden an der Rinde verursacht, führen Hasen und Kaninchen zu großflächigem Rindenabriss, der Rindennekrosen und Folgeschäden nach sich zieht (QUERENGÄSSER 1961, LÖBF 1981b, STRATMANN 1988, SCHÜTT U. LANG 2002, EBERT 2006).

Die mechanische Empfindlichkeit der Rinde stellt eine zusätzliche Herausforderung dar. Besonders in der Saftstiegsphase reagiert die Borke empfindlich auf Hiebs- und Rückeschäden, da sie sich leicht ablöst und dadurch Eintrittspforten für sekundäre Infektionen entstehen. Zudem weist *L. tulipifera* in der Jugend eine geringe Feuerresistenz auf, da die Rinde in frühen Entwicklungsstadien sehr dünn ist. Erst mit einer Borkendicke von etwa 1,3 cm nimmt die Feuerresistenz signifikant zu. Trockenjahre können regional zu Bestandesausfällen führen, wie von PUCHERT (1954) für Niedersachsen dokumentiert wurde, wobei diese Verluste häufig auf eine ungeeignete Standortswahl zurückzuführen sind (PUCHERT 1954, SCHÜTT U. LANG 2002).

Es ist wichtig zu wissen, dass alle Pflanzenteile vom Tulpenbaum für den Menschen giftig sind, besonders aber das Holz und die Rinde. Verschiedene Inhaltstoffe im Holz, der Rinde und den Blättern führen zu dieser Eigenschaft (SCHÜTT U. LANG 2002, EBERT 2006).

Zusammenfassend ist *L. tulipifera* in seinem natürlichen Habitat relativ resistent gegenüber biotischen und abiotischen Schadfaktoren, zeigt jedoch in mitteleuropäischen Anbaugeländen eine erhöhte Anfälligkeit gegenüber Frost, Schneelasten, Wildverbiss und mechanischen Verletzungen. Pilzliche Erkrankungen treten meist sekundär als Folge von Vorschädigungen auf, während wirtschaftlich relevante Insektenschäden nur in Ausnahmefällen beobachtet werden. Die besichtigten Praxisanbauten waren den Dokumentationen nach allerdings fast gänzlich frei von Schäden (Abbildung 8). Lediglich einige Rückeschäden wurden festgestellt, was auf die beschriebene Anfälligkeit der Rin-

Abb. 9: Vitalitätsansprache der Praxisanbauten von *L. tulipifera*

de in der beginnenden Wachstumsphase zurückzuführen sein kann. Darüber hinaus stellten sich die vorgefundenen Bestände alle ausnahmslos als sehr vital heraus und zeigten auch nach den Trockenjahren keine Vitalitätseinbußen (Abbildung 9). Hierbei ist zu berücksichtigen, dass die Praxisanbauten auch auf Standorten mit einer besseren Wasserspeicherkapazität stocken, was den Standortsansprüchen dieser Art gerecht wird.

3.21.6 Holzverwendung und Stammqualitäten begutachteter Bestände

Der Tulpenbaum zählt zu den wirtschaftlich bedeutendsten Laubnutzhölzern Nordamerikas. Unter den Handelsbezeichnungen „Tulipwood“ oder „Yellow Poplar“ findet es breite Anwendung. Nach der Amerikanischen Weißeiche gehört es zu den wichtigsten Laubholz-Exportgütern der USA. Durch sein geringes Gewicht und seine hohe Tragfähigkeit eignet sich das Holz in Form von Furnier für Konstruktionssperrholz als Substitut für Nadelhölzer, insbesondere in Bereichen, in denen eine Kombination aus leichter Verarbeitbarkeit und mechanischer Stabilität gefordert ist. Seine Hauptanwendungsbereiche umfassen den Möbelbau, den Innenausbau, die Sperrholzproduktion sowie spezialisierte Einsatzfelder wie den Musikinstrumentenbau (STRATMANN 1988, BURNS u. HONKALA 1990, SCHÜTT u. LANG 2002, EBERT 2006, WALKER 2009, METTENDORF 2016).

Das Holz ist zerstreutporig, feinfaserig und weist eine homogene Struktur auf. Der Splint erscheint cremeweiß bis fast weiß, während das Kernholz von gelbbraunen bis olivfarbenen Tönen geprägt ist. In älteren Stämmen treten gelegentlich dunklere Farbstreifen oder mineralische Verfärbungen auf. EBERT (2006) weist darauf hin, dass das Holz nach dem Einschlag schnell abgefahren und getrocknet werden muss, da es sich ansonsten durch Pilze blau fär-

ben kann. Aufgrund seiner feinen, gleichmäßigen Textur lässt sich das Holz leicht bearbeiten, problemlos hobeln, polieren, nageln und verleimen. Es trocknet weitgehend spannungsfrei, zeigt ein stabiles Stehvermögen und verfügt über eine moderate Druckfestigkeit sowie eine hohe Verformbarkeit. Seine Biege- und Schlagzähigkeit sind als mittel einzustufen, während die Eignung zum Dampfbiegen begrenzt ist (QUERENGÄSSER 1961, LÖBF 1981b, STRATMANN 1988, SCHÜTT 1992, SCHÜTT u. LANG 2002, EBERT 2006, WALKER 2009, WAGENFÜHR u. WAGENFÜHR 2022).

BUCK-GRAMCKO (1980) konnte im Rahmen seiner Diplomarbeit, in der er Holz eines auf einer Versuchsfläche bei Wolfenbüttel entnommenen Tulpenbaumes untersuchte, keine wesentlichen Abweichungen bei den technischen Eigenschaften zu denen im natürlichen Verbreitungsgebiet feststellen.

Besonders im Möbelbau kommt Tulpenbaumholz vielfach zum Einsatz. Es wird vorrangig für Innenteile von Schränken, Kommoden und Regalen verwendet, dient aber auch als Schäl furnier für Sperrholz- und Tischlerplatten. Seine hohe Maßhaltigkeit und geringe Schwindneigung prädestinieren es für den Modell- und Musikinstrumentenbau. Neben der Fertigung von Pianos und Orgeln findet es Verwendung für dekorative Innenverkleidungen von Booten und Automobilen. Kleinere Dimensionen werden für die Herstellung von Zündhölzern, Bleistiften, Verpackungsmaterial und Buchpapier genutzt. In der Zellstoffindustrie gilt Tulpenbaumzellstoff als besonders festigkeitssteigernd und übertrifft in dieser Hinsicht Pappelzellstoff (SCHENCK 1939a, LÖBF 1981b, STRATMANN 1988, WALKER 2009, WAGENFÜHR u. WAGENFÜHR 2022).

Die natürliche Dauerhaftigkeit des Holzes ist als gering einzustufen, was seine Verwendung im Außenbereich einschränkt. Das Kernholz weist eine moderate Resistenz gegenüber holzabbauenden Pilzen auf, während das Splintholz ohne entsprechende Schutzmaßnahmen rasch von Fäulnis betroffen ist. Durch gezielte Holzschutzbehandlungen kann die Witterungsbeständigkeit verbessert werden, wodurch es für Fenster- und Türrahmen sowie für den konstruktiven Holzbau in Form von Sperrholz genutzt werden kann (QUERENGÄSSER 1961, LÖBF 1981b, BURNS u. HONKALA 1990, WALKER 2009).

In Nordamerika zählt *L. tulipifera* zu den bevorzugten Laubhölzern für Bau- und Konstruktionszwecke, insbesondere für Türen, Fensterrahmen und Regale. Weitere Verwendungsfelder umfassen den Gussformenbau, die Spielwarenproduktion sowie kunsthandwerkliche Anwendungen wie Drechslerarbeiten und Holzschnitzerei (BURNS u. HONKALA 1990).

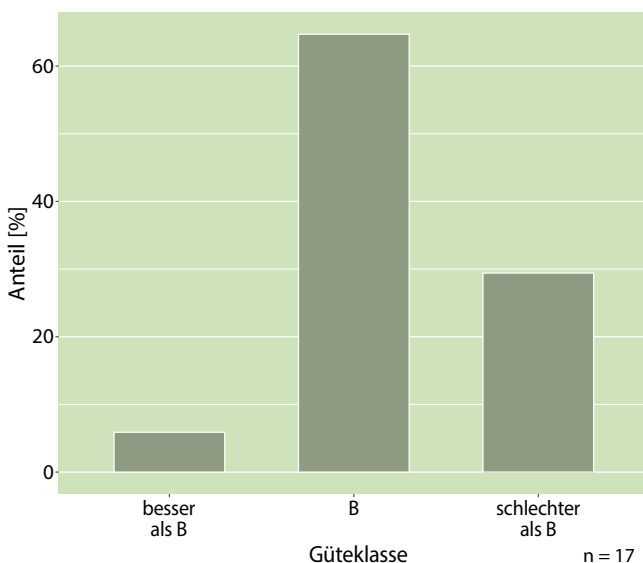


Abb. 10: Qualitätseinschätzung der Praxisanbauten von *L. tulipifera* anhand einer optischen Stehendansprache eines potenziellen Z-Baumkollektivs

3.21.7 Sonstige Ökosystemleistungen

Mit der auffallenden tulpenähnlichen, gelblichen Blüte und den markanten Blättern stellt die Art eine ästhetische Komponente in den Wäldern dar. Insbesondere die goldgelbe Herbstfärbung der Blätter, die Teil des „Indian Summer“ ist, trägt zu einem farbenprächtigen Herbstbild der Bestände bei (QUERENGÄSSER 1961, SCHÜTT 1992, SCHÜTT u. LANG 2002).

Im Weiteren besitzt der Tulpenbaum auch eine Bedeutung als Bienenweide. Ein Baum unter 20 Jahren soll bis zu 3,6 kg Nektar liefern, was ca. 1,8 kg Honig entspricht. Darüber hinaus stellen die Samen für viele Säugetiere und Vögel eine Nahrungsquelle dar. Aus der Rinde kann zudem ein Herzstärkungsmittel hergestellt werden (SCHENCK 1939a, LÖBF 1981b, BURNS u. HONKALA 1990, SCHÜTT u. LANG 2002).

3.21.8 Genetik

Das extensive natürliche Verbreitungsgebiet des Tulpenbaums, das sich von Florida mit einem Jahresmittel von etwa 20 °C bis in das kühlere Neuengland mit nur 7 °C erstreckt, verdeutlicht die ausgeprägte genetische Variabilität der Art. Diese klimatische Spannweite hat entscheidenden Einfluss auf die Anpassungsfähigkeit der unterschiedlichen Herkünfte und damit auf deren Eignung für den Anbau in Mitteleuropa. Die Aussagen zu geeigneten Herkünften variieren dabei zwischen den Autoren. QUERENGÄSSER (1961) kommt aufgrund klimatischer Ähnlichkeiten zu dem Schluss, dass Saatgut aus der nördlichen Grenzzone des Verbreitungsgebietes besser für unsere Wuchsbedingungen geeignet sein muss, da die klimatischen Verhältnisse in diesem Gebiet zu unseren ähnlicher seien, als z. B. in den Appalachen. SCHENCK (1939a) hingegen empfiehlt Herkünfte aus den höheren Lagen von 1.000 m ü. NN aufwärts im Pisgah Nationalpark in North-Carolina, wo ein Übergangsklima mit moderaten Temperaturmitteln vorherrscht. Erfolgreiche Anbauversuche gibt es in Deutschland vor allem auf besseren Standorten, wie z. B. in Auwäldern. Herkünfte aus den südlichen Appalachen, insbesondere aus Höhenlagen zwischen 1.000 und 1.400 m ü. NN, haben sich dabei als besonders leistungsfähig erwiesen (SCHÜTT u. LANG 2002). Diese Befunde unterstreichen die essenzielle Rolle der Herkunftswahl für den forstlichen Anbau des Tulpenbaums in Europa. Insgesamt verdeutlichen genetische Studien signifikante Unterschiede zwischen nördlichen und südlichen Populationen, die sich sowohl in der Wachstumsdynamik als auch in phänotypischen Merkmalen widerspiegeln. Die gezielte Selektion optimal angepasster Herkünfte stellt somit einen zentralen Erfolgsfaktor für die langfristige Etablierung dieser Baumart in außernatürlichen Verbreitungsgebieten dar.

Wachstumskammerexperimente verdeutlichen signifikante Unterschiede in der Photoperiodenreaktion verschiedener Herkünfte: Während eine Tageslänge von 18 Stunden das Wachstum nördlicher Populationen hemmte, blieb diese Einschränkung bei südlichen Herkünften aus. Neben der Wachstumsreaktion bestehen auch Unterschiede in der Dauer der Vegetationsperiode: Nördliche Herkünfte beginnen ihr jährliches Höhenwachstum später und beenden es früher als südliche. Während Langzeitstudien zu volumetrischen Wachstumsdifferenzen weitgehend fehlen, konnte bereits im Jugendstadium ein signifikantes voneinander differenziertes Wachstum nachgewiesen werden. Während die meisten geographischen Variationen mit dem Breitengrad der Herkunft korrelieren, spielen auch Höhenlagen eine wesentliche Rolle in der genetischen Differenzierung (QUERENGÄSSER 1961, BURNS u. HONKALA 1990). Morphologische und wuchstechnische Herkunftsunterschiede manifestieren sich unter anderem in der Borkendicke, der Tiefe der apikalen Blattlappen, der Länge der Fruchzapfen sowie der Anzahl und Breite der geflügelten Nüsschen. In Anbauversuchen in Charleston, South Carolina, wuchsen Jungpflanzen aus der Küstenebene North Carolinas signifikant schneller als solche aus Höhenlagen des westlichen North Carolina. Auf Versuchsflächen im Piedmont kehrte sich dieser Effekt jedoch um, was die Bedeutung standortsspezifischer Umweltfaktoren unterstreicht. Zudem bestehen deutliche Unterschiede in der Blattfärbung: Nachkommenschaften aus küstennahen Populationen zeigen oft eine kupferrote Herbstfärbung mit rundlichen Blattlappen. Diese geographisch bedingten Unterschiede in der Blattmorphologie und der Reaktion auf Tageslängen beeinflussen die Adaptionfähigkeit der jeweiligen Herkünfte an neue Umweltbedingungen (SCHÜTT u. LANG 2002).



Abb. 11: Morgentau auf dem Blatt eines Tulpenbaumes
(Foto: S. Lieven)

3.22 Walnuss (*Juglans regia*)

Juglans regia LINNÉ, 1753

engl.: european walnut

Familie: Juglandaceae

Unterfamilie: Juglandoideae



3.22.1 Zusammenfassende Bewertung



Anbauempfehlung

Die Walnuss (*Juglans regia*) zeigt zunehmend Potenzial als klimaangepasste Baumart für die Wälder Nordwestdeutschlands, da sie warmes, mildes Klima bevorzugt und mäßig trockenheitstolerant ist. Aufgrund letzterer Eigenschaft sollte ihr Anbau aber vor allem auf tiefgründigen, gut wasserspeichernden Böden mit passender Nährstoff-

versorgung stattfinden. Durch die wärmeren und tendenziell trockeneren Bedingungen im Klimawandel hat sie das Potenzial, in den kommenden Jahren an Vitalität zu gewinnen, wenn sie pfleglich bewirtschaftet wird. Abschließende Fragen zu den forstlich geeigneten Herkünften müssen noch geklärt werden.

	Merkmal	Bewertung	Erläuterung
Ökologische Zuträglichkeit (OTTO 1993)	Standortsanpassung	+	Trotz mäßiger Trockenheitstoleranz braucht <i>J. regia</i> tiefgründige Böden mit guter Wasserspeicherkapazität, was die mögliche Standortsamplitude zusammen mit den Nährstoffansprüchen eingrenzt
	Bodenpfleglichkeit	?	Die Streuzersetzung ist als gut einzustufen; der allelopathisch wirkende Stoff Juglon wirkt sich jedoch auf die Vegetation unter Walnussbäumen aus
	Keine Krankheitsverbreitung	+++	Bisher sind keine Krankheiten bekannt, die explizit von <i>J. regia</i> ausgehen
	Keine Anfälligkeit	++	Einige Pilzarten und Insektenarten können der Walnuss Schwierigkeiten bereiten; diese führen aber bisher zu keinen bestandesgefährdenden Auswirkungen
	Mischbarkeit	+-	Die Lichtansprüche sind hoch und der Wachstumsgang macht eine Mischung mit anderen Baumarten anspruchsvoll, ist aber nicht ausgeschlossen
	Naturverjüngung	++	Naturverjüngung von verschleppten Nüssen findet sich in klimatisch geeigneten Regionen immer mal wieder
	Waldstrukturen	+-	Eine Etablierung unter lichtem Schirm ist der Baumart förderlich; langfristig sind Mischbaumarten gegenüber <i>J. regia</i> jedoch in der Bewirtschaftung zu entfernen; ein pflegender Unterstand ist der Baumart dienlich

+++ äußerst positiv ++ sehr positiv + positiv --- äußerst negativ -- sehr negativ - negativ ? unklar

	Merkmal	Bewertung	Erläuterung
Invasivität (VOR et al. 2015)	Negative Standortsbeeinflussung	●	Die allelopathische Wirkung des Juglon ist nicht so stark, wie manchmal beschrieben; abgesehen von dieser Eigenschaft, hat die Art keine weiteren negativen Auswirkungen auf den Boden
	Hohes Reproduktionspotenzial	●	Naturverjüngung von Einzelbäumen findet sich bereits jetzt in klimatisch geeigneten Regionen häufig im Wald; die Bäume fruktifizieren im Freiland jährlich, im Dichtstand soll der Nussertrag deutlich zurückgehen
	Hohes Ausbreitungspotenzial	○	Die schweren Nüsse fallen nur im direkten Kronenbereich zu Boden; Tiere können als Vektoren auftreten, verbreiten aber i. d. R. keine großen Mengen an Nüssen
	Fähigkeit zur Artverdrängung	○	Die Fähigkeit andere Arten zu verdrängen ist gering, da die Art hohe Lichtansprüche und eine geringe Toleranz gegenüber Konkurrenzdruck in der Krone besitzt
	Begrenzte Steuerungsmöglichkeiten	○	Stockausschlagsvermögen ist in der Jugend zwar vorhanden, aber beherrschbar; durch einfache waldbauliche Verfahren ist eine Steuerung der Vorkommen von <i>J. regia</i> durchführbar

○ trifft nicht zu ● trifft bedingt zu ● trifft zu

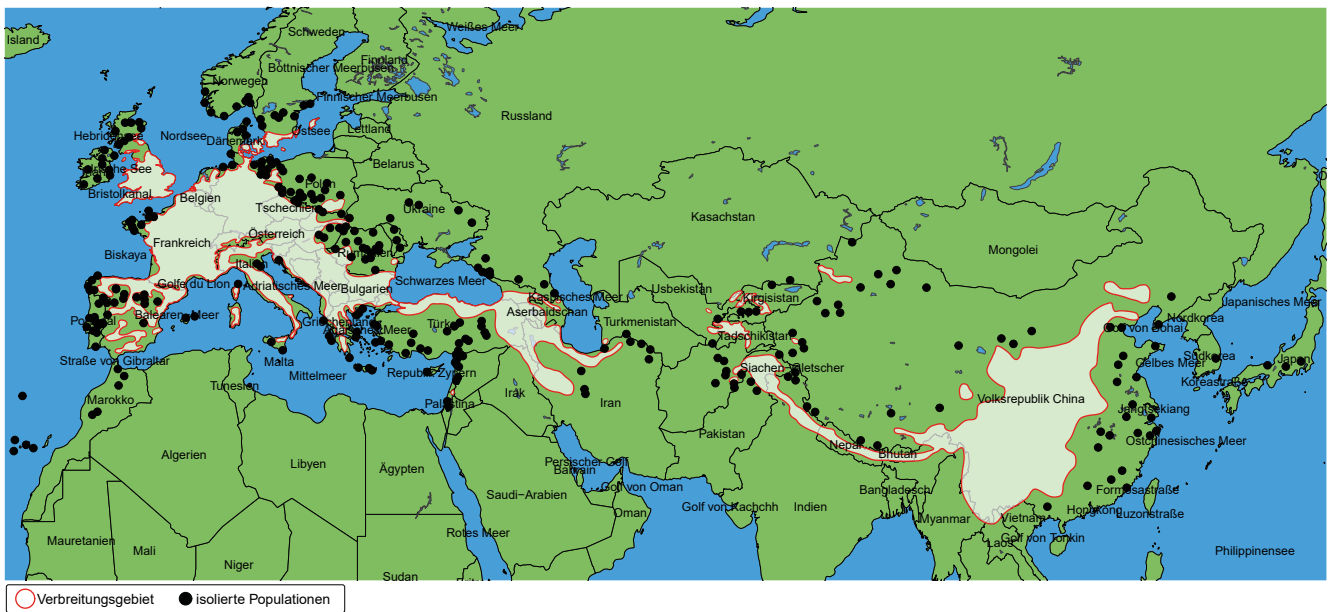


Abb. 1: Verbreitungsgebiet von *Juglans regia*. Quelle: CAUDULLO et al. (2023)

3.22.2 Verbreitung

Das ursprüngliche Verbreitungsgebiet von *Juglans regia* befindet sich in Südosteuropa auf der Balkanhalbinsel und in Asien von der Türkei bis zum Himalaya (Abbildung 1). Darüber, ob das Verbreitungsgebiet auch bis nach China und Japan reicht, ist man sich in der Literatur uneinig. Es scheint im Wesentlichen davon abhängig zu sein, ob man andere Nussbaumarten als Varietäten der Walnuss einstuft oder nicht. Generell ist das natürliche Verbreitungsgebiet dieser Art aufgrund der langen Geschichte der Kultivierung nicht ganz eindeutig. Unstrittig ist jedoch, dass es sich ursprünglich um eine Baumart aus wärmebegünstigten Lagen handelt, die jedoch bereits seit der Römerzeit auch außerhalb ihrer natürlichen Verbreitung kultiviert wurde. Teilweise wird ihre Kulturgeschichte sogar bis auf die Jungsteinzeit zurückgeführt. Tatsächlich war *J. regia* bereits vor und zwischen den Eiszeiten in Mitteleuropa heimisch. Nach den Römern förderten Karl der Große sowie Kaiserin Maria Theresia weiter den Anbau der Walnuss nördlich der Alpen (PRETZSCH 1995, METTENDORF et al. 1996, AAS 2008, ROLOFF 2008, DE RIGO et al. 2016, FREI 2019). In Zentralasien finden sich auch heute noch extensiv bewirtschaftete Walnusswälder von etwa 30.000 ha (SDW 2021). FREI (2019) schreibt, dass *J. regia* als waldbildende Art heute noch zwischen dem Kaspischen und Schwarzen Meer im Kaukasus, in Georgien, im Iran und in der Türkei, aber auch östlich in Kirgistan auftritt.

3.22.3 Standort

Die Ansprüche von *J. regia* an die Wasser- und Nährstoffversorgung des Bodens sind in der Literatur nicht ganz einheitlich. Während einige Autoren die Ansprüche als hoch einstufen, finden sich ebenso Angaben, dass die

Art auch mit mittleren Nährstoffversorgungen zurechtkommt, das Wachstum aber erst auf nährstoffreichen und frischen Böden gut ist. Dabei sollte der Boden möglichst tiefgründig und skelettarm sein. Als ungeeignet werden leichte Sande sowie nasse, schwere Tonböden eingestuft. Wichtig ist eine gute Durchlüftung des Bodens. Staunasse oder wechselfeuchte Standorte sind folglich ungeeignet. Kalk verträgt die Art gut. In Mitteleuropa ist *J. regia* in den Hartholzauenwäldern und in wärmeliebenden Eichenmischwäldern vergesellschaftet (KLEMP 1990, PRETZSCH 1995, METTENDORF et al. 1996, BARENGO 2001c, AAS 2008, ROLOFF 2008, SDW 2021).

Die aufgeführten Ansprüche an die Nährstoff- und Wasserversorgung lassen sich auch in den Standorten der untersuchten Praxisanbauten wiederfinden (Abbildung 2). Es dominieren frische, gut nährstoffversorgte Standorte, aber auch im mittleren Nährstoffbereich sind Anbauten zu finden. Auf sehr trockenen Standorten kommt die Walnuss hingegen nicht vor.

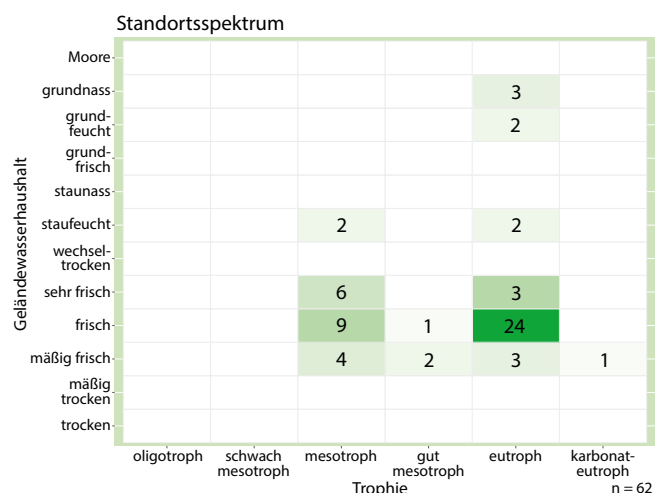


Abb. 2: Standortsspektrum der untersuchten Praxisanbauten der Walnuss

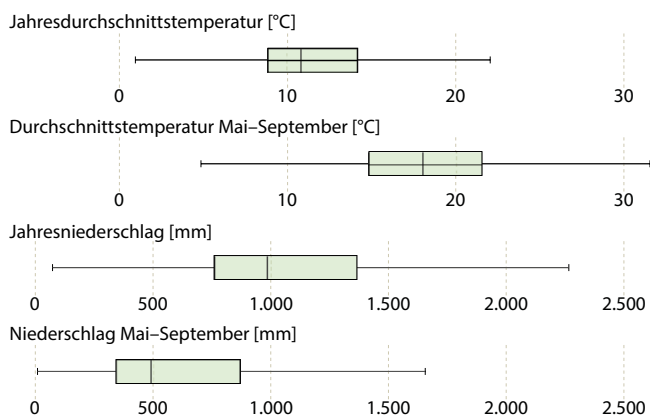


Abb. 3: Klimawerte des natürlichen Verbreitungsgebietes der Walnuss extrahiert aus dem CHELSA-Datensatz (KARGER et al. 2021)

J. regia gilt als wärmeliebende Art, ist jedoch als erwachsener Baum sehr frosttolerant und kann Temperaturen bis -29°C ertragen. Für die Saugwurzelneubildung und den Blattaustrieb braucht die Art im Frühjahr eine relativ hohe Bodenwärme von rund 10°C . Aufgrund des späten Austriebes und der damit verbundenen späten Verholzung der Triebe darf die Vegetationszeit nicht zu kurz sein (KLEMP 1990, JAGEL u. HETZEL 2017).

Im natürlichen Verbreitungsgebiet von *J. regia* herrschen Jahresdurchschnittstemperaturen zwischen $8,8$ und $14,2^{\circ}\text{C}$, im Mittel $10,8^{\circ}\text{C}$ (Abbildung 3). In den Monaten Mai bis September erreichen die Durchschnittstemperaturen Werte zwischen $14,8$ und $21,6^{\circ}\text{C}$. In dem betrachteten Gebiet treten maximale Temperaturen von -32°C sowie $+43,8^{\circ}\text{C}$ auf. Der Jahresniederschlag schwankt zwischen 760 und 1.360 mm, wovon in den Monaten Mai bis September 340 – 870 mm fallen.

J. regia bildet eine kräftige Pfahlwurzel mit nur spärlicher Seitenbewurzelung aus. Die Wurzel ist rübenartig verdickt. In diesem Rindenparenchym speichert sie Reservestoffe. Insbesondere in den ersten Jahren ist das Wurzelwachstum sehr ausgeprägt und die Länge der Wurzel kann bis zur sechsfachen Länge des oberirdischen Pflanzensprosses anwachsen. Bereits im ersten Jahr kann die Wurzel eine

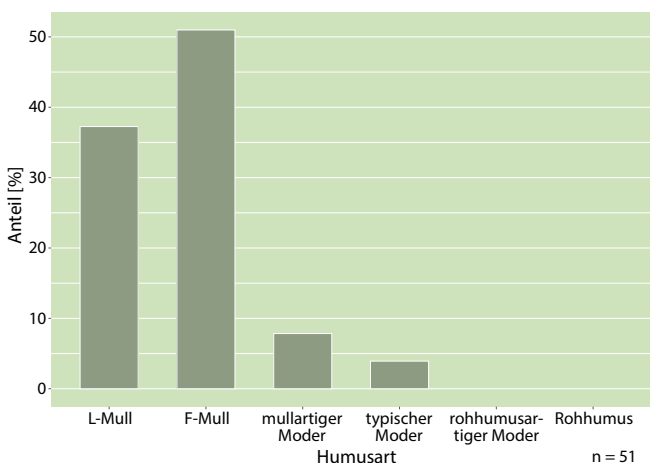


Abb. 4: Humusansprache in den Beständen der Praxisanbauten der Walnuss

Länge von 20 – 50 (80) cm erreichen. Generell besitzt die Wurzel in den ersten beiden Jahren ein verstärktes Tiefenwachstum. Erst im späteren Alter beginnt sie sich horizontal auszubreiten (REBMANN 1907, PRETZSCH 1995, METTENDORF et al. 1996, BARENGO 2001c, SAVILL u. WISE 2013, DE RIGO et al. 2016, SDW 2021).

Die in den Praxisanbauten vorgenommene Ansprache der Humusformen (Abbildung 4) zeigt auf, dass sich unter *J. regia* vornehmlich bessere Humusformen entwickeln. Dies kann als ein Zeichen für die gute Streuzersetzung dieser Art gesehen werden. Auf die allelopathische Wirkung des Laubes wird im Kapitel Gefährdungen (3.22.5) eingegangen.

3.22.4 Wachstum und Ertrag

3.22.4.1 Übersicht

J. regia kann 160 – 200 Jahre alt werden und dabei im Freiland Höhen zwischen 20 und 30 m erreichen. Im Bestand können Höhen von bis zu 35 m erreicht werden und es bilden sich geradschaftige, zylindrische und astfreie Stammstücke von 6 – 10 m Länge mit Stammdurchmessern von in Extremfällen bis zu 2 m (BHD). Im Regelfall ist ein BHD von 60 – 90 cm im Alter 100 realistisch. Ab 120 Jahren nimmt die Gefahr der Wurzelfäule deutlich zu (WINTER u. GÜRTH 1990, PRETZSCH 1995, METTENDORF et al. 1996, BARENGO 2001c, SAVILL u. WISE 2013, DE RIGO et al. 2016, JAGEL u. HETZEL 2017, SDW 2021).

Im Allgemeinen wird *J. regia* eine geringe Schattentoleranz nachgesagt. Sie vermag zwar in der Jugend im Unter- oder Zwischenstand zu wachsen und ist zu dieser Zeit etwas schattentoleranter, braucht aber langfristig Licht und muss somit in Pflegemaßnahmen konsequent freigestellt werden. Die Freistellung sollte spätestens mit etwa 10 Jahren erfolgen, da die Bäume ansonsten wieder eingehen können. Durch den ausgeprägten Phototropismus führt seitliches Licht zu einer Krümmung dem Licht entgegen. Der Lichtbedarf der Walnuss wird in der Literatur häufiger mit dem der Wildkirsche verglichen (HOFFMANN 1942, PRETZSCH 1995, BARENGO 2001c, EBERT 2003, AAS 2008, ROLOFF 2008, SAVILL u. WISE 2013, DE RIGO et al. 2016).

In der Jugend ist das Höhenwachstum stark, was *J. regia* nach dem Sämlingsstadium zu einer konkurrenzunempfindlichen Baumart macht. Im ersten Lebensjahr wird der Spross des Nussbaumes 3 – 15 cm hoch, im zweiten bereits bis zu 60 cm. Ab dem dritten Lebensjahr werden dann Jahrestriebe von 50 cm gebildet, aber auch solche von 1 – $1,8$ m sind möglich (REBMANN 1907, METTENDORF et al. 1996, BARENGO 2001c).

Eine Besonderheit beim Höhenwachstum der Walnuss beschreibt HOFFMANN (1942). Der Stamm dieser Baumart wächst nur bis zu einer Höhe von ca. 5 m durch die Jahrestriebe einer Gipfelknospe. Ab dieser Höhe wird das

Längenwachstum des Gipfeltriebes schwächer. Das Höhenwachstum wird sehr häufig ab dort durch einen steil aufgerichteten Ast übernommen. HOFFMANN (1942) schreibt weiter, dass bereits ein Jahr später der Trieb aus dieser Endknospe auf ähnliche Weise durch einen Trieb aus einer Knospe nächsthöheren Grades abgelöst werden kann. Dies kann sich mehrfach wiederholen, bis sich schlussendlich der Stamm in einer Krone auflöst. Dies führt dazu, dass der Stamm von *J. regia* häufig nur bis in eine Höhe von 5 m eine Achse bildet und dann zu einer Scheinachse wird. Die Stellen, wo Zweige das Höhenwachstum übernommen haben, sind an der Pflanze durch einen Knick im Stamm zu erkennen. Dieses Merkmal verschwindet mit der Zeit allerdings durch das Dickenwachstum und bereits 20-jährige Stämme sind auf wüchsigen Standorten geradschaftig. Das Höhenwachstum von *J. regia* kulminiert früh. Ab einem Alter von 30 – 40 Jahren nimmt die Kronenexpansionsfähigkeit stark ab. Bis hierhin sollte durch gezielte Pflegemaßnahmen eine ungestörte Kronenentwicklung bereits sichergestellt worden sein. Als Zielbaumzahlen können bei Kronendurchmessern von 12 – 15 m 50 – 80 Z-Bäume pro Hektar ausgewählt werden. Gegenüber freistehenden Exemplaren ist das Dickenwachstum im Bestand geringer. In der Schweiz wurden jährliche Durchmesserzuwächse von 0,6 – 0,8 cm ermittelt. Bei solchen Wuchsverhältnissen lassen sich in 80 – 100 Jahren Durchmesser von 50 – 70 cm erreichen mit Schaftlängen von 6 – 8 m (WINTER u. GÜRTH 1990, METTENDORF et al. 1996, BARENGO 2001c, SAVILL u. WISE 2013).

Die in unseren Breiten vorkommenden Bäume wurden jahrtausendlang auf Fruchtertrag gezüchtet und neigen dazu relativ rasch eine kandelaberartige Krone auszubilden. Das Seitenwachstum im Freiland ist bis zu viermal breiter als das Höhenwachstum. Dennoch wachsen Bäume von *J. regia*, sofern sie in einem engen Verband gepflanzt werden, oftmals zu Bäumen mit langem Schaft heran. Neben der Herkunft hat bei dieser Baumart also auch die Erziehung einen wesentlichen Einfluss auf die Schaftigkeit der Bäume. Der Habitus in einem geschlossenem Bestand gleicht dem einer Eiche oder Buche und hat wenig mit der breiten, kugelartigen Krone, die diese Baumart im Freiland ausbildet, gemein (REBMANN 1907, WINTER u. GÜRTH 1990, BARENGO 2001c, EBERT 2003).

Begründung

J. regia fängt zwischen dem 5. und 15. Lebensjahr an zu blühen. Der Blütezeitpunkt liegt im Juni. Die Nüsse reifen und fallen Ende September oder Anfang Oktober, wobei es hier deutliche Unterschiede zwischen den Herkunft geben kann. Mit dem Fallen der Walnüsse vom Baum beginnt auch der Erntezeitpunkt für Saatgut (PRETZSCH 1995, SAVILL u. WISE 2013). Zur Lagerung, aber auch zur Verbesserung

der Keimung und des Aufsprießens sollten die Nüsse von Fruchtschalenresten befreit werden. Die weitere Lagerung kann, sofern eine Saat im Frühjahr angestrebt wird, sowohl trocken erfolgen oder aber in feuchtem Sand bei Temperaturen die den Freilandbedingungen entsprechen. Soll das Saatgut länger gelagert werden, kann es bei -18 °C rund drei Jahre gelagert werden, ohne dass die Keimfähigkeit großartig vermindert wird. Die Keimfähigkeit schwankt unabhängig von der Art der Lagerung zwischen 10 und 95 %. Ein Kilogramm Nüsse enthält eine Stückzahl von 60 – 120 (PRETZSCH 1995, METTENDORF et al. 1996).

Beschäftigt man sich mit der Begründung der Walnuss, wird schnell deutlich, dass es mit erheblichen Schwierigkeiten behaftet ist diese Baumart zu etablieren. SAVILL u. WISE (2013) schreiben hierzu sogar, dass *J. regia* zuweilen eher baumpflegerische als waldbauliche Aufmerksamkeit benötigt, um sie zu etablieren. Dem liegt zugrunde, dass die Walnuss ein Verpflanzen nicht mag und dieses oft im kümmerlichen Wuchs oder gar im Misserfolg der Anpflanzung endet. Zurückzuführen ist dies im Wesentlichen auf die Wurzel, welche, wie schon erwähnt, im ersten Jahr bis zu 50 cm lang werden kann. Dies führt dazu, dass bereits bei einjährigem Pflanzgut die Wurzel von Baumschulware beschädigt ist, worauf die Art besonders empfindlich reagiert. Unterhalb des Wurzelhalses bildet *J. regia* eine dicke, rübenartige Wurzel aus. Dieses Parenchymgewebe ist ein wichtiges Speicherorgan, weshalb sich das Unterschneiden für die Pflanze doppelt negativ auswirkt. Neben dem Verlust eines Teils des aufnahmefähigen Organs fehlt auch noch Speichergewebe. Die Verletzung der Wurzel fördert zusätzlich auch die Fäulnisgefahr. Neben der Pfahlwurzel bildet die Walnuss als Sämling nur wenige Seitenwurzeln aus, was sich ebenfalls negativ auf eine Verpflanzung auswirkt. Über Pflanzen, die die Verpflanzung überlebt haben, wird von einem ausgeprägten Pflanzschock berichtet, welcher sich in mangelndem Zuwachs in den ersten fünf Jahren äußert. Einige Autoren berichten sogar, dass sich gepflanzte Walnussbäume auch später noch durch kümmerlichen Wuchs auszeichneten (REBMANN 1907, SCHULZE-BIERBACH 1991, METTENDORF et al. 1996, MÜLLER-KROEHLING 2000, EBERT 2003, ROLOFF 2008, SAVILL u. WISE 2013).

WINTER u. GÜRTH (1990) berichten über bessere Erfahrungen mit älteren verschulten Pflanzen. Bei Testanpflanzungen erzielten sie, was den Wuchs anbelangt, mit dreijährigen (1+2) Pflanzen bessere Erfolge als mit zweijährigen Pflanzen. Die Autoren führen dies auf das zusätzliche Wurzelsystem zurück, welches sich neben der gekappten Pfahlwurzel in der Zeit im Verschulbeet entwickeln konnte. SCHULZE-BIERBACH (1991) berichtet aus Erfahrungen im ehemaligen Bundesforstbetrieb Nordrhein, dass ein Unterschneiden aufgrund der langen Pfahlwurzel unumgänglich sei. Dabei sei aber darauf zu achten, dass diese

Maßnahme zur richtigen Zeit und in der richtigen Tiefe zu erfolgen hat. Nach den Erfahrungen des Autors hat sich dabei eine Tiefe von mindestens 30 cm bewährt, damit der rübenartige Teil der Pfahlwurzel nicht verletzt wird. Als Zeitpunkt eignet sich wohl das Frühjahr im Übergang zum zweiten Lebensjahr der Pflanze besser als schon der August des ersten Lebensjahres. Derart behandelte Pflanzen zeigten wohl eine verstärkte Seitenbewurzelung, was zu einem guten Anwuchserfolg geführt haben soll. Auch PRETZSCH (1995) schreibt, dass sich bei dem geschilderten Verfahren das Wurzelsystem soweit regeneriert hat, dass ein rasches Jugendwachstum der Pflanze möglich ist.

Neben diesen Aussagen finden sich noch weitere, teils voneinander abweichende Aussagen über die Eignung verschiedener Pflanzsortimente. Oftmals werden einjährige (1/0) oder maximal zweijährige Pflanzen empfohlen, da diese sich noch relativ gut pflanzen lassen, und bei denen der Pflanzschock anscheinend nicht so ausgeprägt ist, da ihnen ein schnellerer Start des Wachstums nachgesagt wird. Andere wiederum empfehlen aufgrund der Konkurrenzsituation größere Pflanzen, für welche gleichzeitig dann allerdings eine Lochpflanzung empfohlen wird. Unabhängig vom Sortiment sollte bei allen Pflanzen darauf geachtet werden, dass die Wurzeln nicht weiter verletzt werden. Der Wurzelhals darf ebenfalls nicht überdeckt werden, da dies Kümmerwuchs zur Folge haben kann (REBMANN 1907, METTENDORF et al. 1996, BARENGO 2001c, EBERT 2003, SAVILL u. WISE 2013).

Als Pflanzzeitpunkt wird in der Literatur das Frühjahr angegeben. Pflanzen, welche im Herbst gerodet werden, sind aufgrund mangelnder Kallusbildung über Winter sehr anfällig gegenüber Fäulnis. Als Pflanzverbände kommen für die forstliche Verwendung 2,0 x 4,0 m oder 2,0 x 2,0 m bzw. 2,0 x 1,5 m in Betracht. Der Dichtstand fördert das Höhenwachstum und die natürliche Astreinigung und wirkt der Bildung von Wasserreisern entgegen (SCHULZE-BIERBACH 1991, PRETZSCH 1995, METTENDORF et al. 1996, BARENGO 2001c). Aufgrund der geschilderten Probleme beim Pflanzen von *J. regia* wird die Saat dieser Baumart als Etablierungsmethode empfohlen. Der ganz klare Vorteil dieses Verfahrens ist die gegenüber verschulter Pflanzen ungestörte Wurzelentwicklung. Pflanzen aus Direktsaaten wachsen gegenüber verschulter Pflanzware viel schneller, wodurch die Etablierungszeit verkürzt werden kann. Da bei der Saat jedoch das Risiko der Fraßverluste durch z. B. Vögel und Mäuse besteht, wird empfohlen, hier pro Saatplatz mindestens 3 Nüsse auszubringen. Saatzeitpunkt für das gereinigte und gelagerte Saatgut ist ab März. Walnüsse keimen ab einer Bodentemperatur von 8 °C.

Die harte Nussschale sowie das den Nusskern impermeable Häutchen behindern die Aufnahme von Wasser. Deshalb ist es hilfreich, die Nüsse vor dem Aussäen ein bis zwei

Tage zu wässern, mindestens jedoch 5 bis 10 Stunden. Die Nüsse sollten in einer Tiefe von 3 – 5 (10) cm platziert werden. Von einer Stratifikation von Walnüssen wird oftmals abgeraten, da diese bei der Walnuss den Geotropismus weckt. Dies bedeutet, dass sich der Embryo innerhalb der Nuss am Gravitationsfeld ausrichtet und dabei die Richtung der Wurzelbildung bereits festgelegt wird. Wird die Nuss bei der Saat anders ausgelegt, verkrümmt sich die Wurzel. Weiterhin sollte bei der Saat auf die Ausrichtung der Nuss achtgegeben werden, damit sich Keimwurzel und Spross in einer senkrechten Achse ausbilden (Abbildung 5). Hierzu sollte die Schallennaht der Nuss senkrecht und die Mittellinie waagerecht liegen. Eine andere Ausrichtung verhindert zwar nicht den Saaterfolg, führt allerdings zu Verdrehungen am Stammfuß. ROST u. MEYER-RAVENSTEIN (2020) berichten, dass es aufgrund der Ausrichtung des Keimlings am Gravitationsfeld bei spät gesäten Nüssen zu einem Überliegen kommen kann und diese erst im Folgejahr bzw. auch erst in den Folgejahren keimen. Dies führen sie darauf zurück, dass bei einer späten Saat die bis dahin in der Nuss getroffene Ausrichtung gestört wird. Das Stecken von Stäben erleichtert das Wiederauffinden und die Pflege der Saatplätze. Später müssen die Saatplätze natürlich vereinzelt werden, indem man den wüchsigsten Sämling belässt (HOFFMANN 1942, KLEMP 1990, PRETZSCH 1995, METTENDORF et al. 1996, EBERT 2003, SAVILL u. WISE 2013, ROST u. MEYER-RAVENSTEIN 2020).

Ein anderes Verfahren, welches von EBERT (2003) beschrieben wird, ist das Pflanzen von Keimlingen. Hierzu werden die Nüsse in einem feuchten Torf-Sand-Gemisch überwintert. Dabei sollte unter der Nuss 20 cm des Substrates sein und die Nuss sollte rund 3 cm davon bedeckt werden. Im Frühjahr können die so eingelagerten Nüsse in diesem Substrat keimen. Rund 6 Wochen nach der Keimung, wenn sich die ersten Folgeblätter an dem ca. 10 cm großen Spross entwickelt haben, kann die Pflanzung vorgenommen werden. Dabei muss die Nuss unter der Erdoberfläche zum Liegen kommen.

Ein diesem Vorgehen recht ähnliches Verfahren erläutern METTENDORF et al. (1996). Hier erfolgt die Aussaat der

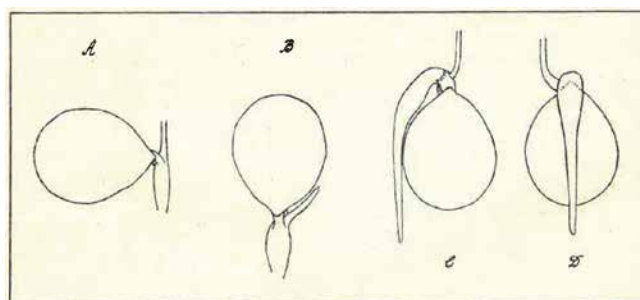


Abb. 5: Schematische Darstellung der Keimung der Walnuss. Die quellenden Samenlappen sprengen die Schale von der Spitze her entlang der Naht auseinander. Je nach Lage der Nuss ergibt sich eine bestimmte Form des Stammfußes. Quelle: HOFFMANN (1942)

Walnüsse direkt in Container, aus denen die jungen Sämlinge dann noch vor Ende der Vegetationszeit (ca. Juli) ausgepflanzt werden.

Waldbau

Die Erziehung von wertholzhaltigen Walnussbeständen kann mitunter aufwendig sein. Der Grund hierfür liegt in der oftmals auftretenden frühzeitigen Auflösung der Stammachse und der Ausbildung einer tief ansetzenden Krone. Bereits in der Jugend wird daher häufig ein Formschnitt der jungen Walnusspflanzen empfohlen. Dabei wird bei einer einsetzenden Verbuschung oder Verzweiselung mit einer Schere bis auf den stärksten Trieb vereinzelt. Bei gänzlich ungeeigneten Wuchsformen wird sogar ein Auf-den-Stock-Setzen der jungen Pflanze empfohlen. Die daraus resultierenden Stockausschläge seien oftmals in der Qualität deutlich besser, müssen aber im Anschluss erneut vereinzelt werden. Diese Maßnahme sollte früh im Jahr, ungefähr im Juni, stattfinden, damit der verbleibende Trieb ausreichend gefördert wird. Es sollte darauf geachtet werden, dass die zu entfernenden Äste am Astkragen nicht mehr als 3 cm Durchmesser aufweisen (PRETZSCH 1995, METTENDORF et al. 1996, BARENGO 2001c, SAVILL u. WISE 2013).

Auch eine Wertästung wird für die Erziehung qualitativ hochwertiger Stämme von *J. regia* empfohlen. Grünästung stellt dabei bei dieser Baumart kein Problem dar. Die Durchmesser der zu entnehmenden Äste sollten aber auch bei dieser Maßnahme nicht zu groß sein und auch hier 3 cm nicht wesentlich überschreiten. Weiterhin sollte die Maßnahme auf jeweils drei stark entwickelte Triebe begrenzt werden und ggf. in mehreren aufeinanderfolgenden Jahren nachgeästet werden. Zu starke Ästung kann eine unerwünschte Sekundärtrieb Bildung fördern. Die Ästung selber erfolgt am Astring und nicht stammeben. Es muss darauf geachtet werden, dass mindestens die halbe Baumlänge als Krone stehen bleibt, da sonst die Gefahr von Wasserreiserbildung oder Kopflastigkeit besteht. Als Zeitpunkt für die Ästung hat sich Juli/August als vorteilhaft erwiesen. Früher im Jahr tritt starker Saftfluss an den Schnittstellen auf, der sich negativ auf die Vitalität der Bäume auswirken kann und die Gefahr der Bildung von Sekundärtrieben ist geringer. Solche Ästungen sollten bereits ab einer Höhe von 4 m vorgenommen werden (PRETZSCH 1995, METTENDORF et al. 1996, BARENGO 2001c).

Die weitere Bestandesbehandlung bei *J. regia* sollte in Form einer lichtwuchsartigen Durchforstung ähnlich wie bei den Eichenarten erfolgen. Ausgehend von dichten Pflanzverbänden um die 3.300 Stk./ha (s. o.) sollte in der Jugendphase nur schwach durchforstet werden, damit die Selbstdifferenzierung und die natürliche Astreinigung nicht beeinträchtigt und das Höhenwachstum gefördert wird. Gelegentlich wird bereits bei einer Oberhöhe von

8 m eine Auswahl von 300 Z-Baum-Anwärtern empfohlen. Spätestens bei einer astfreien Schaftlänge von 6 – 8 (10) m sollte mit einer konsequenten Freistellung der Kronen bei den Z-Bäumen begonnen werden. Als Zeitpunkt für die abschließende Z-Baum-Auswahl und der Beginn deren konsequenten Förderung wird in der Literatur einheitlich eine Oberhöhe von 13 m angegeben. Es wird aber auch darauf verwiesen, dass spätestens, wenn die grüne Krone die Hälfte der Baumhöhe zu unterschreiten beginnt, mit einer Pflege der Z-Bäume begonnen werden sollte. In einem Turnus von 5 – 8 Jahren sollten lichtwuchsartige Durchforstungseingriffe erfolgen, damit die Kronenpflege bis zum Alter von ca. 40 Jahren weitestgehend abgeschlossen ist und die Bäume ab diesem Zeitpunkt die Krone auf bis zu 2/3 der Baumhöhe ausbauen können. Als Bestandesaufbau sollten allseits umlichtete, dichtbekronte, wipfelschäftige Walnussbäume angestrebt werden, die von einem schaftpflegenden Unterstand begleitet werden. Dieser verhindert Wasserreiser, welche die Holzqualität deutlich mindern können, auch wenn sie nach kurzer Zeit wieder absterben. Solch behandelte Bestände sind in der Lage, die angestrebten Zieldurchmesser in rund 80 Jahren zu erreichen (WINTER u. GÜRTH 1990, PRETZSCH 1995, METTENDORF et al. 1996, BARENGO 2001c, EBERT 2003).

3.22.4.2 Ergebnisse der Untersuchungen

Für die Walnuss lagen keine langfristigen Versuchsflächen vor. Es konnten aber in 15 von den 69 besichtigten Praxisanbauten Aufnahmen durchgeführt werden. Davon entfallen rund 11 Bestände auf die **ertragskundlichen Aufnahmen**. Diese decken ein Alter zwischen 16 und 95 Jahren ab, wobei ein Schwerpunkt bei den jüngeren Beständen mit einem Alter unter 40 Jahren liegt (Abbildung 6). Ein Vergleich mit der Ertragstafel für die Esche (VOLQUARDTS 1958) zeigt, dass die Höhenentwicklung der Walnuss dieser sehr ähnelt. Die vorgefundenen Bestände liegen fast alle im Bereich zwischen der 1. und 2. Ertragsklasse. Bei der Grundfläche und dem Volumen liegen insbesondere die jungen Bestände teils jedoch deutlich unter diesem Niveau. Weite Pflanzverbände mit geringen Stückzahlen und daraus resultierenden weit ausladenden Kronen liefern hier oftmals die Ursache. Aus dieser resultieren zugleich die starken Durchmesser der Bestände, die allesamt über der 1. Ertragsklasse der Vergleichsertragstafel liegen. Dies bestätigt auch die in der Literatur erwähnte starke Zuwachsleistung beim Dickenwachstum. Die in der Literatur erwähnten realisierbaren Zielstärken von 50 – 70 cm in 80 – 100 Jahren sind nach diesen wenigen Untersuchungen aber wohl nur an besonders wuchskräftigen Einzelexemplaren in den Beständen zu realisieren. Es ist jedoch nicht auszuschließen, dass eine der Baumart angepasste waldbauliche Behandlung zu besseren Wuchsleistungen führt.

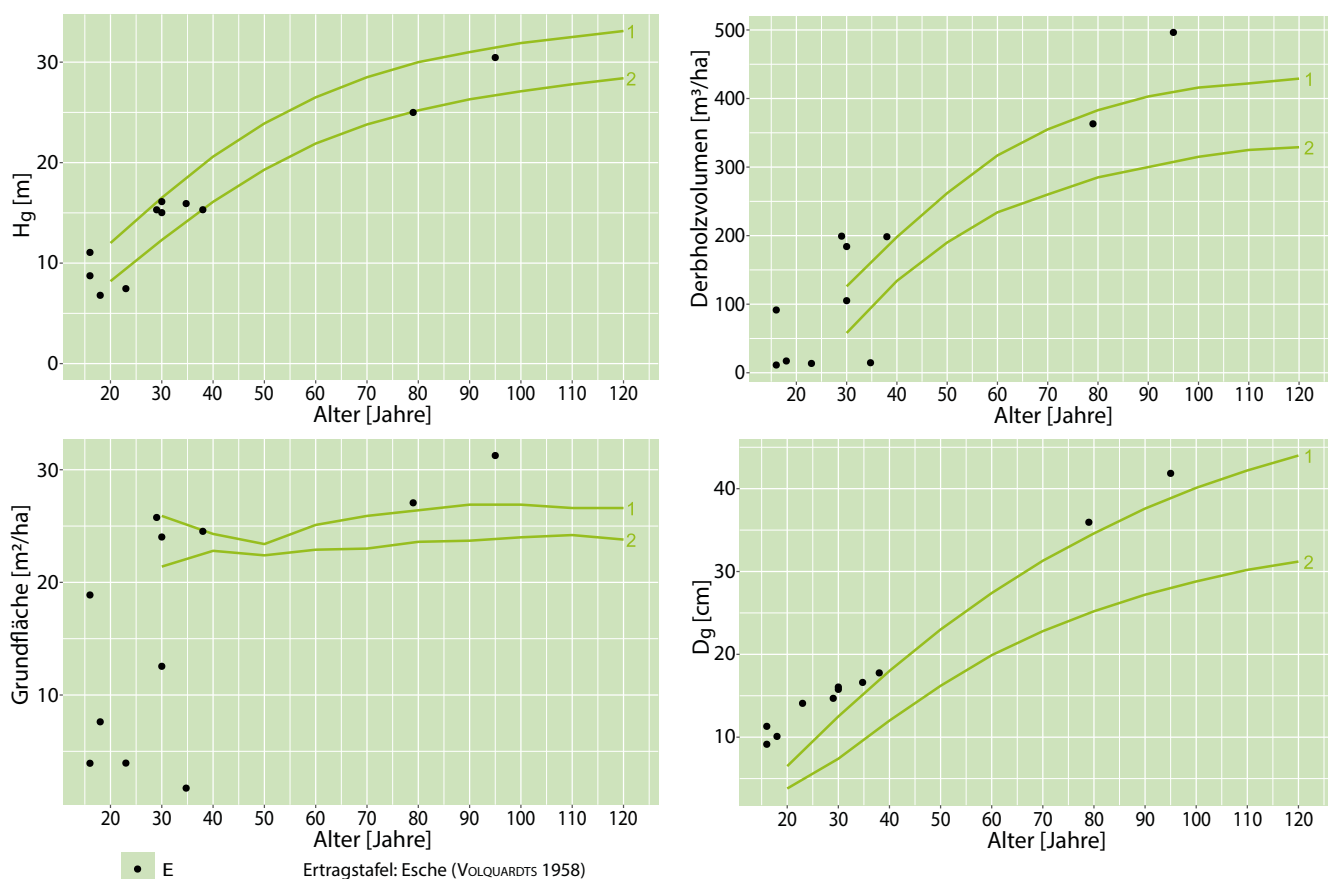


Abb. 6: Mittelhöhen-, Derbholzvolumen-, Grundflächen- sowie Durchmesserentwicklung der untersuchten Praxisanbauten der Walnuss im Vergleich zur Eschenertagstafel (VOLQUARDTS 1958). E: Einmalige Aufnahmen

Vier Aufnahmen wurden bei der Walnuss in Beständen durchgeführt, die die Derbholzgrenze noch nicht erreicht hatten und folglich mittels **Sechsbaumstichproben** aufgenommen wurden (Abbildung 7). Trotz der nur wenigen Bestände lässt sich das in der Literatur beschriebene Wuchsverhalten junger Walnussbäume in den Aufnahmen wiederfinden. Nach einer erfolgreichen Etablierung braucht die Walnuss rund drei Jahre, um starke Höhenzuwächse zu leisten, weist dann wiederum ein starkes Jugendwachstum auf, was sie in dieser Phase auch konkurrenzunempfindlich

macht. Dies bestätigen die untersuchten Bestände, da keiner der vier Bestände einem Konkurrenzdruck unterliegt. Bei der Dichteentwicklung zeigen sich wiederum die oftmals vorgefundenen geringen Pflanzzahlen, die sich aber, mit einer Ausnahme, im Rahmen der in der Literatur aufgeführten Stückzahlen bewegen. Abschließend konnten drei von vier Kulturen als gelungen klassifiziert werden.

Die Walnuss wurde aufgrund der bisher unzureichenden Erfahrungen bei den **Anbauversuchen** in Hessen mit berücksichtigt. In Abbildung 8 ist die Überlebensrate sowie

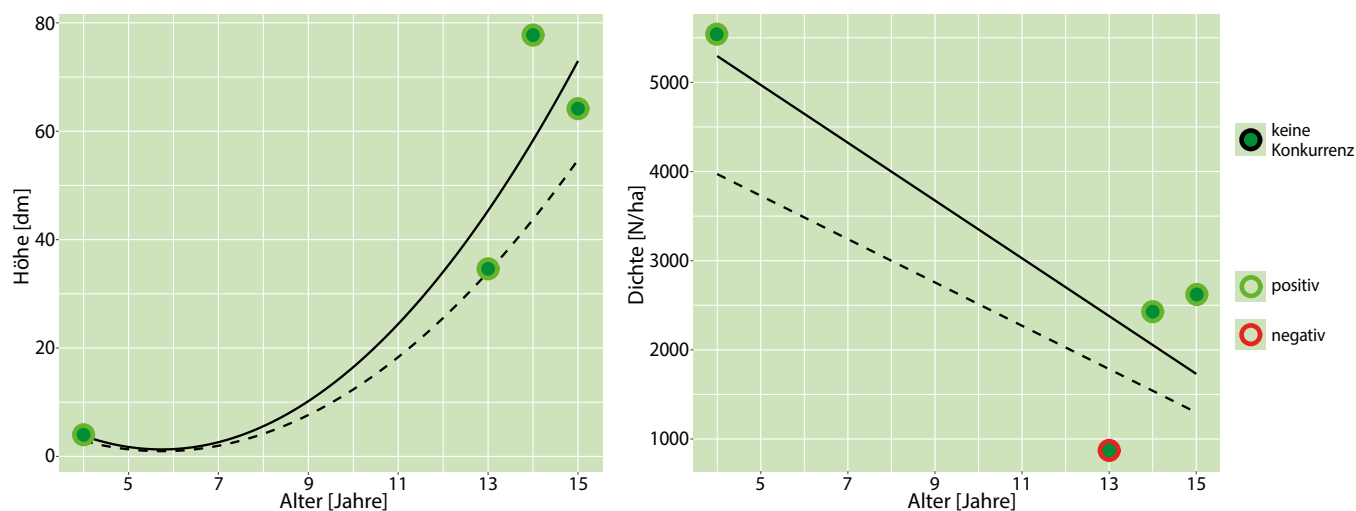


Abb. 7: Darstellung der Alters-Höhen- bzw. Alters-Dichte-Entwicklung der Walnuss mit der ermittelten Konkurrenzintensität der Bestände durch sonstige Baumarten

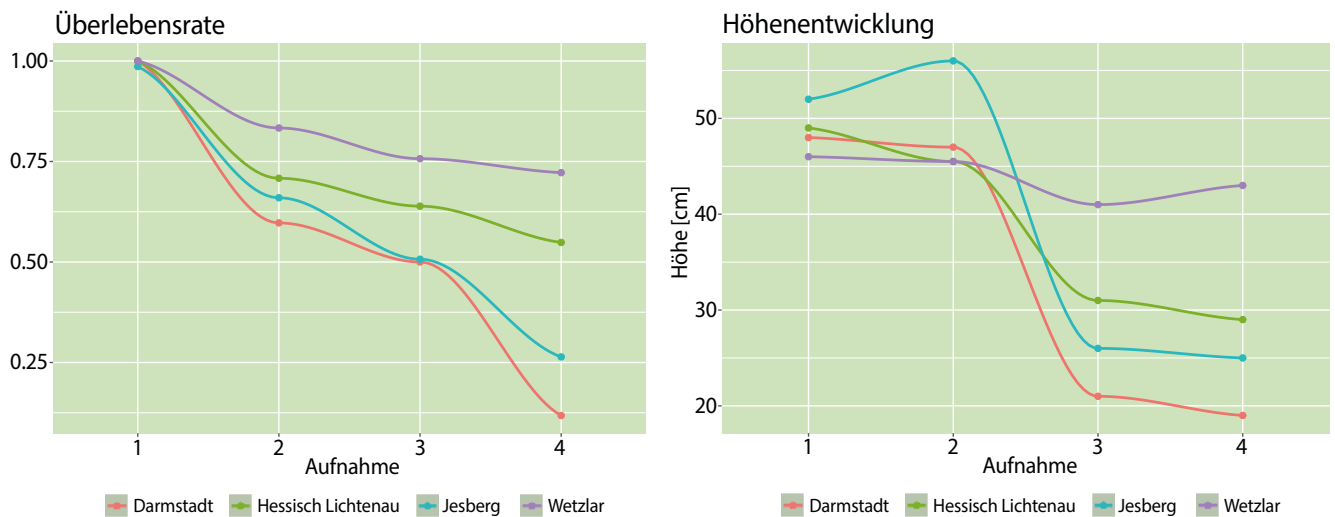


Abb. 8: Überlebensrate (links) sowie Höhenentwicklung (rechts) der Walnuss auf den vier Anbauversuchen in Darmstadt, Hessisch Lichtenau, Jesberg und Wetzlar in Hessen. Bei der Höhenentwicklung wurden jeweils nur die zum Aufnahmezeitpunkt noch lebenden Exemplare berücksichtigt.

die Höhenentwicklung auf den vier Standorten abgebildet. Bei der Überlebensrate gibt es nach dreijähriger Standzeit teils deutliche standörtliche Unterschiede. Während in Darmstadt Ende 2024 (Aufnahme 4) nur noch 11 % der gepflanzten Bäume überlebt haben, sind es in Wetzlar immerhin noch rund 72 %, gefolgt von Hessisch Lichtenau mit 54 % und Jesberg mit 26 %. Bei den Pflanzungen konnten die geschilderten Probleme bei der künstlichen Begründung dieser Art bestätigt werden. Verwendet wurden zweijährige (1+1) wurzelnackte, nicht unterschnittene Pflanzen (Abbildung 9). Diese wiesen eine enorme Pfahlwurzel auf, wodurch die Pflanzung teils erheblich

erschwert wurde. Der Feinwurzelanteil war darüber hinaus teilweise arttypisch gering. Zusammen mit der auftretenden extremen Trockenheit im Jahr nach der Pflanzung hatten diese Umstände hohe Absterbeprozesse der oberirdischen Pflanzenteile zur Folge. Diese konnten in großem Umfang aber bereits im ersten Jahr durch Stockausschläge kompensiert werden. Durch den Aushebeprozess der Pflanzen in der Baumschule war bei einem überwiegenden Teil der Pflanzen allerdings auch das Parenchymgewebe beschädigt, was ebenfalls zu den Etablierungsproblemen beigetragen haben dürfte. In Darmstadt wurde darüber hinaus 2023 an absterbenden Walnüssen eine *Diplodia*-Art (*D. cf. mutila/agrifolia*) identifiziert, die zu einem schwarzen Schleimfluss am Stamm oder Trieb führte und die Pflanzen zum Absterben brachte. Dieser Pilz ist ein latentes Pathogen, dass bei Vitalitätsschwächung der Wirtspflanze, meist durch Hitze oder Dürre, zu Rindennekrosen und Absterbeerscheinungen führen kann. Einen Hinweis, dass die Walnuss auf dem Standort der Versuchsfläche Darmstadt geeignet sein könnte, liefern die dort in nennenswerter Anzahl auflaufenden Walnüsse aus Vogelsaat. Diese weisen gegenüber den gepflanzten Exemplaren ein starkes Wachstum und sehr gute Vitalität auf. Dies spricht auch für eine Saat dieser Baumart.

Die beschriebenen Probleme bei der Etablierung spiegeln sich auch in der Höhenentwicklung wider. Durch Stockausschläge und weitere oberirdische Rücktroknungsprozesse ist die mittlere Höhenentwicklung auf den Flächen in den ersten drei Standjahren überwiegend rückläufig. Lediglich in Wetzlar konnte zuletzt ein geringer Zuwachs vermerkt werden. Auch dies bestätigt jedoch die in der Literatur getroffene Aussage, dass Pflanzen, welche die Verpflanzung überlebt haben, zunächst bis zu fünf Jahre einen ausgeprägten Pflanzschock aufweisen.

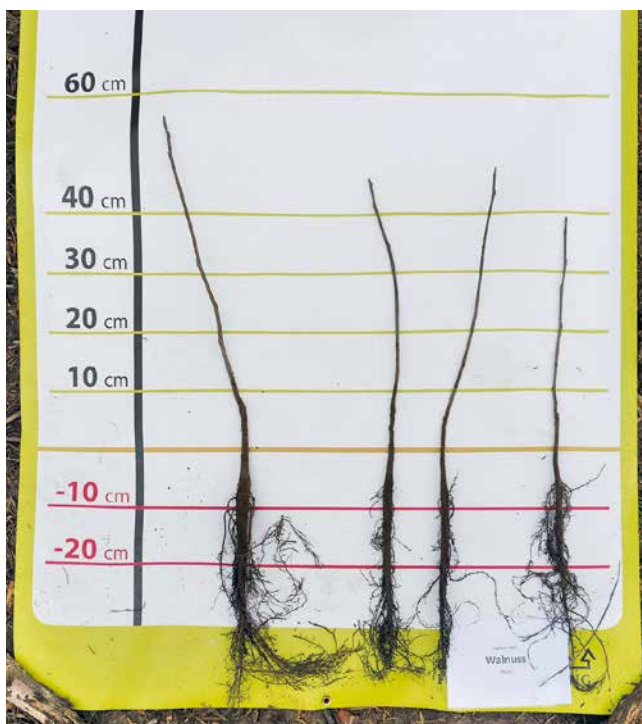


Abb. 9: In den Anbauversuchen verwendetes Pflanzmaterial der Walnuss im Sortiment 1/1, 30–50 cm (Foto: S. Lieven)

3.22.5 Gefährdungen

Im Allgemeinen bleibt festzuhalten, dass bei *J. regia* nur wenige Schadfaktoren die Entwicklung beeinflussen. Ein häufig genannter Punkt ist dabei Frost. Es sind jedoch weniger die Tiefsttemperaturen, da die Art in der Winterruhe bis zu $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$, gelegentlich sogar bis zu $-30\text{ }^{\circ}\text{C}$ erträgt. Frühfröste schädigen hingegen das noch grüne Laub sowie Triebe und das Kambium noch nicht ausreichend verholzter Bäume. Schäden können sichtbare Frostrisse oder Frostplattenbildung sein, aber auch unsichtbare wie Ringschäle oder Wurzelschäden. Frostrisse sind laut WINTER u. GÜRTH (1990) häufig an Nordhängen zu beobachten. Aber auch Spätfrostschäden können den Anbau der Walnuss begrenzen. Die Frostempfindlichkeit besteht vor allem im Jugendalter. Allerdings ist die Art in der Lage solche Schäden durch Wurzel ausschlag zu kompensieren (WINTER u. GÜRTH 1990, PRETZSCH 1995, METTENDORF et al. 1996, AAS 2008, ROLOFF 2008, SAVILL u. WISE 2013, DE RIGO et al. 2016).

Eine Folge der Schädigungen durch Frost kann eine Infektion mit Hallimasch (*Armillaria mellea* s.l. (VAHL) KUMM.) sein. Der Pilz schädigt die Nussbaumwurzel nach Frost- aber auch nach Trockenheitsschäden oder mechanischen Verletzungen bei der Pflanzung. Besonders gefährdet sind Erstaufforstungen von landwirtschaftlichen Flächen und Agroforstkulturen sowie Bestände mit Durchforstungsrückständen. Neben Hallimasch können auch *Phytophthora*-Arten zu Erkrankungen von Wurzeln und Stammteilen führen (PRETZSCH 1995, METTENDORF et al. 1996, DE RIGO et al. 2016).

Ein weiterer Pilz der für *J. regia* von Relevanz sein kann ist der Erreger der Blattfleckenkrankheit (*Gnomonia leptostyla* (FR.)) welcher, wie der Name schon sagt, die Blätter befällt und vor allem junge Bäume schädigt. Die Folgen sind

schwarz-braune nekrotische Flecken auf den Blättern und Nüssen sowie vorzeitiger Blattfall. Befallsfördernd wirken sich kühl-feuchte Witterung, Dichtstand und die Nachbarschaft von Altbäumen aus (PRETZSCH 1995, METTENDORF et al. 1996, DE RIGO et al. 2016).

Reh- und Rotwild fegen die Walnuss gerne, wohingegen sie seltener bis gar nicht verbissen wird, was womöglich auf den Gerbsäuregehalt zurückzuführen ist. Dennoch ist ein Schutz der Bäume gegenüber diesen Wildarten angebracht (SCHULZE-BIERBACH 1991, PRETZSCH 1995, METTENDORF et al. 1996).

Eine Besonderheit der Walnuss ist das Glucosid 1,4,5-Trihydroxynaphthalin, welches in allen grünen Teilen des Baumes gebildet wird. Durch den Laubfall gelangt es in den Boden und wird dort in Juglon umgewandelt, welches eine allelopathische Wirkung besitzt. Es wirkt sich keim- und wachstumshemmend auf zahlreiche Pflanzen aus. Aus diesem Grund wachsen unter Walnussbäumen nur wenige Arten, wie z. B. *Rubus*- und *Poa*-Arten. Es ist aber nicht so, wie teilweise vermittelt wird, dass unter Beständen von *J. regia* gar nichts mehr wächst (ROLOFF 2008, JAGEL u. HETZEL 2017).

Das *J. regia* grundsätzlich eine Baumart mit wenigen Gefährdungen ist, spiegelt sich auch bei den in den Praxisanbauten angesprochenen Schäden wider (Abbildung 10). In nur einzelnen Beständen wurden überhaupt Schäden verschlüsselt. Bei der Betrachtung dieser Schäden ist zu beachten, dass sich die verschlüsselten Schäden „Trockenheit und Hitze“ auf zurücksterbende Kronen beziehen. Dieses Schadbild könnte aber ebenso auf Frostschäden zurückzuführen sein. Bei einer Ansprache dieser beiden Schadbilder mit einem zeitlichen Abstand zum Schadgeschehen ist eine genaue Trennung schwierig.

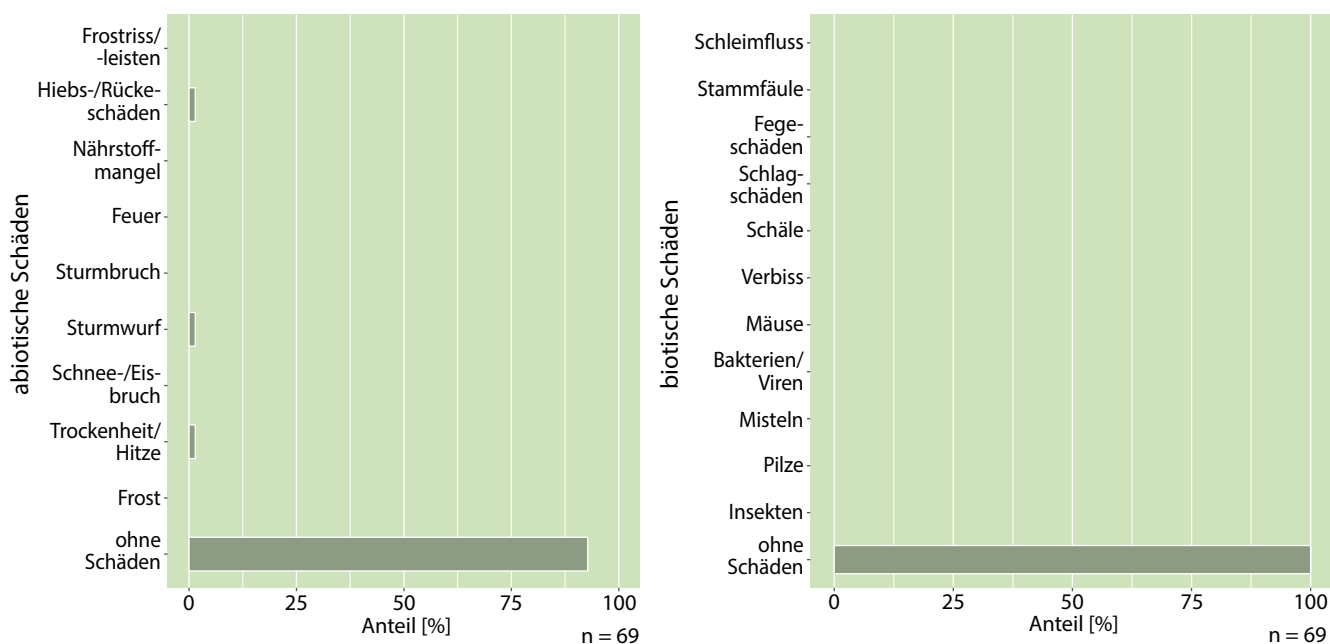


Abb. 10: In den Praxisanbauten vorgefundene abiotische und biotische Schäden an *J. regia*

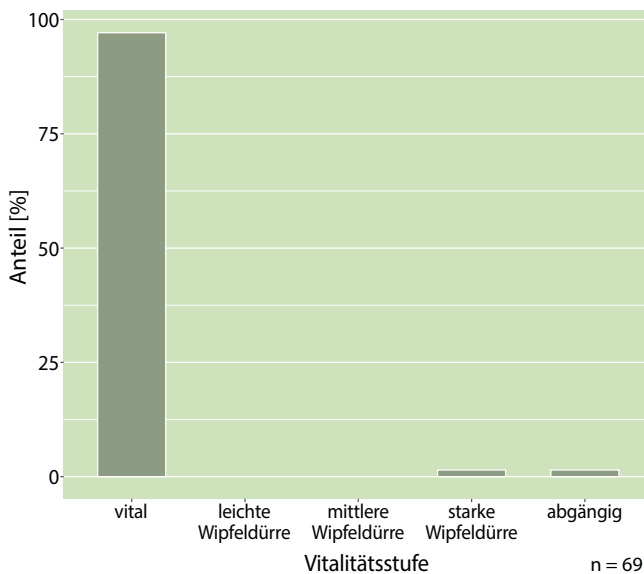


Abb. 11: Vitalitätsansprache der Praxisanbauten von *J. regia*

Im Gesamten haben sich die Praxisanbauten in vitalen Zuständen befunden (Abbildung 11). Nur einzelne Bestände waren in schlechten vitalen Zuständen. Die Gründe hierfür können vielfältig sein, wie die Ausführungen der Abschnitte „Begründung“ sowie „Gefährdungen“ aufzeigen. Der hohe Anteil an vitalen Beständen zeigt aber das Potenzial, welches die Walnuss aufweist.

3.22.6 Holzverwendung und Stammqualitäten begutachteter Bestände

Das halbringporige Holz von *J. regia* setzt sich aus einem gelbgrauen bis rötlich-grauen, 2 – 8 cm breiten Splint und einem je nach Standort in der Farbe variierenden Kern zusammen. Er kann von sehr hell- bis dunkelbrauner, auch mausgrauer oder graubrauner Farbe sein und ist häufig dunkel geadert. Es kann vorkommen, dass sich noch ein innerer Kern ausbildet, welcher sich nochmals deutlich vom übrigen Kernholz abhebt. Aufgrund der unterschiedlichen Farbgebung wird im Handel bei der Walnuss zwischen Provenienzen unterschieden.

Das Holz lässt sich gut trocknen, bearbeiten sowie verleimen. Leimalkalien können bei dieser Holzart allerdings Gerbsäureflecken hervorrufen. Weiter lässt es sich gut beizen oder lackieren. Das Holz von *J. regia* ist ziemlich resistent gegenüber Pilzen und Insekten, aber nicht witterungs-fest. Das Kernholz lässt sich im Gegensatz zum Splintholz nicht mit Holzschutzmitteln behandeln. Bei Kontakt mit Eisen unter feuchten Bedingungen können schwarzblaue oxidative Verfärbungen entstehen. Nach entsprechender Lagerung schwindet und quillt das Holz nur geringfügig. Verwendung findet das Holz in der Herstellung von Gewehrschäften, Sportgeräten, Musikinstrumenten, als Ausstattungsholz für Wohnmöbel, Kleinmöbel, für Wand- und Deckenvertäfelungen, Parkett, Paneele, Gehäuse und Türen. Darüber hinaus ist das Holz bei Künstlern sehr beliebt

und findet Verwendung zum Drechseln. Aus sehr hochwertigen Stämmen werden Furniere hergestellt. Walnuss-holz kommt als Ersatz- bzw. Austauschholz für tropische Hölzer in Betracht. Eine Besonderheit bei dieser Baumart ist, dass auch aus Zwieselungen, Wurzelstöcken und Ma-serknollen sehr dekorative Furniere hergestellt werden (WINTER u. GÜRTH 1990, SACHSSE 1991, PRETZSCH 1995, METTEN-DORF et al. 1996, ROLOFF 2008, WALKER 2009, SAVILL u. WISE 2013, DE RIGO et al. 2016, JAGEL u. HETZEL 2017, WAGENFÜHR u. WAGEN-FÜHR 2022).

Bei den Untersuchungen in den Praxisanbauten wurden überwiegend Qualitäten angesprochen, die der Stufe „schlechter als B“ zuzuordnen waren (Abbildung 12). Häufig war dies auf die schon beschriebenen tief ansetzenden, sich in die Breite entwickelnden Kronen zurückzuführen. Diese führen häufig bereits unter 2 m Stammhöhe zu starken Ästen. Ein weiterer Grund für die schlechte Einstufung waren auch die relativ häufig auftretenden krummen Schaftformen, die auf den ausgeprägten Phototropismus dieser Baumart zurückzuführen sein dürften. Grundsätzlich lässt sich anhand der ausgearbeiteten Literatur festhalten, dass die Gründe für diese Einstufungen in einer nicht konsequent der Baumart gerechten waldbaulichen Behandlung in Kombination mit schlecht geeignetem Vermehrungsgut zu finden sind, wobei letzteres durch Dichtstand und Förderung der Z-Bäume anscheinend abgefangen werden kann. Der immer noch recht hohe Anteil an der Qualitätsstufe „B“ zeigt auf, dass diese Baumart auch zu qualitativ besseren Stammformen erzogen werden kann.

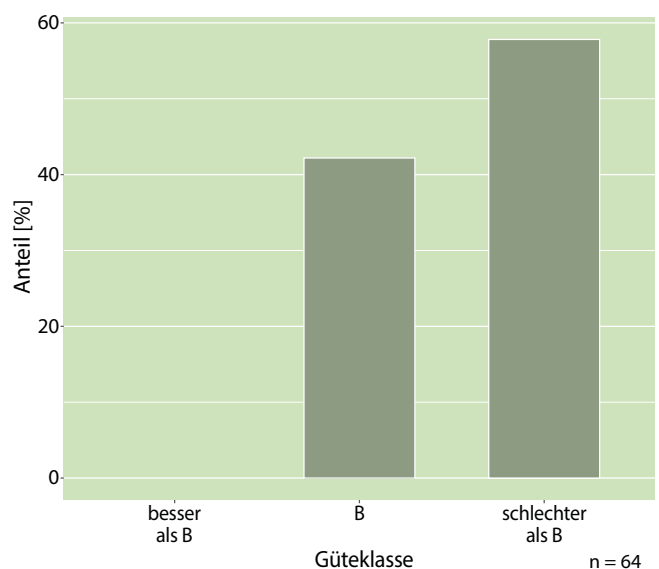


Abb. 12: Qualitätseinschätzung der Praxisanbauten von *J. regia* anhand einer optischen Stehendansprache eines potenziellen Z-Baumkollektivs

3.22.7 Sonstige Ökosystemleistungen

Die wohl bekannteste nicht forstliche Nutzung von *J. regia* ist die Nuss dieser Baumart. Walnüsse sind sehr nährstoffreich und durch ihre Nährstoffzusammensetzung sehr gesund. Die Nuss ist reich an mehrfach ungesättigten Fettsäuren darunter auch Omega-3-Fettsäuren. Diese helfen nachweislich dabei den Blutdruck zu senken, die Durchblutung in den Gefäßen zu verbessern und Entzündungen in den Arterien zu hemmen. Die Walnuss kann somit Herz-Kreislauf-Erkrankungen und Infarkte vorbeugen. Darüber hinaus ist die Walnuss aber auch reich an Eiweiß, sowie wichtigen Vitaminen und Mineralien.

Ein Baum mit voller Nussproduktion kann jährlich rund 150 kg Nüsse liefern. Dabei ist jedoch zu beachten, dass der Nussertrag bei Bäumen im Dichtstand lange nicht dem entspricht, wie er bei freistehenden Exemplaren auftritt. Darüber hinaus schwankt der Nussertrag zwischen den Jahren teilweise erheblich, weshalb die Nussproduktion zwar eine potenzielle Nebenertragsquelle sein könnte, aber aufgrund ihrer Unsicherheiten keinen wirtschaftlichen Rückhalt liefern kann. Auch sind die Nüsse nicht nur beim Menschen, sondern auch in der Tierwelt sehr beliebt. Direkt nach dem Herabfallen werden sie von etlichen Tieren, insbesondere dem Eichhörnchen, eingesammelt. Aber auch Krähen, Kolkraben, Elstern und Spechte sowie Mäuse bedienen sich der schmackhaften Steinfrucht und können gleichzeitig zur Verbreitung der Art beitragen (EBERT 2003, ROLOFF 2008, JAGEL u. HETZEL 2017, SDW 2021).

3.22.8 Genetik

J. regia ist genetisch sehr variabel. Allein in Deutschland werden aufgrund von Nussform, Herkunft, Baumhabitus, Austriebsverhalten, Fruchtbarkeit, Reifezeit und Lage mehrere hunderte Varietäten unterschieden. Dies liegt auch darin begründet, dass es zwischen den unterschiedlichen Walnussvorkommen große Unterschiede hinsichtlich Frost- und Schädlingsresistenz gibt, aber auch in Bezug auf Austriebs- und Blütezeit sowie Wuchsverhalten. Dies macht deutlich, dass für einen erfolgreichen Anbau die Wahl des geeigneten Vermehrungsgutes eine entscheidende Voraussetzung darstellt. Aktuell können jedoch noch keine für den forstlichen Anbau geeignete Herkünfte angegeben werden, da erwertgeprüfte Herkünfte bisher nicht zur Verfügung stehen. Es empfiehlt sich daher aktuell auch auf lokale Saatgutquellen wie Bäume aus der Feldflur zurückzugreifen, da von denen eine gewisse Anpassung an die Standortbedingungen erwartet werden kann. Bei Saatgut aus der Baumschule hat man leider keine Gewähr, dass es für den forstlichen Anbau geeignet ist und auch nicht, dass eine hohe Übereinstimmung des Klimas zwischen Herkunfts- und Anbaugbiet vorliegt. Bei der

Beerntung lokaler Herkünfte sollte aber darauf geachtet werden, dass Bäume mit zahlreichen Dürträsten im äußeren Kronenbereich nicht verwendet werden. Bei diesen handelt es sich sehr wahrscheinlich um winterfrostanfällige Individuen. Auch sehr spät austreibende Bäume sollten aufgrund ihrer Früh- und Winterfrostopfindlichkeit vermieden werden. Aussagen bezüglich der Nussgröße, welche ein Hinweis für die Eignung des Vermehrungsgutes darstellen soll, konnten bislang nicht bewiesen werden (WINTER u. GÜRTH 1990, PRETZSCH 1995, METTENDORF et al. 1996, BARENGO 2001c, SAVILL u. WISE 2013).

Die Walnuss wird von der Abt. Waldgenressourcen seit mehreren Jahren systematisch erfasst und geprüft. Innerhalb der besten Einzelbaumnachkommenschaften wurden die besten Einzelbäume ausgelesen und auf einer Samenplantage zusammengefasst. Solange die Plantage noch nicht beerntet werden kann, können nach Aushieb der schlechten Prüfglieder einige der Versuchsbestände zur Saatgutproduktion genutzt werden. Bei Bedarf an Saatgut oder Empfehlungen kann bei der NW-FVA, Abt. Waldgenressourcen, nachgefragt werden.

3.23 Westliche Hemlocktanne (*Tsuga heterophylla*)

Tsuga heterophylla (RAF.) SARG., 1898 (syn.: Schierlingstanne)
 engl.: western hemlock, pacific hemlock, west coast hemlock
 Familie: Pinaceae
 Unterfamilie: Abietoideae



3.23.1 Zusammenfassende Bewertung



**Keine
Anbauempfehlung**

Nach bisherigen Erkenntnissen erscheint eine ökologische Integration der Westlichen Hemlocktanne (*Tsuga heterophylla*) in unsere heimischen Waldökosysteme fraglich. Hohe Reproduktionsraten, hohe Schattentoleranz ab

der Jugend sowie rasches Jugendwachstum lassen die Art als potenziell invasiv erscheinen (vgl. z. B. FRISCHBIER et al. (2017), FANAL et al. (2021)). Bei einem großflächigen Anbau wäre die Gefahr einer Verdrängung heimischer

	Merkmal	Bewertung	Erläuterung
Ökologische Zuträglichkeit (OTTO 1993)	Standortsanpassung	-	<i>T. heterophylla</i> hat zwar nur geringe Ansprüche an die Nährstoffversorgung, benötigt aber nachhaltig frische Böden und ist empfindlich gegenüber Trockenheit
	Bodenpfleglichkeit	---	Sehr saure Streu führt zu schlechten Humusformen mit teils mächtigen Auflagen; die Durchwurzelung beschränkt sich auf die oberen Bodenschichten
	Keine Krankheitsverbreitung	+-	Bisher sind keine explizit an dieser Art auftretenden Schäden bekannt, dennoch gibt es etliche Schaderreger, die mit der Art verbreitet werden könnten und auch andere Arten gefährden könnten
	Keine Anfälligkeit	--	Es gibt bereits einige biotische Schäden, die über die Jahre in Deutschland dokumentiert wurden und zu Ausfällen lokaler Vorkommen geführt haben (Hallimasch); auch gegenüber heimischen Borkenkäferarten sowie Dürre und Sturmwurf ist die Art anfällig
	Mischbarkeit	+-	Die hohe Schattentoleranz ermöglicht zwar einen Unterbau von anderen Baumarten, jedoch erschwert ebendiese in Kombination mit der hohen Reproduktionsrate und dem raschen Jugendwachstum die natürliche Verjüngung anderer Baumarten in Beständen, in denen <i>T. heterophylla</i> beteiligt ist
	Naturverjüngung	++	Sehr häufige und zahlreiche Fruktifikation und erfolgreiche Etablierung von Naturverjüngung der Baumart in vorhandenen Vorkommen in Deutschland
	Waldstrukturen	++	Die hohe Schattentoleranz ermöglicht einen Unterbau oder Voranbau von <i>T. heterophylla</i> in vielerlei Waldbeständen; auch kleinflächige Verjüngungsverfahren sind durchführbar, was zu mehrschichtigen strukturierten Beständen führen kann

+++ äußerst positiv ++ sehr positiv + positiv --- äußerst negativ -- sehr negativ - negativ ? unklar

	Merkmal	Bewertung	Erläuterung
Invasivität (VOR et al. 2015)	Negative Standortsbeeinflussung	●	Siehe „Bodenpfleglichkeit“
	Hohes Reproduktionspotenzial	●	Jährliche Fruktifikation, alle 2 – 4 Jahre Vollmasten, sehr zahlreiche Samenmengen; bis auf ausreichend Feuchtigkeit wenig Ansprüche an das Keimbett und eine hohe Schattentoleranz ergeben hohe Verjüngungsdichten selbst in noch geschlossenen Beständen
	Hohes Ausbreitungspotenzial	●	Die leichten Samen werden durch Wind über mehrere hundert Meter auch in geschlossene Bestände verbreitet
	Fähigkeit zur Artverdrängung	●	Die hohe Schattentoleranz ermöglicht <i>T. heterophylla</i> eine Etablierung von Naturverjüngung bereits bei sehr geringen Lichtverhältnissen und bringt somit bereits hierdurch einen Wuchsvorteil gegenüber den heimischen Arten; das rasche Jugendwachstum führt im Weiteren auch in lichten Bereichen dazu, dass die heimischen Arten zumeist überwachsen werden und somit Gefahr laufen ausgedunkelt zu werden
	Begrenzte Steuerungsmöglichkeiten	◐	<i>T. heterophylla</i> lässt sich erfolgreich mit normalen forstwirtschaftlichen Eingriffen in allen Altersphasen entnehmen

○ trifft nicht zu ◐ trifft bedingt zu ● trifft zu

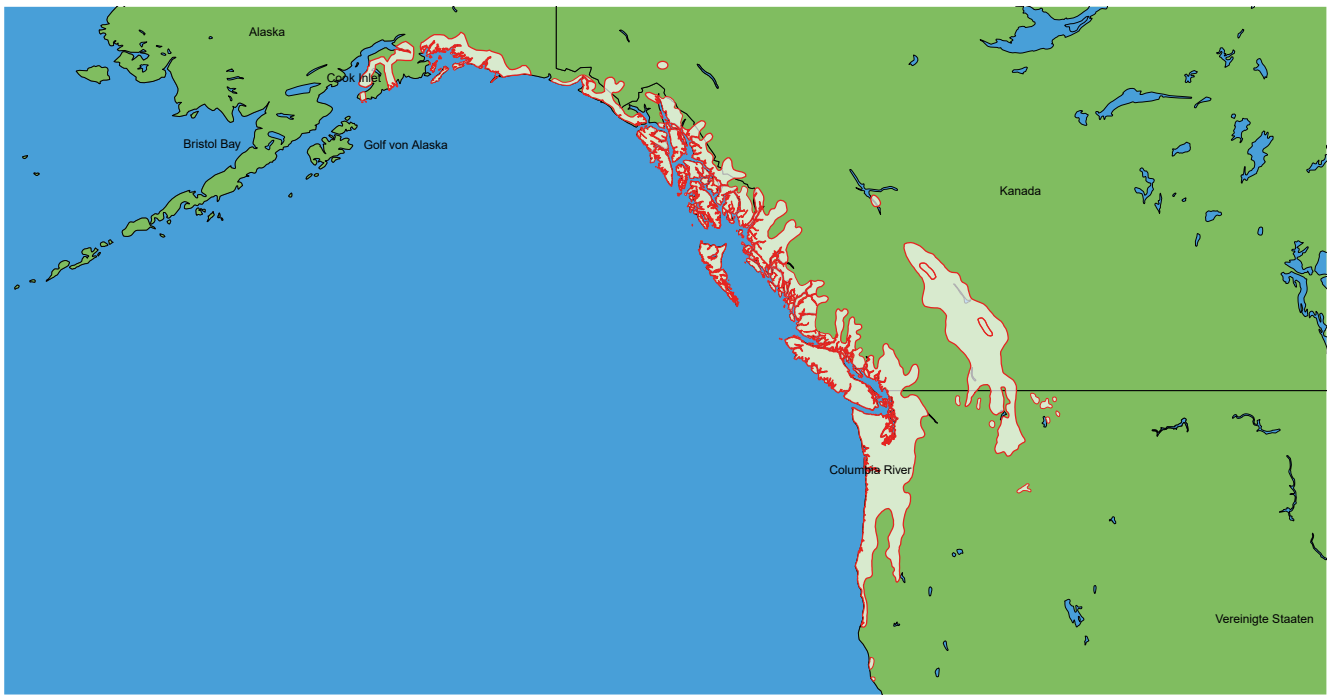


Abb. 1: Verbreitungsgebiet von *Tsuga heterophylla*. Quelle: PETRY u. TAYLOR (2022)

Arten gegeben (OTTO 1993). Hinzu kommen eine schlechte Bodenpfleglichkeit aufgrund sehr saurer Streu sowie eine nicht zu missachtende Gefährdung durch verschiedenste abiotische und biotische Gefahren. In der Gesamtbetrachtung liefert *T. heterophylla* gerade auch im Hinblick auf eine Klimaanpassung (dürreempfindlich) gegenüber den heimischen Baumarten keine Vorteile und sollte insbesondere aus ökologischen Gesichtspunkten nicht angebaut werden.

3.23.2 Verbreitung

Das natürliche Verbreitungsgebiet von *T. heterophylla* erstreckt sich hauptsächlich entlang der Pazifikküste vom Norden Kaliforniens (ca. 38° N) bis nach Alaska (ca. 61° N) auf einer Entfernung von rund 3.200 km (Abbildung 1). Obwohl sich das natürliche Verbreitungsgebiet ins Landesinnere bis in die Rocky Mountains in Nord-Idaho und Nordwest-Montana sowie bis nach Prince George in British Columbia erstreckt, ist die Art dort weniger häufig vertreten. Sie wächst im Landesinnern an den westlichen und oberen östlichen Hängen der Cascade-Kette in Oregon und Washington sowie auf der Westseite der kontinentalen Wasserscheide der nördlichen Rocky Mountains in Montana und Idaho. Für die Regenwälder des südöstlichen Alaskas wird der Anteil von *T. heterophylla* an der Gesamtbestockung dagegen auf 64 – 73 % geschätzt. Auf den küstennahen Standorten tritt *T. heterophylla* zumeist in Mischung mit *Picea sitchensis*, *Thuja plicata*, *Tsuga mertensiana*, *Pseudotsuga menziesii*, *Alnus rubra*, *Acer macrophyllum* und den Tannenarten *Abies amabilis* sowie *Abies grandis* auf (RUTH u. HARRIS 1979, CAHILL 1984, STRATMANN 1988, PACKEE 1990, SCHÜTT 1992, HENNON 1999, MUIR u. HENNON 2007).

3.23.3 Standort

T. heterophylla ist, was die Nährstoffausstattung der Böden angeht, eine Baumart mit sehr geringen Ansprüchen. Sie wächst in ihrem Verbreitungsgebiet auf Böden, die aus allen Gesteinsarten (außer Serpentin) entstanden sind. So wächst die Art sowohl auf sedimentären (Argillite, Schiefer, Sandsteine, Kalksteine), metamorphen (Gneise, Marmor, Quarzite, Schiefer) und magmatischen (Andesite, Basalte, Diorite, Gabbros, Granite) Ausgangsgesteinen. Anders sehen die Ansprüche an die Wasserversorgung der Böden aus. *T. heterophylla* braucht stets frische, humusreiche Standorte. Auf schlecht durchlüfteten Böden mit hohen Tonanteilen oder größerer Dichte lässt das Wachstum nach. Problematisch sind ebenfalls Böden, auf denen innerhalb einer Tiefe von 1 m stauende Wasserschichten

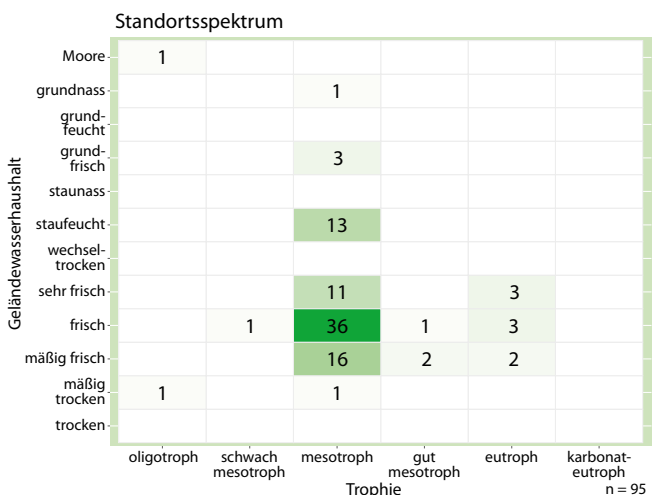


Abb. 2: Standortsspektrum der untersuchten Praxisanbauten der Westlichen Hemlocktanne

vorkommen oder Grundwasser ansteht. Im natürlichen Verbreitungsgebiet herrscht vornehmlich ein mildes, feuchtes Klima mit reichlich Niederschlägen (LÖBF 1983, STRATMANN 1988, PACKEE 1990, HENNON 1999).

Die Jahresdurchschnittstemperatur im natürlichen Verbreitungsgebiet liegt im Mittel bei 5,8 °C und schwankt zwischen 3,3 und 8,3 °C (Abbildung 3). In den Monaten Mai bis September steigt die Durchschnittstemperatur auf im Mittel 11,3 °C bei einer Spanne von 9,1 – ca. 14 °C. Es treten im Jahresverlauf Extremtemperaturen von -27,2 °C sowie +31 °C auf. Der Jahresniederschlag im natürlichen Areal von *T. heterophylla* liegt zwischen 1.500 mm und 3.540 mm. In den Monaten Mai bis September fallen im Mittel 555 mm bei einer Spanne von 370 – 935 mm. Abweichend von den Auswertungen des CHELSA-Datensatzes (KARGER et al. 2021) werden in der Literatur Tiefstwerte im Verbreitungsgebiet von bis zu -38,9 °C an der Küste und -47,8 °C im Landesinnern angegeben (PACKEE 1990, HENNON 1999). QUERENGÄSSER (1956) empfiehlt *T. heterophylla* nicht unter 700 mm Jahresniederschlag anzubauen. Bei unter 1.000 mm Niederschlag im Jahr lässt das Wachstum bereits nach, wenn nicht eine höhere Bodenfeuchte für Ausgleich sorgen kann (INSTITUT FÜR WALDBAU GÖTTINGEN 1982).

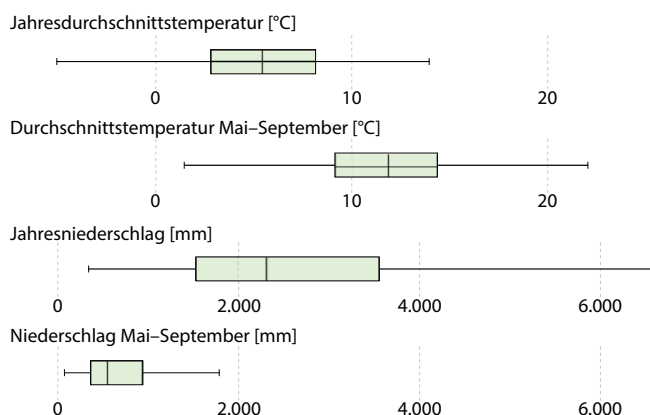


Abb. 3: Klimawerte des natürlichen Verbreitungsgebietes der Westlichen Hemlocktanne extrahiert aus dem CHELSA-Datensatz (KARGER et al. 2021)

Die Streu von *T. heterophylla* ist sehr schlecht zersetzbar und ausgesprochen sauer. So kommt es auch, dass die in den Praxisanbauten vorgefundenen Humusformen überwiegend den Arten „Rohhumus“ und „rohhumusartigen Moder“ zugeordnet wurden (Abbildung 4). Die besseren vorgefundenen Humusformen sind auf die Beteiligung von Mischbaumarten in den Beständen und auf kleinere Mischungsformen der *T. heterophylla* zurückzuführen, wodurch sich die Humusform teils deutlich verbessern lässt (STRATMANN 1988, TENNHOF u. HANKE 2021).

T. heterophylla bildet keine Pfahlwurzel aus und wurzelt in der Regel sehr oberflächennah. Im natürlichen Verbreitungsgebiet ist ein Großteil der Wurzeln im organischen Horizont konzentriert, es können aber auch Wurzeltiefen

von 1 m erreicht werden. Die flachstreichenden Wurzeln können leicht durch Holzerntemaschinen und Feuer beschädigt werden (LÖBF 1983, PACKEE 1990, HENNON 1999).

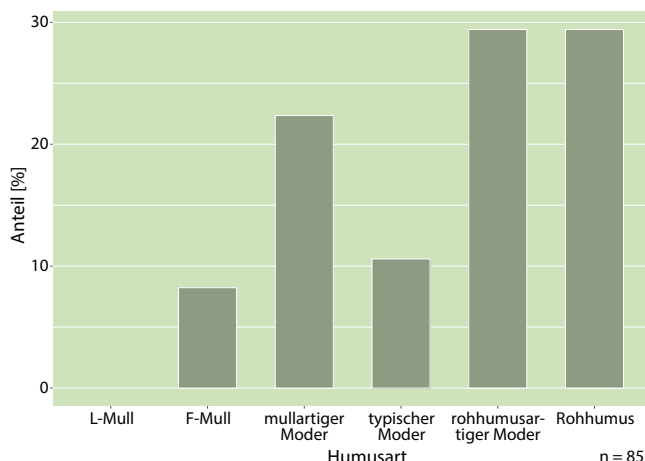


Abb. 4: Humusansprache in den Beständen der Praxisanbauten der Westlichen Hemlocktanne

3.23.4 Wachstum und Ertrag

3.23.4.1 Übersicht

T. heterophylla wird in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet in der Regel 35 – 45 m hoch, kann aber bis zu über 70 m hoch werden mit Durchmessern bis zu 2 m (BHD) und ein Höchstalter von rund 700 Jahren erreichen. Die Art bildet sowohl Reinbestände aus, als dass sie auch Teil von Mischbeständen ist. Wälder mit der Westlichen Hemlocktanne zählen mit zu den produktivsten Wäldern der Erde (SCHENCK 1939b, QUERENGÄSSER 1956, LÖBF 1983, STRATMANN 1988, PACKEE 1990, SCHÜTT 1992, HENNON 1999).

Die Schattentoleranz von *T. heterophylla* ist sehr hoch, vor allem im Jugendstadium. Nur die Pazifische Eibe und die Pazifische Weißtanne gelten als gleich schattentolerant oder schattentoleranter. Die Art kann unter verschiedensten Saatbettbedingungen überdauern. Durch diese Eigenschaft ist *T. heterophylla* ideal geeignet, um kleinflächige Verjüngungsverfahren anzuwenden. Sollen in den beteiligten Beständen allerdings andere Baumarten mit einer geringeren Schattentoleranz gefördert werden, ist dieses Verfahren ungeeignet (SCHENCK 1939b, LÖBF 1983, CAHILL 1984, PACKEE 1990).

Das Wachstum der jungen Pflanze ist in den ersten drei Jahren sowie nach dem Verpflanzen zunächst äußerst langsam. Ab dem dritten Jahr verläuft es jedoch sehr rasant. Höhenzuwächse von rund 60 cm pro Jahr sind möglich. Damit ist *T. heterophylla* in der Lage, fast alle beteiligten Mischbaumarten rasch zu überwachsen und in den Unterstand zu drängen (SCHWAPPACH 1901, LÖBF 1983).

Bestände an der Pazifikküste erreichen höhere Erträge als vergleichbare Bestände der Douglasie. Der durchschnittliche jährliche Zuwachs ist in Washington um 33 – 101 % höher als bei der Douglasie auf den gleichen Böden (SCHENCK

1939b, STRATMANN 1988, PACKEE 1990). Auf den besten Böden in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet erreicht *T. heterophylla* Holzerträge von 1.848 m³/ha und mehr im Alter 100. Hiebsreife Bestände weisen Grundflächen >100 m² und eine oberirdische Biomasse von >2.000 m³ auf. Diese außergewöhnlichen Wuchseleistungen sind zum einen auf die optimalen Klimaverhältnisse, zum anderen aber auch auf das Ausbleiben einer genetischen Einengung während der pleistozänen Vereisung zurückzuführen (HENNON 1999). Für Brandenburg berichtet LOCKOW (2002) von mittleren Oberhöhen im Alter 100 von 27 m und Bestandesmitteldurchmessern von 36 cm.

Natürliche Bestände sind horizontal sehr vielschichtig aufgebaut und bestehen aus Bäumen unterschiedlichen Alter und Größen. Ab Alter 300 stellt sich das Höhenwachstum ein, ein geringes Dickenwachstum findet aber weiterhin statt. Im Alter sind die Bäume aber sehr häufig durch z. B. Stammfäule geschädigt (HENNON 1999). *T. heterophylla* kann mit Schirmdruck anderer Baumarten gut umgehen und erträgt die Beschattung, bildet auch im Unterstand wipfelschäftige gerade Stämme und reagiert zudem im Alter noch auf eine späte Freistellung (SCHENCK 1939b, LÖBF 1983, HENNON 1999).

Begründung

T. heterophylla kann bereits ab einem Alter von 10 Jahren blühen. In der Regel beginnt die Fruktifikation aber ab einem Alter von 20 Jahren. Der Start der Blüte variiert im natürlichen Verbreitungsgebiet und fällt in den April oder Mai. Die Zapfen werden 120 – 160 Tage nach Befruchtung im Herbst desselben Jahres reif. Sie verändern ihre Farbe von zuvor grünlich purpurrot ins Bräunliche. Mit wechselnder Luftfeuchtigkeit öffnen und schließen sich die reifen Zapfen mehrmals, bis alle Samen entlassen wurden. Die leeren Zapfen bleiben mit weit geöffneten Schuppen noch bis zum Sommer oder sogar Herbst des folgenden Jahres, teilweise sogar bis zu 2 Jahre oder länger am Baum. *T. heterophylla* produziert sehr große Samenmengen. Ältere Bäume tragen so gut wie in jedem Jahr Zapfen. Je nach Standort treten alle 3 – 4 Jahre Mastjahre auf. HENNON (1999) berichtet von einem 100-jährigen Bestand in Oregon, in welchem in 2 aufeinanderfolgenden Jahren jeweils >19 Mio. keimfähige Samen pro Hektar entlassen wurden. Im Durchschnitt wiegen 450.000 gereinigte Samen 1 kg (Tausendkorngewicht ca. 2,2 g) (LÖBF 1983, CAHILL 1984, PACKEE 1990, HENNON 1999).

Wind stellt den Hauptfaktor für die Verbreitung der Samen dar. Bei starkem Wind sind Ausbreitungsdistancen von über 1,6 km möglich. Im natürlichen Verbreitungsgebiet liegt die mittlere Ausbreitungsdistanz bei 610 m (CAHILL 1984, PACKEE 1990, HENNON 1999). Untersuchungen in europäischen Arboreten haben gezeigt, dass *T. heterophylla* in

den Untersuchungsgebieten die größte Anzahl an Sämlingen aufwies. Es wurden Ausbreitungsentfernungen von 300 m nachgewiesen, wobei der Untersuchungsradius limitiert war und auch größere Entfernungen als realistisch angenommen wurden (FANAL et al. 2021). Auch FRISCHBIER et al. (2017) konnten in einer Untersuchung in Thüringen maximale Ausbreitungsentfernungen zu Mutterbäumen von 866 m nachweisen, wobei der Durchschnitt bei 110 m lag. Sie fanden heraus, dass das Naturverjüngungspotenzial mit zunehmender Distanz zur Samenquelle ab etwa 250 m rasch abnahm.

Die Samen von *T. heterophylla* bleiben nur ein Jahr keimfähig und besitzen im Allgemeinen keine tiefe Keimruhe. Als Keimbett eignet sich Nadelstreu, Moospolster, verrottes Holz sowie auch reiner Mineralboden, solange die Feuchtigkeit ausreichend ist. In den ersten Lebensjahren sind die Sämlinge empfindlich gegen Hitze, Kälte, Trockenheit und Wind. Aufgrund des hohen Schattenertragnisses der Sämlinge verjüngt sich *T. heterophylla* selbst in dicht geschlossenen Beständen so intensiv, dass sich ein lückenloser Jungwuchs einstellt. Auch Kahlflächen können durch die starke Samenproduktion erschlossen werden (PACKEE 1990, HENNON 1999).

Für eine künstliche Begründung der Baumart liefert die Literatur teils widersprüchliche Informationen. Teilweise werden für die Begründung 3-jährige nacktwurzlige Pflanzen empfohlen, da Pflanzen, welche älter als 4 Jahre sind, wegen ihrer feinen Faserwurzeln kaum noch zu verpflanzen sind und nur schwer anwachsen. Die Pflanzen reagieren empfindlich auf eine zu tiefe Pflanzung (SCHWAPPACH 1901, 1911, LÖBF 1983). PACKEE (1990) verweist jedoch darauf, dass in Containern angezogene Pflanzen eine höhere Qualität zu haben scheinen sowie weniger Wurzelschäden und eine höhere Überlebensrate gegenüber wurzelnackten Pflanzen aufweisen. Als Verband wird 2,0 x 1,5 m empfohlen (LÖBF 1983).

Sämlinge, die bis zur Bodenoberfläche absterben, können aus Knospen in der Nähe des Wurzelhalses wieder austreiben. Stockausschläge oder Wurzelbrut werden hingegen nicht gebildet (PACKEE 1990, HENNON 1999).

Waldbau

Im natürlichen Verbreitungsgebiet von *T. heterophylla* werden die verschiedensten waldbaulichen Behandlungen beschrieben (RUTH u. HARRIS 1979). Aus den Erfahrungen und Beobachtungen der langfristig betreuten Versuchsfächen lässt sich ableiten, dass die Bewirtschaftung von *T. heterophylla* unter den hier herrschenden Wuchsbedingungen analog zur Fichte in einer gestaffelten Hochdurchforstung erfolgen kann. Dabei sollte jedoch die der Baumart entsprechende hohe Stammzahl- sowie Grundflächenhaltung berücksichtigt werden, die teils deutlich

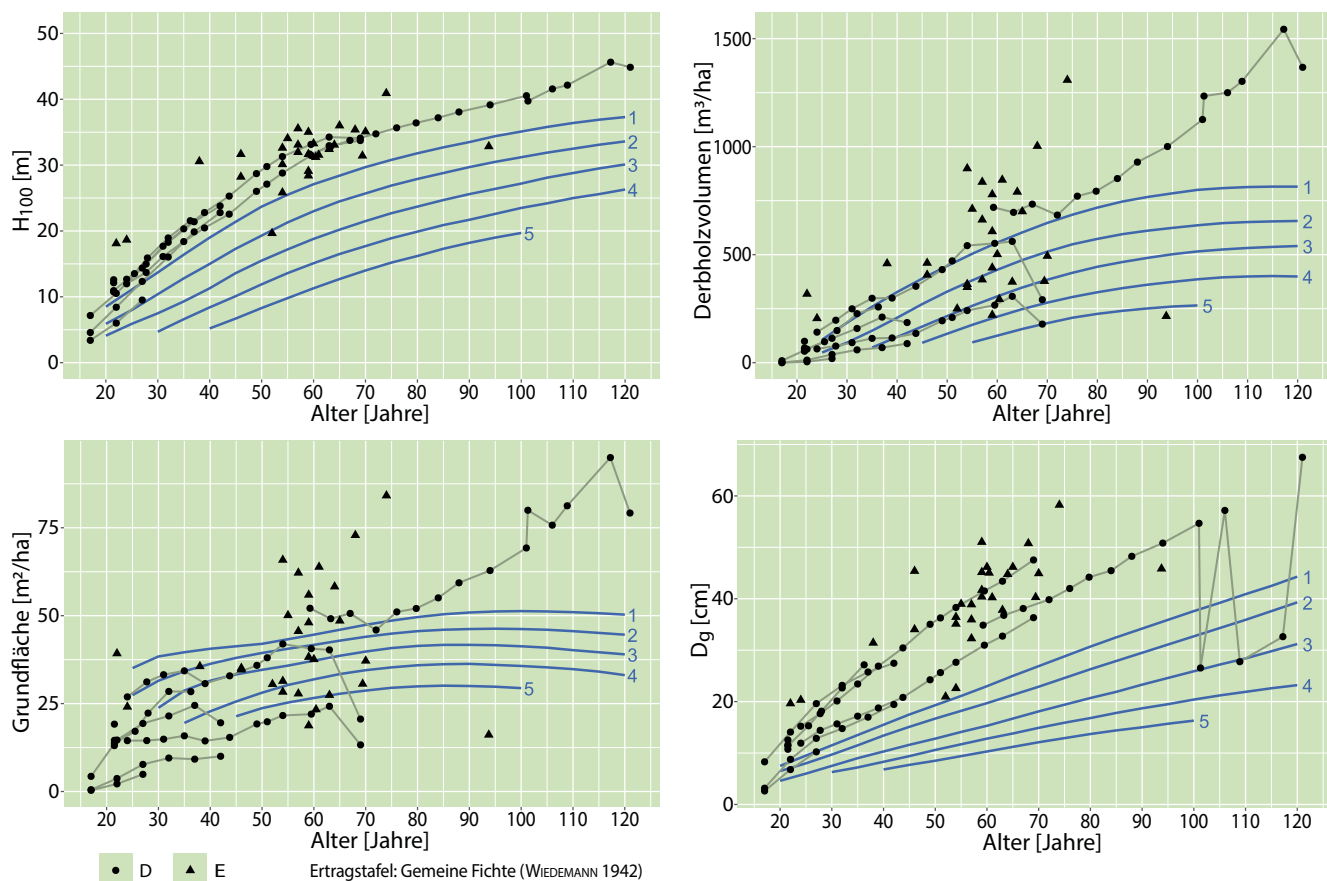


Abb. 5: Oberhöhen-, Derbholzvolumen-, Grundflächen- sowie Durchmesserentwicklung der untersuchten Praxisanbauten und langfristigen Versuchsflächen der Westlichen Hemlocktanne im Vergleich zur Fichtenertragstafel (WIEDEMANN 1942). D: langfristige Versuche, E: Einmalige Aufnahmen

über der heimischen Referenz liegt. Zusammen mit der ebenfalls größeren Höhen- sowie Durchmesserentwicklung ergeben sich in Reinbeständen beträchtliche Vorräte (vgl. Kapitel 3.23.4.2).

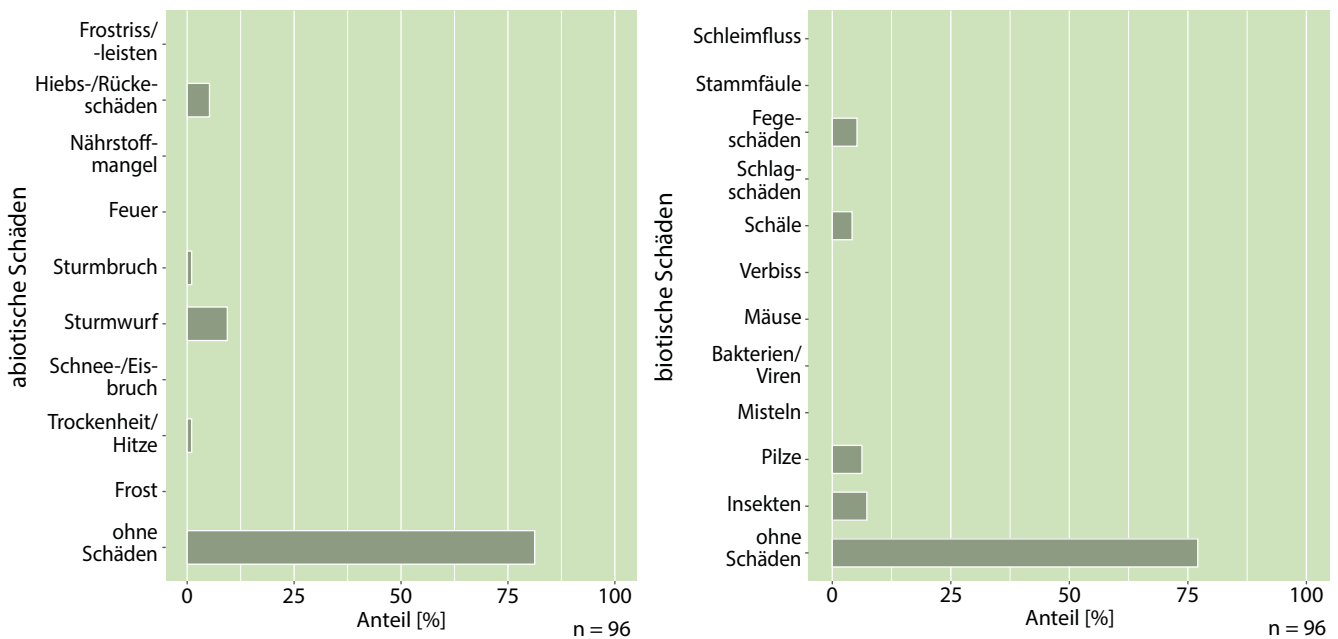
3.23.4.2 Ergebnisse der Untersuchungen

Für die Auswertung der ertragskundlichen Werte standen Daten von 10 langfristigen Versuchsflächen mit insgesamt 62 Aufnahmen sowie 28 Aufnahmen aus einmalig aufgenommenen Praxisanbauten zur Verfügung. Vergleicht man die Bestandesparameter mit der Ertragstafel für die heimische Fichte (mäßige Durchforstung, WIEDEMANN 1936/42) (Abbildung 5) wird deutlich, dass unter den hiesigen Wuchsbedingungen *T. heterophylla* die Wuchsleistung der heimischen Fichte teilweise deutlich übertrifft. Bis auf wenige Ausnahmen liegen die Bestände in der Höhenentwicklung über der 1. Ertragsklasse der Fichte und dies auch noch im hohen Alter. Bei der Grundflächenhaltung zeigen die verschiedenen Bestände die größten Unterschiede auf. Während sich die langfristigen Versuchsflächen überwiegend im Grundflächenrahmen der Fichtenertragstafel bewegen, zeigen einige der teilweise weniger durchforsteten Praxisanbauten auf, dass *T. heterophylla* auch höhere Grundflächen leisten kann. Beachtlich ist in diesem Zusammenhang, dass die Durchmesserleistungen in den

Beständen mit den hohen Grundflächen nicht zurückgegangen sind, sondern auch in diesen Beständen auf einem sehr hohen Niveau, welches deutlich die 1. Ertragsklasse der Fichte übertrifft, liegt. Aus den großen Baumhöhen und den hohen Durchmessern resultiert folglich auch das hohe Derbholzvolumen der Bestände. Auch hier liegen nur wenige Bestände unter dem Niveau der 1. Ertragsklasse der Fichte. Die älteren Flächen, insbesondere die langfristige Versuchsfläche im Alter von 120 Jahren, welche in Rheinland-Pfalz liegt, zeigen, welches Ertragsniveau bei dieser Baumart möglich ist.

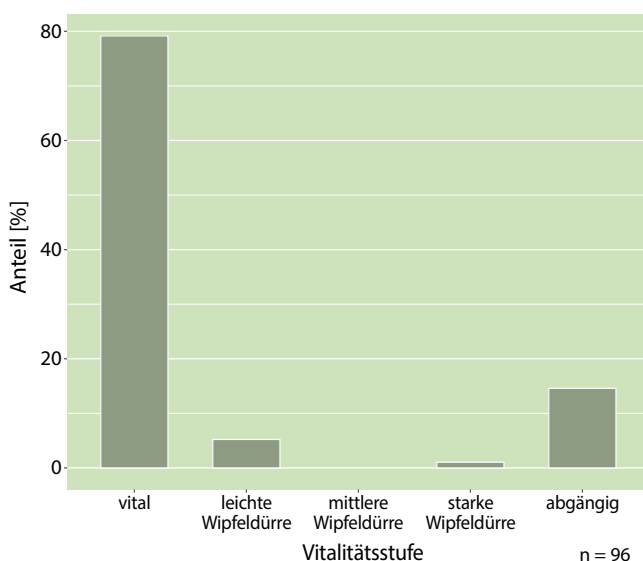
3.23.5 Gefährdungen

T. heterophylla wird von zahlreichen Pilzen und Schadinsekten besiedelt. Stamm- und Wurzelfäule, Zwergmisteln, Wickler (*Tortricidae*) und Spanner (*Geometridae*) können dabei bei dieser Baumart nachhaltige wirtschaftliche Schäden auslösen. Stamm- und Wurzelfäule ist in dichten und überalten Beständen weit verbreitet und eigentlich die Regel. Berichte darüber, dass Hallimasch in Deutschland in der Vergangenheit bereits ganze Vorkommen dieser Baumart vernichtet hat, finden sich bei QUERENGÄSSER (1956) und MLR (1997). Auch Wurzelschwamm kommt bei *T. heterophylla* vor (SCHWAPPACH 1901, SCHENCK 1939b, INSTITUT FÜR WALDBAU GÖTTINGEN 1982, LÖBF 1983, STRATMANN 1988, PACKEE 1990, HENNON 1999).

Abb. 6: In den Praxisanbauten vorgefundene abiotische und biotische Schäden an *T. heterophylla*

Gegen Dürre und strenge Winterkälte ist *T. heterophylla* als empfindlich einzustufen. Infolge von Dürre sterben die Kronen von der Spitze an zurück. Durch Frostschäden kann es zu Nadelverlusten bis hin zur Kronenverlichtung kommen. Frühfröste führen oftmals dazu, dass die jungen, unverholzten Triebspitzen zurückfrieren. Dies liegt daran, dass *T. heterophylla* bei feuchter Herbstwitterung bis zum ersten Frost ihr Höhenwachstum fortsetzt. Da der Trieb allerdings nicht mit einer Endknospe abschließt, entsteht der Baumart hierdurch kein Schaden (SCHWAPPACH 1901, SCHENCK 1939b, HENNON 1999).

Nicht nur in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet, sondern auch in Deutschland wird *T. heterophylla* gerne vom Wild verbissen, vom Rehbock gefegt sowie vom Rotwild geschlagen und geschält (SCHWAPPACH 1901, 1911, SCHENCK 1939b, LÖBF 1983, PACKEE 1990).

Abb. 7: Vitalitätsansprache der Praxisanbauten von *T. heterophylla*

Die flachen Wurzeln bewirken, dass die Art stark windwurfgefährdet und auch anfällig gegenüber Schneedruck ist. Darüber hinaus bewirkt die dünne Rinde gleichfalls eine hohe Anfälligkeit gegenüber Feuer. Bereits Bodenbrände können zu einer Schädigung an den Bäumen führen (LÖBF 1983, CAHILL 1984, STRATMANN 1988, PACKEE 1990).

Die untersuchten Praxisanbauten von *T. heterophylla* waren überwiegend vital, wobei auch ein nennenswerter Anteil als „abgängig“ eingestuft wurde. Dazwischen gab es auch einzelne Bestände, die in der Vitalität ein wenig herabgesetzt waren (Abbildung 7). Beobachtet werden konnte ein Zurücktrocknen der Kronenspitzen an Einzelbäumen. Darüber hinaus wurden einige Bestände vorgefunden, in denen Einbohrlöcher von Borkenkäfern an stehenden Bäumen vorgefunden wurden. Auch Bestände mit Pilzkörpern im Stammfußbereich wurden dokumentiert. In nennenswertem Umfang wurden noch liegende, vom Wind geworfene Bäume vorgefunden, an denen auch die flache Durchwurzelung dieser Baumart bestätigt werden konnte (Abbildung 6).

3.23.6 Holzverwendung und Stammqualitäten begutachteter Bestände

Das Splint- und das Kernholz von *T. heterophylla* sind kaum unterscheidbar. Das Holz ist von einer weißlich, gelblich-grauen Farbe. Der Splint ist rund 2 cm breit. Das Holz dunkelt gelbbraun/gelblichgrau nach. Die Jahrringgrenzen sind durch das dunklere Spätholz deutlich sichtbar. Das Holz hat in der Regel keine Harzgänge, es kommen aber fallweise traumatische Harzgänge vor. Die Dauerhaftigkeit ist gering. Es ist anfällig gegenüber Pilzen und Insekten, ist nicht witterungsfest und lässt sich schlecht imprägnieren. Das Holz lässt sich jedoch gut verleimen, beizen

und lackieren. Die mechanische Bearbeitbarkeit ist ebenfalls gut, so lässt sich das Holz gut sägen, hobeln, bohren, schleifen, nageln und schrauben (SACHSSE 1991, HENNON 1999, WALKER 2009, WAGENFÜHR u. WAGENFÜHR 2022).

Die Holzfeuchte von frischem Holz ist sehr hoch, weshalb es auch ein hohes spezifisches Gewicht besitzt. Die hohe Holzfeuchte erfordert eine sorgfältige Trocknung, damit Risse verhindert werden. Es benötigt hierdurch mehr Zeit als die meisten anderen Koniferen. Das Verziehen beim Trocknungsprozess ist beim Holz der *T. heterophylla* minimal. Trockenes Holz ist sehr formbeständig (LÖBF 1983, SACHSSE 1991, HENNON 1999, WALKER 2009, WAGENFÜHR u. WAGENFÜHR 2022).

Ringschäle tritt bei *T. heterophylla* häufiger auf als bei anderen Nadelhölzern. Typischerweise tritt diese im Stammfußbereich auf, weshalb sie erhebliche Wertverluste verursachen kann (CAHILL 1984).

Die Festigkeitswerte vom Holz der *T. heterophylla* sind mit denen der Fichte vergleichbar. Es ist wenig witterungsfest, im trockenen oder dauernassen Verbau allerdings sehr haltbar. Es ist bestens geeignet für die Papierherstellung. Anwendung findet es aber auch als Bau- und Konstruktionsholz für mittlere Beanspruchungen im Innenausbau, aber auch im Außenbau sowie im Trockenbau. Aus dem Holz werden Türen, Fußböden, Innenausstattungen, Verpackungen, Kisten und Paletten hergestellt. Es findet auch Einsatz als Drechselholz oder wird zu Furnieren verarbeitet. Eine Spezialverwendung findet das Holz im Saunabau (LÖBF 1983, SACHSSE 1991, HENNON 1999, WALKER 2009, WAGENFÜHR u. WAGENFÜHR 2022).

Die Praxisanbauten wiesen überwiegend zufriedenstellende Qualitäten auf (Abbildung 8). Die wenigen schlecht eingeschätzten Bestände sind im Wesentlichen auf Grob-

astigkeit sowie einen hohen Anteil an Zwieseln in den Beständen zurückzuführen. Beides Eigenschaft, die durch die Wahl geeigneten Pflanzmaterials und gezielten Durchforstungseingriffen zukünftig geregelt werden könnten. Die generellen Qualitätseigenschaften ähneln denen der Fichte, weshalb eine Vermarktung des Holzes analog zu dieser plausibel erscheint.

3.23.7 Sonstige Ökosystemleistungen

Keine Literatur gefunden.

3.23.8 Genetik

Über die genetische Ausstattung von *T. heterophylla* ist bisher in der Literatur nur wenig zu finden. Aufgrund des großen Verbreitungsgebiets sowie der darin auftretenden Trennung zwischen Inlands- und Küstenvorkommen ist zu vermuten, dass es zahlreiche Klimarassen innerhalb dieser Art gibt. QUERENGÄSSER (1956) und STRATMANN (1988) empfehlen für die Verwendung in Deutschland Herkünfte aus British-Columbia sowie aus den Westkaskaden Washingtons.

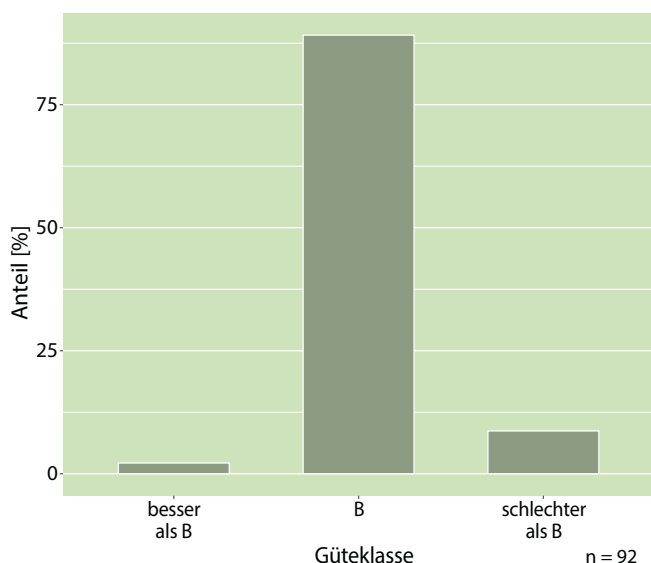


Abb. 8: Qualitätseinschätzung der Praxisanbauten von *T. heterophylla* anhand einer optischen Stehendansprache eines potenziellen Z-Baumkollektivs

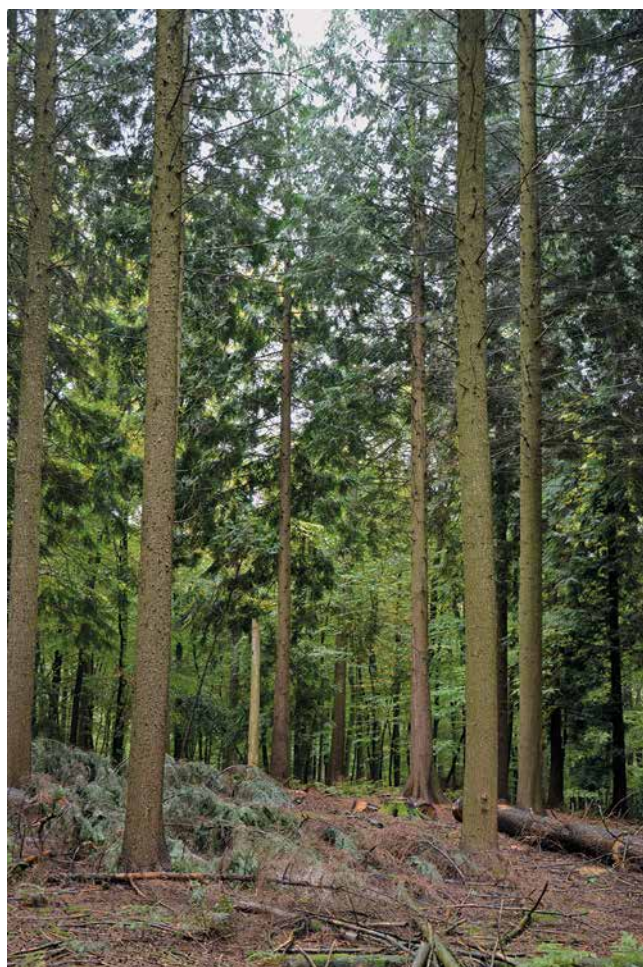


Abb. 9: Hemlocktannenbestand mit einzelnen Riesenlebensbäumen (Foto: J. Evers)

3.24 Winterlinde (*Tilia cordata*)

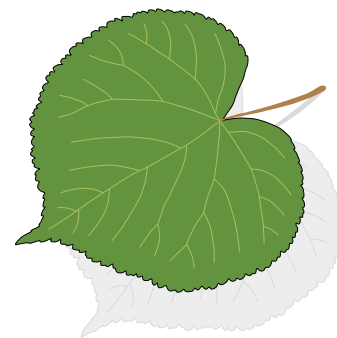
Tilia cordata MILLER, 1888 (syn.: *Tilia parvifolia* EHRH., *Tilia ulmifolia* SCOP. *Tilia microphylla* VENT., *Tilia europea* L.)

syn.: Steinlinde, Kleinblättrige Linde, Waldlinde, Spätlinde

engl.: small-leaved lime, little-leaf lime

Familie: Malvaceae

Unterfamilie: Tilioideae



3.24.1 Zusammenfassende Bewertung



Anbauempfehlung

Die Winterlinde (*Tilia cordata*) zeigt sich bisher als eine Baumart, die auch nach den vergangenen Extremjahren mit ausgesprochenen Dürreperioden und extremer Hitze eine hohe Vitalität aufweist. Es gibt zwar einige Pathogene an der Winterlinde, bisher haben diese aber keine

bestandesgefährdenden Ausmaße erreichen können. Angesichts dieser Stabilität, der Trockentoleranz und ihrer Vorliebe für wärmere Temperaturen ergibt sich das Potenzial, dass diese Baumart im zukünftigen Aufbau unserer Wälder einen höheren Stellenwert bezieht als bisher.

	Merkmal	Bewertung	Erläuterung
Klimaanpassung in Anlehnung an OTTO (1993)	Standortsanpassung	+++	Eine breite Standortsamplitude, eine gewisse Trockenheitstoleranz und eine Vorliebe für Wärme ergeben im Klimawandel ein breiter Standortsspektrum zum Anbau
	Bodenpfleglichkeit	+++	Rasch zersetzende Streu mit einem niedrigen C/N-Verhältnis führt zu guten Humusformen und trägt zur Bodenverbesserung bei
	Keine Krankheitsverbreitung	+++	Es gibt zwar viele Pathogene an der Winterlinde, aber diese stellen bisher keine Bedrohung der Populationen dar
	Keine Anfälligkeit	+++	Keine bedeutenden Gefährdungsursachen, die die Art in ihrer Existenz bedroht
	Mischbarkeit	++	Die Winterlinde zeichnet sich durch eine gute waldbauliche Mischbarkeit mit heimischen Baumarten wie z. B. Buche, Eiche oder Bergahorn aus, da sie ein relativ langsames Jugendwachstum zeigt und in der Mischung kaum zur Dominanz neigt
	Naturverjüngung	-	Der Erfolg einer generativen Fortpflanzung ist durch den hohen Hohlkornanteil der Samen eingeschränkt; dennoch kommt Naturverjüngung in etablierten Beständen vor
	Waldstrukturen	++	Ihre hohe Schattentoleranz in der Jugendphase sowie ihr vergleichsweise geringer Konkurrenzdruck gegenüber wuchskräftigeren Arten machen die Winterlinde insbesondere in mehrschichtigen, strukturreichen Beständen zu einer stabilisierenden Ergänzung

+++ äußerst positiv ++ sehr positiv + positiv - - - äußerst negativ - - sehr negativ - negativ ? unklar

3.24.2 Verbreitung

Das natürliche Verbreitungsgebiet von *T. cordata* umfasst weite Teile Europas, wobei sich das Hauptareal von Nordspanien entlang der Atlantikküste, Großbritannien, Südsandinavien bis zum Ural und in die südrussische Steppe erstreckt (Abbildung 1). Im Süden reicht es bis zum Kaukasus, zur Krim, Nordgriechenland und Mittelitalien. Das Zentrum liegt in Mittel- und Osteuropa; insbesondere im Baltikum, Polen und im westlichen beziehungsweise zentralen Russland kommen größere, oft nahezu reine Bestände vor. Im Vergleich zur Sommerlinde reicht die Winterlinde deutlich weiter nach Norden und Osten, unter anderem

bis in den Süden Norwegens und Finnlands sowie nach Mittelschweden, wobei die nördliche Ausbreitungsgrenze durch klimatische Faktoren wie eine Juliisotherme von (17) 19 – 20 °C und der Jahresisotherme von +2 °C limitiert wird. Für die südliche Grenze von *T. cordata* wird teilweise die Sommerdürre angegeben. In peripheren Regionen besteht die Art meist nur noch durch Reliktvorkommen; hier ist die sexuelle Reproduktion häufig durch das dort vorherrschende Klima eingeschränkt (SCHÜTT 1992, GÖTZ u. WOLF 2004, EBERT 2006, RADOGLU et al. 2009, DE JAEGERE et al. 2016, AAS 2016, EATON et al. 2021).



Abb. 1: Verbreitungsgebiet von *Tilia cordata*. Quelle: CAUDULLO et al. (2023)

Die historische Entwicklung der Winterlinde reicht bis in die Kreidezeit zurück, wobei morphologische Merkmale schon in den frühtertiären Floren auf Verwandtschaft zur heutigen Art hindeuten. Nach der letzten Eiszeit wanderte die Winterlinde aus östlichen und südöstlichen Refugialgebieten nach Mitteleuropa ein. Während der postglazialen Wärmeperiode erreichte sie ihre maximale Ausdehnung und wurde Bestandteil der Eichen-Mischwälder. Mit der Abkühlung des Klimas und der Ausbreitung von Buche, Fichte und Tanne ging ihr Areal in Mitteleuropa nachhaltig zurück. Zusätzlich bewirkte die menschliche Landnutzung spätestens seit 2000 v. Chr. eine weitere Fragmentierung der Bestände (GÖTZ u. WOLF 2004, EATON et al. 2021). Im Kontext der Anthropogenese ist die Winterlinde mittlerweile nicht mehr auf ihren natürlichen Verbreitungsraum beschränkt. Aufgrund ihrer Beliebtheit als Park- und Straßenbaum wird sie auch außerhalb Europas, etwa in Nordamerika und Chile, kultiviert. Dadurch verwischen sich vielerorts die Grenzen zwischen autochthonen und anthropogen begründeten Populationen. Innerhalb des natürlichen Areals signalisiert das Vorkommen der Winterlinde häufig historisch alte, kontinuierlich bewaldete Standorte; gleichwohl sind die Bestände durch menschliche Flächennutzung heute oft kleinfächig und zersplittert (BARENGO 2001a, C.A.B. INTERNATIONAL 2013).

3.24.3 Standort

Die ökologische Amplitude der Winterlinde umfasst eine beachtliche Bandbreite an Klima- und Bodenbedingungen, womit sie sich von anderen heimischen Lindenarten wie etwa der Sommerlinde (*Tilia platyphyllos*)

unterscheidet. Was die Bodenansprüche betrifft, ist die Winterlinde auf mittel- bis tiefgründigen, frischen, durchlüfteten, mineralstoffreichen Substraten mit hoher Basensättigung besonders vital. Sie toleriert sowohl stärker saure als auch basische Böden mit einem pH-Wert von 4 – 8, bevorzugt werden jedoch neutrale bis schwach basische Standorte. Neben Braunerde- und Lössböden besiedelt sie auch Roh-, Kalk- sowie Blockschutthänge. Bezüglich der Nährstoffansprüche ist die Winterlinde nicht so anspruchsvoll wie die Sommerlinde und kommt auch mit mäßig nährstoffversorgten Standorten zurecht. Sie ist in der Lage, Nährelementemangel in gewissen Grenzen zu kompensieren. Eine Anreicherung des Bodens mit Nitraten oder Kalium führt allerdings zu einer signifikanten Zunahme des Wachstums, was ebenso auf einen hohen Calciumgehalt im Boden zutrifft (SCHÜTT 1992, BARENGO 2001a, GÖTZ u. WOLF 2004, EBERT 2006, RADOGLU et al. 2009, SAVILL u. WISE 2013, DE JAEGERE et al. 2016, 2016, AAS 2016, FALK et al. 2016, FORSTER et al. 2019).

Bezüglich des Wasserhaushaltes besitzt die Art eine hohe Toleranz gegenüber Schwankungen der Bodenfeuchte. Während Staunässe eher gemieden wird, werden wechselfeuchte sowie kurzzeitig überschwemmte Standorte toleriert; ebenso werden längere Trockenperioden vergleichsweise gut überstanden. Besiedelt werden frische bis mäßig trockene Standorte. Ein Minimum an Feinerde und Humus sollte vorhanden sein, damit die Wasseraufnahme gesichert ist. Durch ihre effektive Anpassung an Wassermangel (u. a. Schließen von Spaltöffnungen und möglicherweise symbiotische Beziehungen zu Mykorrhizapilzen) kann sie in verschiedenen Klimaräumen bestehen. Auch wenn

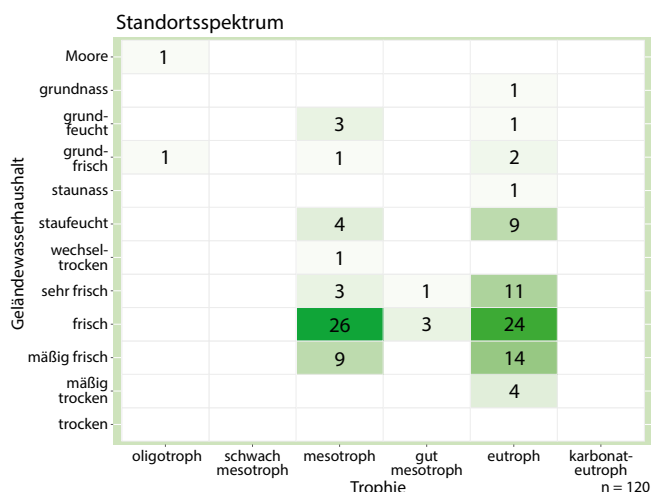


Abb. 2: Standortsspektrum der untersuchten Praxisanbauten der Winterlinde

kürzere Trockenperioden das Überleben nicht beeinträchtigen, so hat es dennoch reduzierende Auswirkungen auf das Radial- und Höhenwachstum. Als Pionierart besiedelt sie auch gestörte Standorte wie Kalkschutthalden oder Geröllfelder (SCHÜTT 1992, GÖTZ u. WOLF 2004, EBERT 2006, SAVILL u. WISE 2013, DE JAEGERE et al. 2016, AAS 2016, FALK et al. 2016, FORSTER et al. 2019, EATON et al. 2021).

Die Standorte der dokumentierten Praxisanbauten geben die breite ökologische Amplitude der Winterlinde deutlich wieder (Abbildung 2). Insbesondere beim Geländewasserhaushalt wird deutlich, dass die Winterlinde mit sehr unterschiedlichen Gegebenheiten zurechtkommt. Gleichzeitig zeigt sich, dass die Winterlinde auch mit einer mittleren Nährstoffversorgung auskommt.

Im Bereich der Standorts- und Gesellschaftszugehörigkeit bevorzugt *T. cordata* das Tiefland, kommt aber auch in mittleren Gebirgslagen vor. In kontinentalen Regionen wie Polen, den baltischen Staaten und der russischen Laubwaldzone bildet sie oftmals Mischbestände mit Eichen, seltener mit Buchen, und kann dort auch als dominante Baumart auftreten. Östlich der Buchen-Arealgrenze wird sie regelmäßig in bodensauren Laubmischwäldern zur Hauptbaumart. Unter ökologischen Gesichtspunkten ist

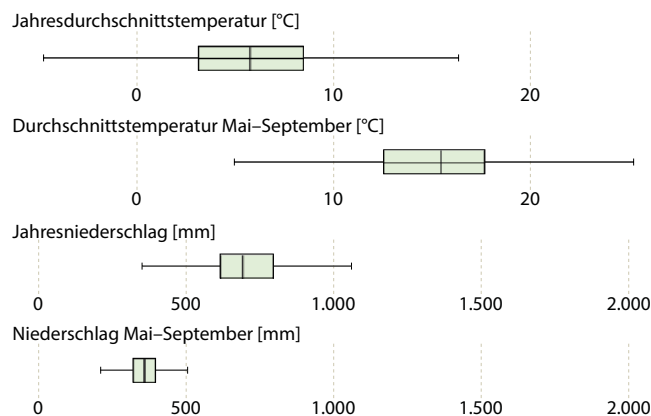


Abb. 3: Klimawerte des natürlichen Verbreitungsgebietes der Winterlinde extrahiert aus dem CHELSA-Datensatz (KARGER et al. 2021)

die Winterlinde ein bedeutender Bestandteil sommerwarmer Mischwälder, insbesondere der Hartholzauen- und Buchenmischwälder (SCHÜTT 1992, FALK et al. 2016, FORSTER et al. 2019).

Die Winterlinde besitzt eine breite klimatische Amplitude, welche durch die extrahierten Klimawerte aus dem natürlichen Verbreitungsgebiet und dem CHELSA-Datensatz (KARGER et al. 2021) ersichtlich werden (Abbildung 3). Nach den vorgenommenen Auswertungen wächst die Winterlinde bei einer Jahresdurchschnittstemperatur zwischen 3,2 und 8,5 °C, wobei die gesamte Spanne hier von rund -6 – +17 °C reicht. Im Zeitraum zwischen Mai und September erhöht sich die Durchschnittstemperatur demgegenüber deutlich auf Werte zwischen 12,5 und 17,7 °C und beträgt im Mittel 15,5 °C. Es treten Extremtemperaturen von -23,0 °C, aber auch von +34,6 °C auf. Im Jahresmittel fallen im natürlichen Verbreitungsgebiet rund 690 mm (616 – 794 mm) Niederschlag. Davon entfallen rund 360 mm (320 – 395 mm) auf die Monate Mai bis September. Abweichend von den in den Auswertungen identifizierten Höchsttemperaturen geben DE JAEGERE et al. (2016) als kritische Höchsttemperatur +44 °C an, verweisen aber darauf, dass hohe Temperaturen im Allgemeinen nur bei ausreichender Wasserversorgung kein Problem darstellen. Die kritische Mindesttemperatur schwankt diesem Autorenkollektiv nach regional zwischen -45 und -48 °C.

Die Laubstreu der Winterlinde ist besonders bodenpfleglich und besitzt bodenverbessernde Eigenschaften. Sie zeichnet sich durch einen hohen Gehalt an mineralischen Nährstoffen und Basenkationen aus, der signifikant höher ist als beispielsweise bei Buchenlaub. Die Streu enthält vergleichsweise wenig Lignin und weist ein niedrigeres C/N-Verhältnis auf, was zu einer rascheren und umfassenderen Zersetzung führt. Dadurch werden dem Boden schnell große Mengen an verfügbaren Nährstoffen zugeführt, was auf ärmeren Standorten den Nährstoffkreislauf und die Bodenfruchtbarkeit deutlich verbessert. Die Winterlinde trägt zur Erhöhung von pH-Wert, Basensättigung und Humusgehalt im Oberboden bei und wirkt damit der Versauerung entgegen (SCHÜTT 1992, BARENGO 2001a, GÖTZ u. WOLF 2004, C.A.B. INTERNATIONAL 2013, SAVILL u. WISE 2013, DE JAEGERE et al. 2016, FALK et al. 2016).

Die in den Praxisanbauten durchgeführte Humusansprache in den Winterlindenbeständen bestätigt die gute Zersetzbarkeit der Laubstreu (Abbildung 4). Es wurden vornehmlich gute bis sehr gute Humusformen angesprochen. Das Wurzelsystem der Winterlinde entwickelt sich von einer kräftigen, rübenförmigen Pfahlwurzel im Jugendstadium zu einem vielstrahligen Herzwurzelsystem im Alter, wobei mehrere Hauptachsen schräg und tief in den Boden reichen. Die hohe Anzahl und Dichte an Feinwurzeln, besonders im Vergleich zu anderen Laubbaumarten,

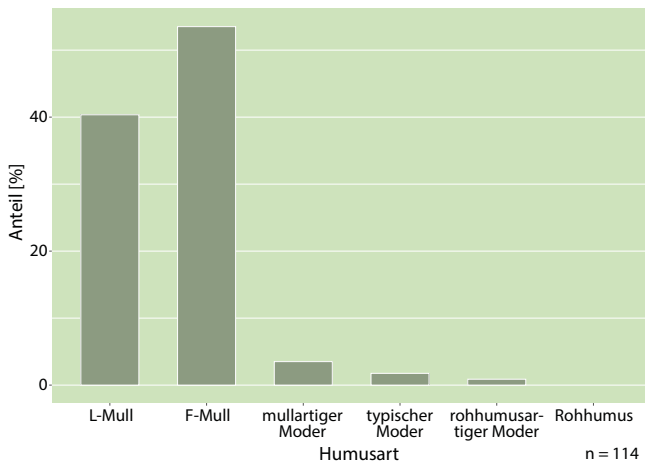


Abb. 4: Humusansprache in den Beständen der Praxisanbauten der Winterlinde

sorgt für eine intensive Erschließung des Bodens, was die Nährstoff- und Wasseraufnahme auch in tieferen Schichten erleichtert. Das Wurzelsystem wird durch einen dichten Besatz von Mykorrhizen ergänzt, was den Zugang zu Mineralien und Wasser zusätzlich verbessert. Insgesamt wird aber nur ein vergleichsweise kleiner Bodenraum vom Wurzelsystem erschlossen, was auf die relativ geringe mechanische Wurzelenergie der Winterlinde zurückzuführen ist. Sie wurzelt aber tief, was dazu führt, dass die Art auf tiefgründigen Böden Dürreperioden gut überstehen kann (KÖSTLER et al. 1968, SCHÜTT 1992, 1992, GÖTZ u. WOLF 2004, C.A.B. INTERNATIONAL 2013, SAVILL u. WISE 2013).

Im Bereich der Interaktionen mit Bodenorganismen begünstigt die Winterlinde in ihren Beständen die Ansiedlung von Regenwürmern, deren Dichte nachweislich höher ist als unter Beständen anderer Baumarten. Der hohe Basen- und Nährstoffeintrag fördert zudem die mikrobielle Aktivität. Die Lindenzierlaus (*Eucallipterus tiliae*) produziert große Mengen Honigtau, was wiederum das Wachstum stickstoffbindender Bakterien im Umfeld der Winterlinde begünstigt und so für eine erhöhte Stickstoffverfügbarkeit sorgt (C.A.B. INTERNATIONAL 2013, SAVILL u. WISE 2013).

3.24.4 Wachstum und Ertrag

3.24.4.1 Übersicht

Die Winterlinde zeichnet sich durch eine bemerkenswerte Lebensdauer von bis zu 1.000 Jahren aus, wobei erste Anzeichen von Fäulnis im Stamminneren etwa ab einem Alter von 250 Jahren auftreten. Sie kann Höhen von 25 bis über 35 m und Stammdurchmesser von bis zu 1 m (BHD), in Einzelfällen sogar von 4 – 5 m (BHD) bei sehr alten, freistehenden Bäumen erreichen. In jungen Jahren wächst *T. cordata* vergleichsweise schnell. Beispielsweise werden innerhalb von 20 Jahren Oberhöhen von 11,7 – 13,5 m erreicht, wobei sich das Höhenwachstum ab dem 70. Lebensjahr deutlich verlangsamt und mit etwa 150 – 180 Jahren abgeschlossen ist (BÖCKMANN 1990, SCHÜTT 1992, BARENGO 2001a,

GÖTZ u. WOLF 2004, C.A.B. INTERNATIONAL 2013, DE JAEGERE et al. 2016, EATON et al. 2021).

Die Schattentoleranz der Winterlinde ist hoch und wird häufig zwischen Arten wie Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*) und Rotbuche (*Fagus sylvatica*) eingeordnet. Allerdings variiert die Schattentoleranz übers Alter und auch auf verschiedenen Standorten. Während die Winterlinde in der Jugend eine ausgeprägte Fähigkeit besitzt, Schatten zu ertragen, nimmt ihr Lichtbedarf mit steigendem Alter zu. Grundsätzlich beschreiben unterschiedliche Studien die Schattentoleranz von *T. cordata* als mäßig bis hoch, wobei sich diese Ausprägung wohl, neben dem Alter, auch je nach Bodengüte und klimatischen Bedingungen unterscheiden kann. Auf nährstoffreichen, tiefgründigen und gut wasserversorgten Standorten verträgt sie mehr Schatten, wohingegen sie auf ärmeren Böden eher lichtbedürftig ist. Generell wird die Winterlinde aber als Halbschatt- bis Schattbaumart betrachtet. Ihre Lichtbedürftigkeit fällt im Vergleich zur Sommerlinde aber niedriger aus (SCHÜTT 1992, BARENGO 2001a, GÖTZ u. WOLF 2004, EBERT 2006, DE JAEGERE et al. 2016, AAS 2016, FALK et al. 2016).

Die Wachstums- und Ertragsdynamik der Winterlinde unterscheidet sich substantiell von derjenigen der Rotbuche sowie weiterer verbreiteter Laubbaumarten. Frühere Studien, insbesondere von BÖCKMANN (1990), zeigen, dass die Winterlinde bis zu einem Alter von etwa 50 Jahren gegenüber der Buche vor- bis gleichwüchsig ist. Ab einem Alter von 100 Jahren weist die Buche jedoch einen um etwa 30 % höheren Vorrat auf, was auf ihren kontinuierlichen und spät kulminierenden Zuwachsverlauf zurückzuführen ist. Die Analyse der Höhenentwicklung belegt ebenfalls deutliche Unterschiede: Während die Winterlinde in der Jugend ein stärkeres Höhenwachstum zeigt, verlangsamt sich dieses mit zunehmendem Alter deutlich. Der Höhenzuwachs kulminiert im Alter von 10 – 20 Jahren. Die Buche hingegen entfaltet ihr Höhenwachstum verzögert, jedoch anhaltend. Im Vergleich zu Lichtbaumarten wie Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*) und Roteiche (*Quercus rubra*) liegt die Winterlinde im Jugendalter höhenmäßig zurück, übertrifft diese jedoch im weiteren Verlauf hinsichtlich der erreichbaren Endhöhe (BÖCKMANN 1990, BARENGO 2001a, GÖTZ u. WOLF 2004, EBERT 2006, BÜRVENICH et al. 2012, DE JAEGERE et al. 2016, FALK et al. 2016).

Die Vorratsentwicklung der Winterlinde ist charakterisiert durch steile Zuwachskurven in der frühen Jugend, die mit zunehmendem Alter rasch abflachen. Diese Form des Wachstumsverlaufs unterscheidet sich signifikant von der Entwicklung der Buche, die eine langsamere, dafür aber länger anhaltende Zuwachsphase zeigt. Besonders markant ist die frühe Kulmination des laufenden und durchschnittlichen Volumenzuwachses bei der Winterlinde im Alter von 30 – 50 Jahren, wie man sie sonst nur bei den

Lichtbaumarten kennt. Im Gegensatz dazu erreicht die Buche das Zuwachsmaximum deutlich später. Im Alter von 90 Jahren können bei *T. cordata* bei einer guten Bonität Gesamtwuchsleistungen (GWL) von bis zu 1.090 m³/ha erreicht werden (BÖCKMANN 1990, GÖTZ u. WOLF 2004, BÜRVENICH et al. 2012, FALK et al. 2016).

Morphologisch bildet die Winterlinde im geschlossenen Bestand hohe, geradschaftige Stämme mit zylindrischer Form und einer hoch ansetzenden, relativ kleinen Krone; freistehend zeigt sie oft eine mächtigere Krone und größere Stammdurchmesser (GÖTZ u. WOLF 2004, FALK et al. 2016).

Ein wesentliches Merkmal von *T. cordata* ist ihre ausgeprägte vegetative Verjüngungsfähigkeit durch Stockausschlag und die Ausbildung von Adventivknospen am Stamm und an den Wurzeln, wobei Wurzelbrut jedoch seltener vorkommt als Stockausschläge. Diese Regenerationsfähigkeit erklärt auch die hohe Bedeutung der Winterlinde in historischen Nieder- und Mittelwaldbetrieben (BARENGO 2001a, C.A.B. INTERNATIONAL 2013, AAS 2016, FALK et al. 2016).

Begründung

Die Blühbiologie der Winterlinde ist durch ihre typischen Sommerblütezeiten charakterisiert, wobei sie etwa 2 Wochen später blüht als die Sommerlinde. Die Winterlinde erreicht ihre Blühreife im Freiland im Alter von 20 – 25 Jahren, während sie unter geschlossenem Kronendach erst nach 30 – 50 Jahren blüht. In Mischbeständen blüht die Art sowohl regelmäßiger als auch intensiver als in Reinbeständen. Die Blütezeit beginnt Ende Juni bis Mitte Juli und damit am spätesten unter den einheimischen Baumarten, wobei die Blühperiode je nach geographischer Breite und Höhenlage variiert. Eine volle Blüte erfolgt alle 2 – 4 Jahre (SCHÜTT 1992, BARENGO 2001a, GÖTZ u. WOLF 2004, EBERT 2006, SAVILL u. WISE 2013, WURM et al. 2016, DÖRKEN u. STEINECKE 2017, EATON et al. 2021).

Die Blüten der Winterlinde sind zwittrig, beinhalten jedoch selten auch funktionell eingeschlechtliche Strukturen. Die Blüten sind dichogam, d. h. die männlichen Organe reifen vor den weiblichen, was der Einschränkung von Selbstbefruchtung dient, wenngleich Selbstbefruchtungen aufgrund der Überschneidung der Reifezeiten nicht ausgeschlossen werden können. Das Bestäubungssystem der Linde gilt als generalistisch, sodass eine Vielzahl von Insekten – darunter Honigbienen, Hummeln, Schwebfliegen und Motten – an der Bestäubung beteiligt sind. Die Blüten produzieren einen besonders zuckerreichen Nektar mit einer Konzentration zwischen 25 und 70 %, dessen Produktion abends und nachts besonders hoch ist (GÖTZ u. WOLF 2004, AAS 2016, DÖRKEN u. STEINECKE 2017).

Die Früchte sind gestielte, dünnschalige, ellipsenförmige, meist einsamige Nüsse, die in der Reife hellbraun erscheinen und eine Länge von 5 – 8 mm erreichen. Jede Blüte enthält ursprünglich 10 Samenanlagen, von denen im Regelfall 1 bis selten 3 zur Reife gelangen. Die reifen Samen werden überwiegend durch Wind mithilfe des charakteristischen Hochblatts verbreitet, wobei Distanzen bis zu 60 m dokumentiert sind. Das Tausendkorngewicht liegt bei etwa 40 g und 1 kg enthält rund 25.000 Samen (BARENGO 2001a, GÖTZ u. WOLF 2004, EBERT 2006, C.A.B. INTERNATIONAL 2013, AAS 2016).

Die Samenreife ist im September, spätestens aber Mitte Oktober, erreicht und die Früchte verbleiben häufig bis in den Winter oder sogar bis ins folgende Frühjahr am Baum. Für die Aussaat relevant sind die unterschiedlichen Keimfähigkeiten der Samen in Abhängigkeit vom Zeitpunkt der Ernte. Frühernte-Saatgut ist sofort keimfähig, während Späternten wegen ausgeprägter Keimhemmung eine 6 – 9-monatige Stratifikation bei 3 – 5 °C erfordern, um die Dormanz zu brechen. Die Keimhemmung beruht primär auf einer wasserundurchlässigen Schicht der Samenschale. Deshalb überliegen Samen oft und keimen erst im zweiten Jahr oder noch später. Die professionelle Vermehrung erfolgt mit einer Saatgutmenge von etwa 60 g/m² in der Baumschule, aus der sich pro Kilogramm unter optimalen Bedingungen bis zu 10.000 Sämlinge entwickeln. Die Qualität und Lebensfähigkeit des Saatguts sind erheblichen Schwankungen unterworfen, die durch klimatische Bedingungen, genetische Faktoren, Nährstoffversorgung sowie physiologischen Stress und die Aufbereitung beeinflusst werden. Auch der Anteil hohler, also nicht entwickelter Samen, steigt mit zunehmendem Baumalter und kann in alten Beständen bis zu 97 % erreichen. Günstige Bedingungen für eine hohe Keimrate sind Temperaturen über 20 °C während der Blüte und Samenreife, während kühlere oder trockenere Phasen den Fruchtansatz und die Samenqualität deutlich verschlechtern. Samen der Winterlinde können bei 10 – 12 % Feuchtigkeitsgehalt und weniger als 0 °C über 3 Jahre lang aufbewahrt werden (BARENGO 2001a, GÖTZ u. WOLF 2004, EBERT 2006, C.A.B. INTERNATIONAL 2013, AAS 2016, WURM et al. 2016).

Die Verjüngungsstrategie der Winterlinde ist insgesamt trotz reichlicher Fruktifikation durch einen vergleichsweise niedrigen Keimerfolg gekennzeichnet. Die generative Verjüngung aus Samen ist schwach ausgeprägt; die Vegetation verjüngt sich deshalb überwiegend vegetativ durch Wurzel- und Stockausschläge, letztere durch ein ausgeprägtes Stockausschlagsvermögen, wie es besonders im Mittelwaldsystem genutzt wurde. Die epigäische Keimung der Winterlinde verläuft so, dass die Nussfrucht an der Basis aufspringt und die handförmigen Keimblätter zum Vorschein treten. Zur erfolgreichen Naturverjüngung

ist ein günstiges Feuchtigkeitsangebot des Bodens unverzichtbar. Die Lindenarten verjüngen sich am besten unter Schirm und in Femellöchern von Mischbeständen. In der forstlichen Praxis wird die Winterlinde neben der natürlichen Verjüngung auch häufig gepflanzt. Zum Einsatz kommen meist zwei- bis dreijährige Pflanzen (1/1 oder 1/2), seltener werden Heister gepflanzt. Als Pflanzverband wird häufig ein Abstand von 2,0 x 1,0 m verwendet. GÖTZ u. WOLF (2004) schlagen für den Unterbau einen Verband von 2,0 x 1,0 m bzw. 2,0 x 2,0 m vor und für die Verwendung als Hauptbestand einen Verband von 1,0 x 1,5 m bzw. 1,5 x 1,5 m. Trupp- und gruppenweise Mischungen haben sich bewährt, um die Winterlinde nahezu allen Laub- und Nadelhölzern beizumischen, insbesondere zu raschwüchsigen Edellaubhölzern wie Esche, Ahorn, Kirsche und Ulme. Für die Pflanzung als Nebenbestand ist ein ausreichender Zeitabstand zum Hauptbestand einzuhalten. BARENGO (2001a) schreibt von 30 – 40 Jahren zu Eichen und von 5 – 15 Jahren zu Eschen (BARENGO 2001a, GÖTZ u. WOLF 2004, EBERT 2006, FALK et al. 2016).

Waldbau

Die Winterlinde wird in der waldbaulichen Praxis vorrangig als dienende Baumart genutzt. Sie trägt in Beständen mit Eichen oder anderen Edellaubhölzern zur Stabilisierung, Humusbildung und Qualitätssteigerung bei, indem sie das Umfeld potenzieller Wertholzbäume günstig beeinflusst. In der Jugendphase zeichnet sich die Lindenverjüngung durch ein überlegenes Höhenwachstum im Vergleich zu Hain- oder Rotbuche aus. Mit Eichen kann sie vergleichsweise leicht gemeinsame Kronenstrukturen ausbilden, während sie von Buchen eher bedrängt wird (BÖCKMANN 1990, GÖTZ u. WOLF 2004, BÜRVENICH et al. 2012, FALK et al. 2016, FORSTER et al. 2019).

Ein früher und dauerhafter Dichtschluss zur optimalen Erziehung der Zielbäume ist erforderlich. Die frühe Auswahl und schrittweise Pflege von rund 100 – 150 zukünftigen Wertbäumen pro Hektar einschließlich der Mischbaumarten gilt als zentral, wobei ein Abstand von 8 – 10 m zwischen diesen Optionen zu wahren ist. Nach EBERT (2006) erfolgt die Auswahl der Z-Bäume bei einer Bestandeshöhe von etwa 17 – 20 m im Alter von 40 – 60 Jahren. Eine regelmäßige Kontrolle der Z-Bäume etwa alle 5 Jahre wird empfohlen. Die Kronenspannung sollte zur Astreinigung erhalten bleiben und Eingriffe sollten nur bei unmittelbarer Gefährdung der Wertträger erfolgen (BARENGO 2001a, FORSTER et al. 2019).

FORSTER et al. (2019) empfehlen die Winterlinde im Hauptbestand mit seitlichem Dichtschluss aber hohem Lichtgenuss zu erziehen. Im Nebenbestand sollte sie dagegen durch gezielte Lichtsteuerung unterdrückt, aber erhalten bleiben. Untersuchungen von BÜRVENICH et al. (2012) zur

Kronenkonkurrenz der Winterlinde in Naturwaldreservaten haben gezeigt, dass sich Linden und Eichen in ihren Eigenschaften der Kronenform sehr ähnlich sind. Die Buche überragt hingegen die anderen beiden Arten. Benachbarte Linden berühren sich i. d. R., wohingegen Linden und Eichen überdurchschnittlich oft ihre Kronen ineinanderschieben. Die Buche verdrängt dagegen die Linde deutlich (BARENGO 2001a, EBERT 2006, BÜRVENICH et al. 2012, FALK et al. 2016, FORSTER et al. 2019).

Durchforstungsmaßnahmen sollten grundsätzlich schwach, aber regelmäßig ausfallen, um die Neigung der Linde zur Wasserreiserbildung zu begrenzen. Gerade in der Jugendphase erweisen sich enge Verbände und konsequente Schaftpflge als vorteilhaft, um der natürlichen Verzweigung entgegenzuwirken und hochwertige astfreie Schaftlängen von mindestens 7 – 12 m zu erreichen. Die Durchforstungen sollten ab einer Höhe von 26 m (65 – 100 Jahren) abgeschlossen sein. Pflege- und Formschnitte, inklusive der Entfernung unerwünschter Vorwüchse, sind besonders in Naturverjüngungstrupps essenziell anzuwenden (BARENGO 2001a, EBERT 2006, FALK et al. 2016, FORSTER et al. 2019).

Für die Wertholzproduktion orientieren sich die Produktionsziele an klassischen Edellaubholzverfahren: Ziel sind astfreie, laubholztypische Stämme mit einem Brusthöhendurchmesser von etwa 60 cm (BARENGO 2001a, GÖTZ u. WOLF 2004, EBERT 2006, FORSTER et al. 2019).

Die Umtriebszeit für erntefähiges Stammholz beträgt 100 – 140 Jahre. Mit zunehmendem Alter, vor allem ab etwa 150 Jahren, tritt verstärkt Fäulnis im Stamm- oder Wurzelbereich auf, wodurch die wertholzbemessene Nutzung begrenzt ist (BARENGO 2001a, GÖTZ u. WOLF 2004, EBERT 2006).

3.24.4.2 Ergebnisse der Untersuchungen

In den Auswertungen der Praxisanbauten konnten insgesamt **ertragskundliche Aufnahmen** aus 43 durchgeführten einmaligen Aufnahmen berücksichtigt werden (Abbildung 5). Als Referenz fand die für diese Baumart vorliegende Ertragstafel der Winterlinde von BÖCKMANN (1990) Anwendung. Bei Betrachtung der ermittelten Oberhöhen (H_{100}) der Praxisanbauten erkennt man, dass diese fast den gesamten Ertragstafelfächer der Winterlinde abdecken. Hier spiegelt sich die breite Standortsamplitude der Winterlinde (Abbildung 2) wider, welche sich auf den Wuchs auswirkt. Ein Großteil der gemessenen Bestände entfällt dabei auf den Bereich der 1. Ertragsklasse und besser. Dies unterstreicht die bereits beschriebene Wuchsleistung dieser Art. Diese wird auch bei den ermittelten Derbholzvolumina der Praxisanbauten deutlich. Auch hier liegt ein Großteil der Bestände im Bereich der 1. Ertragsklasse und besser. Die hohen Vorräte im Alter von 40 – 50 Jahren

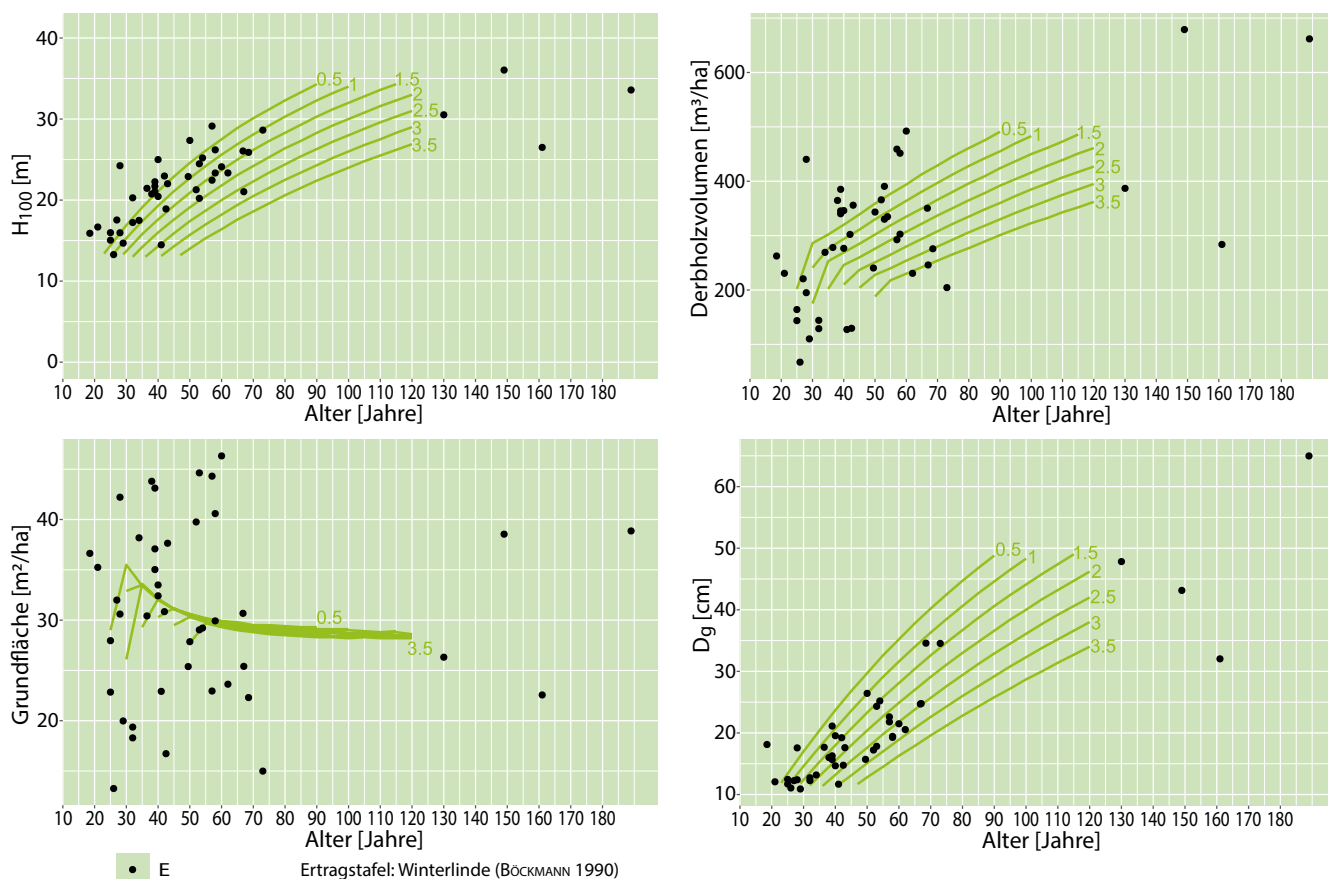


Abb. 5: Oberhöhen-, Derbholzvolumen-, Grundflächen- sowie Durchmesserentwicklung der untersuchten Praxisanbauten der Winterlinde im Vergleich zur Winterlinden-ertragstafel (Böckmann 1990). E: Einmalige Aufnahmen

bestätigen die steile Zuwachskurve der Winterlinde in der frühen Jugend. Bedingt durch die Altersverteilung der Aufnahmen lässt sich das Abflachen dieser Kurve nur anhand des Verlaufs des Ertragstafelfächers erahnen. Die 4 Aufnahmen mit einem Bestandesalter über 100 Jahren liegen auf sehr unterschiedlichem Niveau. Da die Bestandesgeschichten der Bestände weitestgehend unbekannt sind, sind die Gründe hierfür nicht sicher zu nennen. Neben Standortunterschieden sind unterschiedliche Nutzungs-

intensitäten potenzielle Erklärungen. Diese Erklärung ergibt sich auch, wenn man die zugehörigen Durchmesser (D_g) der Bestände betrachtet. So weist der ältere Winterlindenbestand mit den geringsten Vorräten gleichzeitig den geringsten D_g auf, was ein Indiz für eine durchgeführte Zielstärkennutzung sein könnte. Gleichzeitig weist aber der älteste Bestand mit sehr hohem Vorrat den größten D_g auf, was man wiederum als Nutzungsverzicht in diesem Bestand interpretieren könnte. Anhand dieser Daten wird

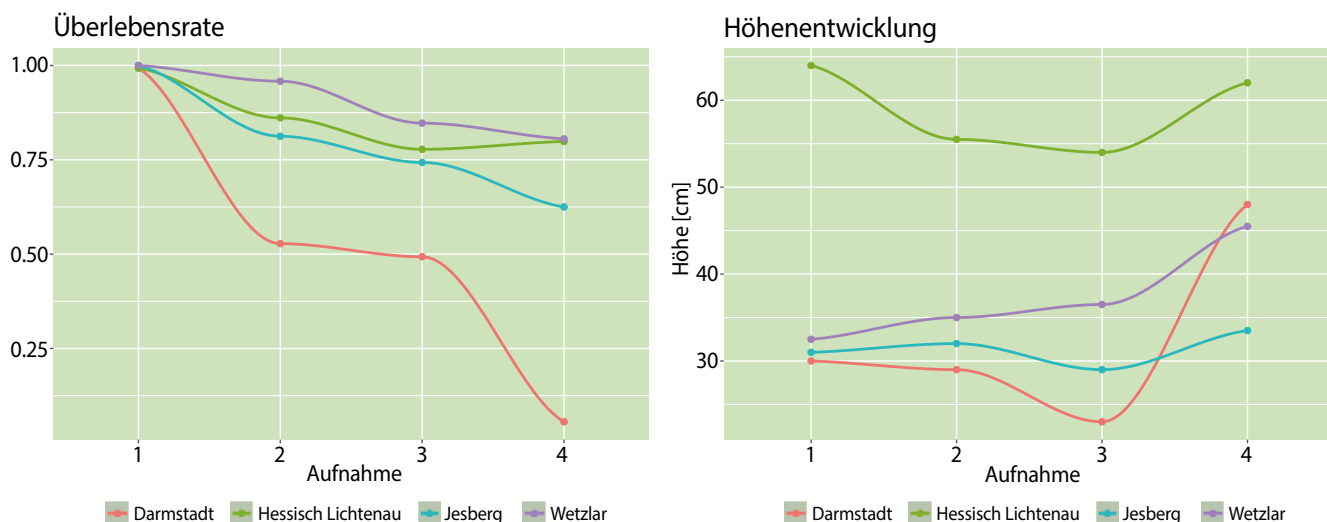


Abb. 6: Überlebensrate (links) sowie Höhenentwicklung (rechts) der Winterlinde auf den vier Anbauversuchen in Darmstadt, Hessisch Lichtenau, Jesberg und Wetzlar in Hessen. Bei der Höhenentwicklung wurden jeweils nur die zum Aufnahmezeitpunkt noch lebenden Exemplare berücksichtigt.

deutlich, dass bei der Winterlinde für den Altersbereich ab 70 Jahren für sicherere Aussagen weitere Daten und Untersuchungen zur waldbaulichen Behandlung nötig sind. Insbesondere Wiederholungsaufnahmen könnten die Aussage zum Wuchsverlauf der Baumart deutlich verbessern.

Die Winterlinde war auch Teil der **Anbauversuche** (Kapitel 2.1.3) in Hessen. Dort sollte sie zum einem als heimische Referenzbaumart dienen, um die Leistung der fremdländischen Laubbaumarten besser einzuschätzen. Des Weiteren sollte aber auch ein Erkenntnisgewinn zum Anwuchserfolg und Jugendwachstum der Baumart erreicht werden. Abbildung 6 zeigt die Überlebensrate (links) sowie die Höhenentwicklung (rechts) auf den vier Flächen. Bei der Überlebensrate sticht die Fläche bei Darmstadt deutlich hervor, auf der die Winterlinde eine erhebliche Mortalität aufwies. Zum Abschluss der Vegetationsperiode 2024 (Aufnahme 4) lebten dort nur noch gut 5 % der beobachteten Individuen. Dies steht im starken Kontrast zu den anderen drei Flächen, wo eine deutlich höhere Überlebensrate nach drei Vegetationsperioden zu verzeichnen ist. In Jesberg überlebten rund 62 %, in Hessisch Lichtenau und Wetzlar rund 80 % der Pflanzen. In Anbetracht der schwierigen Wuchsbedingungen in der Etablierungsphase sind dies durchaus positive Überlebensraten. Die schwierigen Wuchsbedingungen spiegeln sich in unterschiedlicher Ausprägung auch in der Höhenentwicklung der Winterlinde auf den Flächen wider. Insbesondere in Hessisch Lichtenau zeigt sich die trockene Witterung zunächst in einem Rückgang der mittleren Höhe, was auf Zurücktrocknungsprozesse des oberirdischen Pflanzenteils zurückzuführen ist. Solche Prozesse konnten auch auf den anderen Flächen beobachtet werden und zeigen sich auch in unterschiedlicher Ausprägung in den Verläufen der mittleren Höhe in den ersten beiden Vegetationsperioden (Aufnahmen 2 und 3). Erst in der Vegetationsperiode 2024 wurde auf allen Flächen einheitlich an den noch lebenden Exemplaren eine positive Höhenentwicklung ermittelt. Die besonders starke Höhenzunahme in Darmstadt darf dabei jedoch mit Verweis auf die hohe Mortalität nicht überinterpretiert werden, da in die Auswertung nur noch 8 Pflanzen eingeflossen sind. Zum Ende der Vegetationsperiode 2024 lag die mittlere Höhe in Hessisch Lichtenau bei 62 cm, in Darmstadt bei 48 cm, in Wetzlar bei 45 cm und in Jesberg bei 33 cm.

3.24.5 Gefährdungen

Die Lindenarten sind im Allgemeinen nur geringen Gefährdungen ausgesetzt, ihre Populationsrückgänge stehen vorrangig im Zusammenhang mit waldbaulichen Veränderungen wie der Umwandlung von Nieder- und Mittelswäldern in Hochwälder, wodurch sie lokal zurückgedrängt

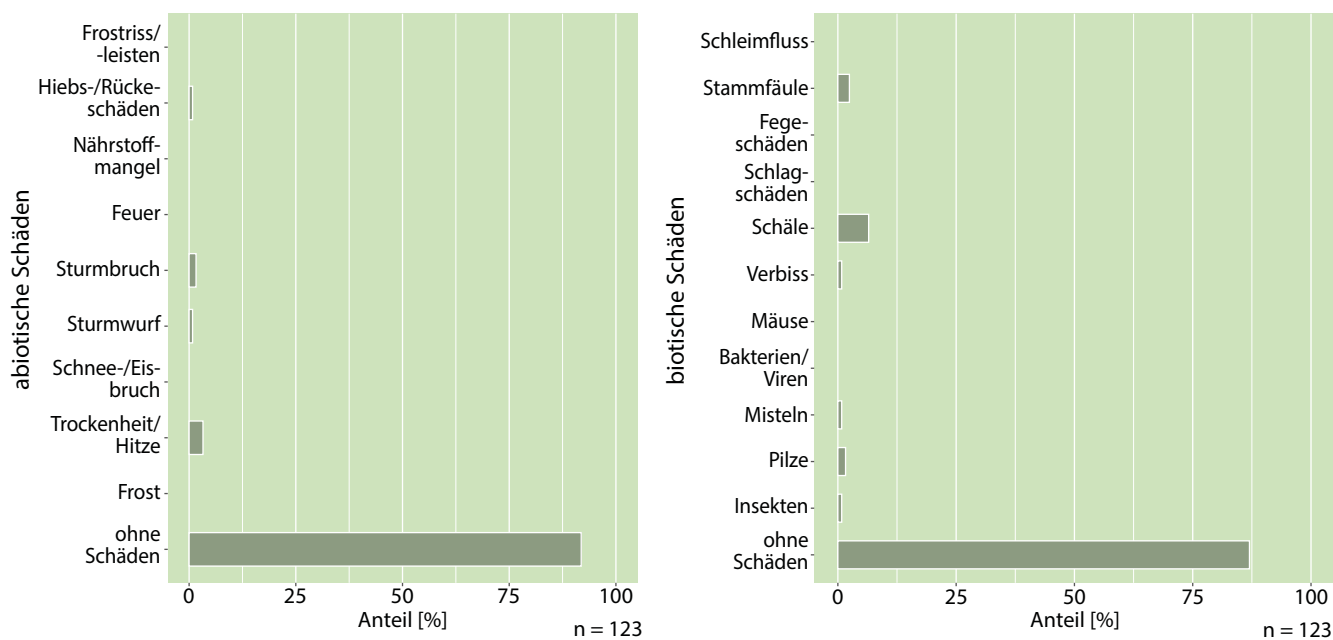
wurden. Hinsichtlich biotischer Schaderreger gilt für Sommer- und Winterlinde, dass weder Insekten noch Pilze üblicherweise zu existenziellen Gefährdungen führen. In Bayern wurde jedoch ein verstärkter Befall durch blattparasitische Pilze wie *Gloeosporium tiliae* und *Phyllosticta tiliae* beobachtet, was zu vorzeitiger Blattverfärbung und vorzeitigem Blattfall führen kann. Berichte über Blattlausbefall sowie Mistelbefall liegen ebenfalls vor, wobei insbesondere die Winterlinde als widerstandsfähig beschrieben wird (BARENGO 2001a, EBERT 2006, FORSTER et al. 2019).

Beide Lindenarten sind klimatolerant, wobei die Spätfrostgefährdung diskutiert wird. Es gibt sowohl Quellen, wonach die Lindenarten spätfrosthart sind als auch solche, die die Lindenarten als spätfrostgefährdet einstufen. Die Sommerlinde gilt aufgrund ihres früheren Austriebs generell als anfälliger, während die Winterlinde wegen ihres späteren Austriebs seltener von Spätfrösten betroffen ist. Früh austreibende Herkünfte sind hier natürlich dennoch besonders spätfrostgefährdet. Auch Herbstfröste sollen der Winterlinde weniger schaden, da ein frühzeitiger Blattfall Frostschäden verhindert. Junge Pflanzen werden durch Wild gerne verbissen und durch den Rehbock gefressen (SCHÜTT 1992, BARENGO 2001a, EBERT 2006, DE JAEGERE et al. 2016, FALK et al. 2016, EATON et al. 2021).

Insekten spielen als Schadorganismen bei der Winterlinde eine untergeordnete Rolle. Der Lindenschwärmer (*Mimas tiliae*) und der Wollafter (*Eriogaster lanestris*) sind auffällig, jedoch harmlos. Auch die aus Japan stammende Lindenminiermotte (*Phyllonorycter issikii*) tritt auf, wird aber stark durch Parasitoide dezimiert. Weitere relevante Schadinsekten sind der Schwammspinner (*Lymantria dispar*), für den besonders die Winterlinde empfänglich ist, sowie die Nonne (*Lymantria monacha*), die bevorzugt bei der Sommerlinde auftritt (GÖTZ u. WOLF 2004, FORSTER et al. 2019, EATON et al. 2021).

Blatt- und Triebkrankheiten stehen im Vordergrund der pathogenen Gefährdungen. Zahlreiche Pilzarten verursachen Blattbräune, Nekrosen und Blattflecken, darunter insbesondere die *Apiognomonia*-Blattbräune (*Apiognomonia tiliae*), die *Cercospora*-Blattfleckenkrankheit und die *Verticillium*-Welke. Der Rußtau wird durch verschiedene Pilze verursacht, die sich von den Ausscheidungen der Blattläuse ernähren und zu einer Beeinträchtigung der Photosynthese führen können. Kleinschmetterlingsraupen sowie Blattwespenlarven können die Blätter der Linde minieren, während Welkeerscheinungen an Blättern und Zweigen auf bodenbürtige Pilze zurückzuführen sind (GÖTZ u. WOLF 2004, EBERT 2006, BLASCHKE u. NANNIG 2016, FORSTER et al. 2019, EATON et al. 2021).

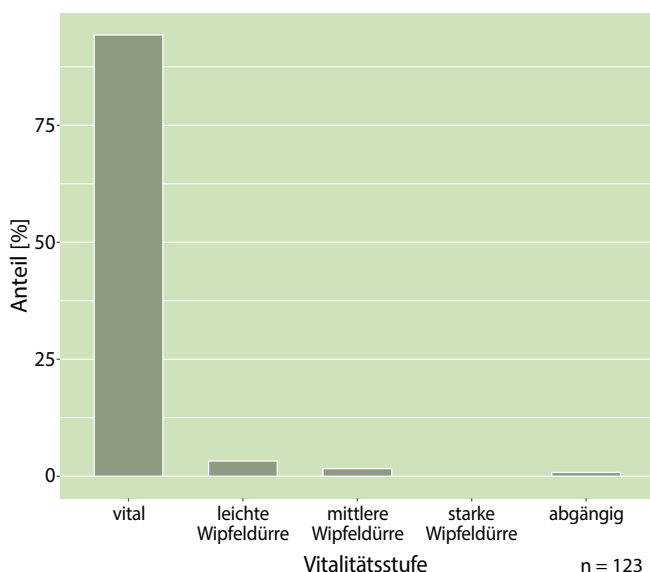
Die Winterlinde scheint grundsätzlich gegenüber Dürre relativ widerstandsfähig zu sein, insbesondere im Vergleich zur Sommerlinde, was auf eine ausgeprägte Einschrän-

Abb. 7: In den Praxisanbauten vorgefundene abiotische und biotische Schäden an *T. cordata*

kung der Transpiration bei Wassermangel zurückgeführt wird. Dennoch gilt die Art nach physiologischen Messungen nicht als trockenheitstolerant im engeren Sinne, sondern erholt sich eher rasch nach Trockenperioden, insbesondere im Vergleich zu Esche und Eiche. Dafür sprechen die vergleichsweise niedrigen Wurzel-Wasserpotenziale bei dieser Art. Nach Untersuchungen von AASAMAA et al. (2004) (zitiert nach KORN 2004) gilt die Winterlinde hingegen als nicht-trockentolerante Baumart. Dies wird darauf zurückgeführt, dass die Winterlinde im Kronenbereich ein verhältnismäßig großes Wasserpotenzial bei einer starken Einschränkung der Blattleitfähigkeit aufweist. Aus Kronen erwachsener Bäume sowie an Keimlingen sind aber auch Hitzeschäden bekannt, welche meist infolge unzureichender Wasserversorgung der Bäume auftreten. Die Folgen sind Vergilbungen der Blätter sowie vorzeitiger Laubfall. Zurückzuführen sind die Schäden auf eine Überhitzung der besonnten Blätter aufgrund einer verminderten Transpiration (KORN 2004, GÖTZ u. WOLF 2004, EATON et al. 2021). Schäden an Rinde und Holz sind durch diversen Insekten- und Larvenfraß möglich, wobei relevante Holzschädlinge etwa *Bostrychiden*, *Cerambyciden* und *Anobiiden* umfassen. Des Weiteren ist die sogenannte Brandkrustenfäule (*Kretschmaria deusta*) hervorzuheben, die durch die Ausbildung kohleartiger Fruchtkörper schwer zu diagnostizieren ist, aber zu plötzlichem Baumbruch führen kann. Weitere typische Stammfäulen werden durch Arten der Gattungen *Armillaria* (Hallimasch), *Pholiota squarrosa*, *Fomes fomentarius*, *Ganoderma applanatum*, *Polyporus squamosus*, *Pleurotus ostreatus* und *Meripilus giganteus* verursacht, wobei letztere ebenfalls oft zu unerwarteten Umstürzen durch Entwurzelung auch bei scheinbar vitalen Bäumen führt (GÖTZ u. WOLF 2004, BLASCHKE u. NANNIG 2016, FORSTER et al. 2019).

Bezogen auf den urbanen Kontext ist das als *Stigmina*-Triebsterben bekannte Schadbild relevant, das durch den Pilz *Stigmina pulvinata* verursacht wird. Es führt zu zögerlichem Austrieb und deutlicher Kronenverlichtung, wobei sich die meisten Linden nach Johannistrieb wieder regenerieren können. Weitere Triebsschäden, beispielsweise Rotpustelkrankheiten durch *Nectria galligena* und *N. ditissima*, verursachen ebenfalls lokale Nekrosen und Astverluste (BLASCHKE u. NANNIG 2016, FORSTER et al. 2019).

Sowohl die Dokumentation der vorgefundene abiotischen und biotischen Schäden in den Praxisanbauten (Abbildung 7) als auch deren Vitalitätsansprache (Abbildung 8), bestätigen die in der Literatur getätigten Aussagen zur geringen Anfälligkeit der Winterlinde gegenüber Schadfaktoren und weisen ihr auch nach den zum Zeitpunkt der Aufnahme überdauerten Trockenjahren eine durchweg

Abb. 8: Vitalitätsansprache der Praxisanbauten von *T. cordata*

hohe Vitalität nach. Bäume mit Beschädigungen wurden nur in geringem Umfang dokumentiert. Darunter finden sich im Wesentlichen die bereits beschriebenen Schadursachen. Hinzu kommt die Schäle durch Rotwild, welche in nennenswertem Umfang in den Praxisanbauten beobachtet wurde. Dies macht deutlich, dass bei nicht angepassten Wildbeständen ein Schutz dieser Baumart über einen längeren Zeitraum vonnöten sein kann.

3.24.6 Holzverwendung und Stammqualitäten begutachteter Bestände

Das Holz der Winterlinde ist durch seine gelblich- bis rötlich-weiße Farbe sowie gelegentlich auftretende grünliche Zonen gekennzeichnet, wobei zwischen Splint- und Kernholz kein Farbkern ausgebildet wird. Aufgrund der fehlenden farblichen Unterscheidbarkeit zählt die Linde zu den sogenannten Reifholzbäumen. Die Jahresringgrenzen sind sehr undeutlich, das Holz ist zerstreutporig mit feinen, gleichmäßig angeordneten Gefäßen und schwach voneinander abgesetzten Jahrringen (SACHSSE 1984, GÖTZ u. WOLF 2004, EBERT 2006, GROSSER u. EHMCKE 2016, DÖRKEN u. STEINECKE 2017, FORSTER et al. 2019, EATON et al. 2021).

Die Oberflächenstruktur wird meist als matt oder seidig-glänzend beschrieben. Die Markstrahlen sind schmal, homogen und ein- bis sechsreihig. Sie können im Radialschnitt als sogenannte Spiegel deutlich erkennbar werden. Im Vergleich der Arten weisen Holzproben von Winter- und Sommerlinde keine relevante anatomische Unterscheidbarkeit auf, weder makroskopisch noch mikroskopisch. Das Holz ist weich, von gleichmäßig dichter und feiner Struktur und zählt zu den mittelschweren Hölzern (SCHÜTT 1992, GÖTZ u. WOLF 2004, EBERT 2006, GROSSER u. EHMCKE 2016, FORSTER et al. 2019).

In Bezug auf die technischen Eigenschaften sticht die leichte Bearbeitbarkeit hervor: Es lässt sich schneiden, hobeln, dreheln und besonders leicht schnitzen. Auch das Spalten ist möglich, wenn auch die Flächen nicht immer glatt werden. Die geringen Unterschiede zwischen Tangential- und Radialschwindung bedingen ein gutes Stehvermögen, das heißt, nach der Trocknung arbeitet das Holz kaum noch. Es zeigt sich jedoch anfällig für Rissbildung und Verfärbungen bei rascher oder unsachgemäßer Trocknung. Aus diesem Grund sollte Rundholz möglichst mit Rinde gelagert werden (SACHSSE 1984, SCHÜTT 1992, GÖTZ u. WOLF 2004, EBERT 2006, GROSSER u. EHMCKE 2016, FORSTER et al. 2019). Nachteilig ist die geringe natürliche Dauerhaftigkeit gegenüber Pilz- und Insektenbefall, insbesondere gegen Bläuepilze und den Gewöhnlichen Nagekäfer, sodass Lindenholz für eine Verwendung im Außenbereich ungeeignet ist. Bei Kontakt mit Metallen kann es zu chemisch bedingten Grün- oder Graufärbungen kommen. Die mechanischen Eigenschaften werden als wenig elastisch, von

geringer Festigkeit und Tragfähigkeit beschrieben; daher eignet sich das Holz nicht für Bau- oder Konstruktionszwecke (SACHSSE 1984, SCHÜTT 1992, GÖTZ u. WOLF 2004, EBERT 2006, C.A.B. INTERNATIONAL 2013, GROSSER u. EHMCKE 2016, FORSTER et al. 2019).

Hinsichtlich der Färbbarkeit, Lackierbarkeit und Polierbarkeit zeigt Lindenholz hervorragende Eigenschaften, da es Farben, Beize und Leime gut aufnimmt. Die Oberflächenbehandlung ist unkompliziert, allerdings ist die Klebfestigkeit gelegentlich unbefriedigend (GÖTZ u. WOLF 2004, GROSSER u. EHMCKE 2016, 2016, FORSTER et al. 2019).

Die Verwendungsschwerpunkte liegen traditionell im Bereich der Bildhauerei, Schnitzerei und Drechslerei. Zu weiteren Verwendungsbereichen zählen die Herstellung von Sperr- und Blindholz, Möbeln, Furnieren, Spielwaren, Küchengeräten sowie Musikinstrumenten wie Harfenteilen, Klaviaturen, Orgelpfeifen und Holzschuhen. Die feine, gleichmäßige Struktur macht das Holz auch im Modellbau sowie bei Zeichenbrettern und Bilderrahmen beliebt. Aufgrund der Spaltfestigkeit wurde es für Bögen und Schilde genutzt. Seine historische Bedeutung lässt sich unter anderem daran festmachen, dass es im Hoch- und Spätmittelalter häufig in der Sakralkunst Verwendung fand und als „Heiligenholz“ bezeichnet wurde (SACHSSE 1984, SCHÜTT 1992, BARENGO 2001a, GÖTZ u. WOLF 2004, C.A.B. INTERNATIONAL 2013, SAVILL u. WISE 2013, GROSSER u. EHMCKE 2016, DÖRKEN u. STEINECKE 2017, FORSTER et al. 2019, EATON et al. 2021).

Die Rolle im Musikinstrumentenbau war besonders im Mittelalter bis ins 18. Jahrhundert bedeutsam, vor allem für Resonanzböden von Klavieren sowie Tastenbelegung, da das Holz stabil ist und sich wenig verzieht. Im Laufe des 20. Jahrhunderts wurde es im Instrumentenbau allerdings zunehmend ersetzt (C.A.B. INTERNATIONAL 2013, SAVILL u. WISE 2013, GROSSER u. EHMCKE 2016, DÖRKEN u. STEINECKE 2017).

Im Bereich der technischen Anwendungen spielte Lindenholz eine Rolle als Zellstoff- und Papierholz sowie in der Herstellung von Span- und Faserplatten. Ebenfalls wurde es verwendet zur Herstellung von Bleistiften, Zündhölzern, Zeichen- und Filterkohle, wobei die Kohle auch für Räucherkerzen und als Bestandteil von Schießpulver genutzt wurde (GÖTZ u. WOLF 2004, DÖRKEN u. STEINECKE 2017, GROSSER u. EHMCKE 2016).

Die Qualitätsansprache eines potenziellen Z-Baumkollektivs in den Praxisanbauten weist mit annähernd 70 % Anteil an der Güteklasse „B“ einen hohen Anteil an qualitativ gut ausgestatteten Beständen auf (Abbildung 9). Dieser wird jedoch gefolgt von einem mit rund 25 % recht hoher Anteil an Beständen, die in die Güteklasse „schlechter als B“ einsortiert wurden. Neben einer waldbaulich untergeordneten Rolle in den Beständen waren für diese Einschätzungen auch relativ häufig die überwiegend schlechten phänotypischen Merkmale ausschlaggebend. Selbst in

künstlich begründeten Beständen wurden oftmals viele Zwiesel und eine hohe Starkastigkeit beobachtet, was die Wahl von hochwertigem, quellengesichertem Vermehrungsgut verdeutlicht. Nur ein geringer Teil der Bestände konnte in die Güteklasse „besser als B“ einsortiert werden, was aber auch zeigt, dass genetisch hochwertiges Material zur Verfügung steht und eine Wertholzerzeugung mit dieser Art möglich ist.

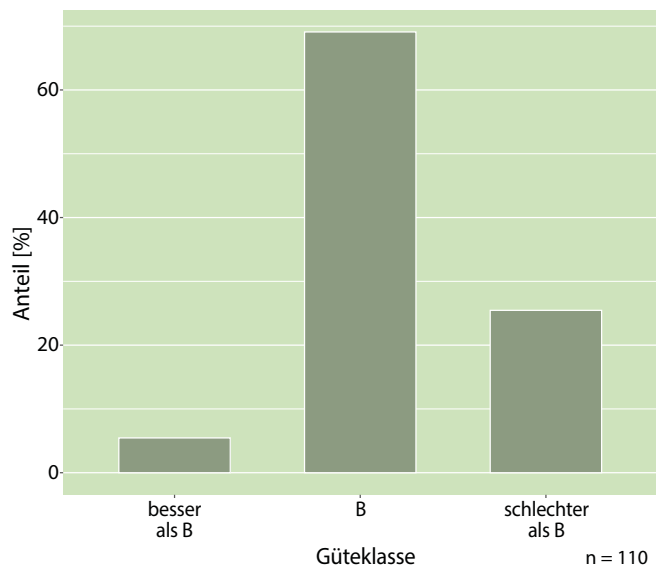


Abb. 9: Qualitätseinschätzung der Praxisanbauten von *T. cordata* anhand einer optischen Stehendansprache eines potenziellen Z-Baumkollektivs.

3.24.7 Sonstige Ökosystemleistungen

Der Bast der Lindenrinde wurde in früheren Zeiten vielseitig genutzt; insbesondere diente er zur Herstellung von Flecht- und Seilerwaren wie Seilen, Schnüren, Säcken, Körben und Matten sowie als Bindematerial im Garten- und Obstbau. Aus mehreren Lagen geflochtenem Lindenbast fertigte man darüber hinaus Schuhe, Kleidungsstücke und sogar Schilde, und Schreiner stellten Leimpinsel aus dem Bast her. Im landwirtschaftlichen Bereich nutzten Landwirte Lindenlaub und Holzmehl, gelegentlich auch ganze Zweige, als Futter für Haustiere. In Russland wurden Lindenholzspäne von ärmeren Bevölkerungsschichten zur Matratzenfüllung verwendet (SCHÜTT 1992, BARENGO 2001a, GÖTZ u. WOLF 2004, EBERT 2006, GROSSER u. EHMCKE 2016, DÖRKEN u. STEINECKE 2017).

Lindenblüten stellen traditionell ein bedeutendes Heilmittel dar. Sie werden zur Hochblüte geerntet – idealerweise unmittelbar nach dem Aufblühen und nur bei trockenem Wetter –, im Schatten getrocknet und lichtgeschützt gelagert. Charakteristisch ist ihr Gehalt an ätherischen Ölen, Flavonoiden, Schleimstoffen und Gerbstoffen, woraus sich der medizinisch verwendbare Teeaufguss herleiten lässt. Lindenblütentee wird in der Hausmedizin gegen Erkältungskrankheiten, Fieber und zur Linderung von Hustenreiz sowie in der Volksmedizin auch als schweiß- und

krampflösend, magenstärkend und blutreinigend eingesetzt. Wissenschaftlich gesichert erscheint vorrangig die reizlindernde Wirkung durch den Schleimstoffgehalt; der schweißtreibende Effekt ist vermutlich auch auf den Konsum heißer Flüssigkeit zurückzuführen. Neuere medizinische Studien bestätigen biochemische Effekte zur Stärkung der körpereigenen Abwehrkräfte. Neben Tee aus den Blüten besitzen Sud und Umschläge aus Lindenblättern und -blüten ebenfalls eine Bedeutung in der traditionellen Heilpraxis (SCHÜTT 1992, BARENGO 2001a, GÖTZ u. WOLF 2004, EBERT 2006, DÖRKEN u. STEINECKE 2017, FORSTER et al. 2019, EATON et al. 2021).

Die Winterlinde spielt ökologisch eine zentrale Rolle als Bienenweide und Nahrungsquelle für zahlreiche Insektenarten sowie viele Wirbeltierarten. Sie bietet ein überdurchschnittliches Angebot an Nektar und Pollen, das vor allem gegen Ende der Vegetationsperiode wichtig für Honig- und Wildbienen, Hummeln, Schwebfliegen, aber auch für Tag- und Nachtfalter ist. Die Blüten sind sowohl tagsüber als auch nachts geöffnet und ermöglichen verschiedenen Insektenarten jederzeit Zugang zu Pollen und Nektar, was durch morphologische Anpassungen der Blütenstruktur begünstigt wird. Auch andere fliegende Insekten und Wildbienen nutzen das Angebot, wenn auch in geringerer Häufigkeit. Der intensive Duft der Lindenblüten wirkt insbesondere auf Bienen, Hummeln, Fliegen und Schwebfliegen anziehend. Die hohe Attraktivität als Bienenweide führte in früheren Jahrhunderten dazu, dass das Verbreitungsgebiet der Linde vermutlich auch anthropogen durch Imkerei gesteuert wurde (SCHÜTT 1992, BARENGO 2001a, GÖTZ u. WOLF 2004, EBERT 2006, C.A.B. INTERNATIONAL 2013, DÖRKEN u. STEINECKE 2017, FORSTER et al. 2019, GROTEHUSMANN unveröffentlicht).

Lindenhonig, insbesondere der aus den Blüten stammende Lindenblütenhonig, zeichnet sich durch seine hellgelbe bis grünliche Färbung und den charakteristischen Duft aus und gilt als besonders wertvoll. Im gesamten Verbreitungsgebiet trägt *Tilia cordata* erheblich zur Honigproduktion bei, wobei einzelne alte Bäume bis zu 30 kg Honig pro Saison liefern können; in einigen Regionen stammt bis zu 75 % des Honigs von Linden. Neben frischem Nektar verarbeiten Bienen auch Honigtau von Blattläusen, der insbesondere zur Endphase der Blüte reichhaltig eingetragen wird (GÖTZ u. WOLF 2004, EBERT 2006, C.A.B. INTERNATIONAL 2013).

Die Rolle der Winterlinde für andere Organismen ist vielfältig. Verschiedene Vogelarten finden in den Baumkronen Nahrung sowie Nistmöglichkeiten. Die Pilzflora ist sehr artenreich und umfasst neben Mykorrhizapilzen wie dem Netzstieligen Hexenröhrling (*Suilellus luridus*) und dem Mehrärling (*Clitopilus prunulus*) über 200 holzbesiedelnde Arten. Die Früchte der Linde stellen für viele Tiere, darunter diverse Vogelarten, wichtige Nahrung dar (DÖRKEN u. STEINECKE 2017, FORSTER et al. 2019).

3.24.8 Genetik

Die Qualität der vorhandenen Lindenbestände ist häufig sehr unterschiedlich. Neben den hervorragenden Beständen in Wuchseistung und Schaftform gibt es auch immer wieder unbefriedigende Bestände. Es liegen bisher nur wenige Untersuchungen zur natürlichen Variabilität von Winterlinden vor. Aus diesem Grund wurden Winterlinden-Herkunftsversuche und Nachkommenschaftsprüfungen in Deutschland, Rumänien, Österreich und der Schweiz durchgeführt, die 23 Herkünfte und 162 Einzelstammabsaaten umfassen. Diese sollen die Phänologie, Wuchseistung und Wuchsform der unterschiedlichen Lindenvorkommen ermitteln und gleichzeitig Aufschluss über die Variabilität innerhalb von Herkünften geben. Des Weiteren können so Informationen über die geographische Variation der Art gesammelt werden, um zukünftig Empfehlungen für Saatgutimporte geben zu können. Eine deutliche Variation konnte bei der Auswertung der bisherigen Ergebnisse der Nachkommenschaftsprüfungen festgestellt werden. Die jüngeren Versuche zeigen sich aufgrund ihres größeren Umfangs als deutlich variabler. Vor allem das ausländische Material, welches im Umfang in den Versuchsserien begrenzt war, wurde durch Spätfröste teilweise erheblich verringert. Als ebenfalls problematisch zeigte sich die unterschiedliche Zusammensetzung der angelegten Nachkommenschaftsprüfungen. So stellte sich in den älteren Versuchen eine tschechische Herkunft aus dem Forstamt Loučné als durchaus positiv heraus. Diese wurde aber lediglich auf zwei Flächen getestet und ist in den jüngeren Versuchen nicht vertreten. Generell bestehen die jüngeren Versuche aber aus einer höheren Vielfalt an heimischem wie auch an ausländischem Material. Über alle Versuche hinweg konnte festgestellt werden, dass sich die verwendeten rumänischen Herkünfte für die an den Versuchsorten herrschenden Bedingungen als ungeeignet herausstellten. In den Versuchen präsentieren sich die wenigen Herkünfte aus Österreich und der Schweiz, etwa auf dem Niveau der besseren deutschen Absaaten. Besonders hervorzuheben sind hier die deutschen Nachkommenschaften der Samenplantage bei Laufen-Lebenau, da hier keine signifikant negativen Beziehungen zwischen Qualität und Leistung nachgewiesen werden konnten. Im Unterschied zu den in Beständen ausgewählten Plusbäumen handelt es sich bei den Einzelklonabsaaten dieser Samenplantage um bereits vorselektiertes Material, welches vermutlich durch die genetisch besser veranlagten Plusbaum-Klone einen wesentlichen Anteil an der Bestäubung und folglich auch an den Nachkommenschaften dieser Absaat besitzt (GROTEHUSMANN unveröffentlicht).

Innerhalb des Verbreitungsgebietes der Winterlinde sind neben weiteren einheimischen Arten auch mehrere natürliche Bastardverbindungen dokumentiert, beispielsweise

die holländische Linde (*Tilia* × *vulgaris*; Kreuzung aus *T. cordata* und *T. platyphyllos*). Dieser Hybrid ist seit langem als Park- und Alleebaum verbreitet. Die Blühphänologie beeinflusst die Hybridisierung: Die Sommerlinde blüht 2 – 3 Wochen früher als die Winterlinde. Trotz dieser zeitlichen Trennung kommt es unregelmäßig zu spontanem Genfluss zwischen beiden Arten, da die Barrieren für Introgression nicht vollständig wirksam sind. Dass sowohl Sommer- als auch Winterlinde mütterliche Eltern in Hybriden sein können, weist auf einen möglichen Genfluss in beide Richtungen hin. Die Bedeutung der Introgression und deren Auswirkung auf die genetische Integrität beider Arten unter natürlichen Bedingungen ist bislang in der Forschung nur unzureichend geklärt. Allozym-Analysen erlauben eine zuverlässige Differenzierung zwischen Elternarten und Hybriden. Neben der Holländischen Linde sind auch andere Bastardverbindungen bekannt, etwa mit der Amerikanischen Linde (*Tilia* × *flavescens*). Hybride zwischen der Winter- und Sommerlinde sind weitgehend steril. Der Embryo des häufig üppigen und vital erscheinenden Samenbehangs der Hybride ist nur selten lebensfähig (SCHÜTT 1992, FROMM 2001, GÖTZ u. WOLF 2004, DE JAEGERE et al. 2016, AAS 2016, WURM et al. 2016).

Morphologisch gestaltet sich die Unterscheidung des Hybrids *Tilia* × *vulgaris* zu den Elternarten als ausgesprochen schwierig, da sich die anatomischen Eigenschaften stark ähneln. Der Hybrid ist nicht völlig steril, sein Fruchtsatz bleibt jedoch gering und die Fruchtbildung ist schlecht. Obschon spezifischere Studien zur Ausbreitung und zu den ökologischen Folgen einer Hybridisierung angeraten werden, ist bereits ersichtlich, dass *T. x vulgaris* insbesondere in West- und Mitteleuropa einen beträchtlichen Anteil an Stadtbaumpopulationen besitzt. Ähnliche Hybridisierungen werden zudem für die Krim-Linde (*T. x euchlora*) und weitere interspezifische Bastarde berichtet (DE JAEGERE et al. 2016, AAS 2016).

Die genetische Vielfalt innerhalb der europäischen *Tilia*-Populationen wurde in mehreren Studien mithilfe moderner molekularer Marker wie Mikrosatelliten untersucht. Diese Analysen bestätigen sowohl für *T. cordata* als auch für *T. platyphyllos* den Diploidie-Status, die ausgeprägte Fremdbefruchtung und eine hohe genetische Diversität innerhalb wie zwischen den Arten. Auffällig ist eine Abnahme der genetischen Vielfalt von *T. cordata* mit zunehmendem Breitengrad. Diese Muster werden darauf zurückgeführt, dass in Südeuropa während der Eiszeit stabile klimatische Bedingungen herrschten, was zur Konservierung einer hohen Diversität beitrug (PHUEKVILAI 2011, zitiert nach DE JAEGERE et al. 2016). Andererseits ist die genetische Vielfalt von *T. cordata* gegenwärtig durch die Fragmentierung der Populationen bedroht. Aufgrund der weit auseinanderliegenden Bestände und der limitierten Samenverbreitung ist der Genfluss

eingeschränkt; für *T. cordata* wird eine nacheiszeitliche Migrationsrate von 5 – 500 m/Jahr angenommen, verglichen mit wesentlich höheren Raten anderer Baumarten wie *Alnus* spp., *Picea abies* und *Acer* spp. Historisch ist weiterhin zu beachten, dass der Mensch durch selektive Nutzung die genetischen Ressourcen von *Tilia* zusätzlich dezimiert haben könnte (De JAEGERE et al. 2016).

Die Winterlinde unterliegt dem Forstvermehrungsgutgesetz, das in Deutschland gezielte Auswahlprozesse und verpflichtende Herkunftsgebiete für Saatgut vorsieht. Bei

der Auswahl der Erntebestände werden vorwiegend phänotypische Qualitätskriterien wie Geradschaftigkeit und Astreinheit berücksichtigt und besondere Aufmerksamkeit auf die Isolierung zu benachbarten Beständen der Sommerlinde gelegt, um Arthybridisierung zu minimieren (WURM et al. 2016).

Tabelle 1 enthält einen Auszug aus den Herkunftsempfehlungen der NW-FVA für die Winterlinde, welche bei der künstlichen Verjüngung beachtet werden sollten.

Tab. 1: Von der Nordwestdeutsche Forstlichen Versuchsanstalt, Abteilung C – Waldgenressourcen, empfohlene Herkünfte forstlichen Vermehrungsgutes (Herkunftsempfehlungen) (Auszug, für eine abschließende Auflistung bitte in den jeweiligen Empfehlungen für die Länder nachschlagen)¹

Land	Anbau- gebiet	Kategorie	Rang	Registernummer	Ausgangsmaterial	Stand
Hessen	823 04	geprüft		09 1 823 08 002 4	SP Laufen-Lebenau I (Süd- u. Südostdeutsches Hügel- und Bergland, Berchtesgaden, BY)	2024
	823 04	qualifiziert		06 2 823 04 003 3	SP Jungviehweide (Reinhardshagen, HE)	2024
	823 04	qualifiziert		06 2 823 04 001 3	SP Hessisches Bergland (Hanau-Wolfgang, HE)	2024
	823 04	qualifiziert		03 1 823 04 001 3	SP Niederrheinische Bucht (Oldendorf, NDS)	2024
	823 04	qualifiziert		06 2 823 04 002 3	SP Ziegenberg (Wehretal, HE)	2024
	823 04	qualifiziert		03 4 823 03 001 3	SP Südniedersachsen/Nordhessen (Liebenburg, NDS)	2024
	823 05	qualifiziert		03 1 823 04 001 3	SP Niederrheinische Bucht (Oldendorf, NDS)	2024
	823 05	qualifiziert		06 2 823 04 003 3	SP Jungviehweide (Reinhardshagen, HE)	2024
	823 05	qualifiziert		03 4 823 03 001 3	SP Südniedersachsen/Nordhessen (Liebenburg, NDS)	2024
	823 05	qualifiziert		16 1 823 04 006 3	SP Vitzeroda (TH)	2024
Niedersachsen	823 01	qualifiziert	1	03 4 82303 001 3	SP Südniedersachsen/Nordhessen (Liebenburg, NDS)	2022
	823 01	qualifiziert	2	15 3 82303 001 3	SP Mittel- u. ostdeutsches Tief- und Hügelland (Anhalt, ST)	2022
	823 01	qualifiziert	2	03 1 82304 001 3	SP Niederrheinische Bucht (Oldendorf, NDS)	2022
	823 02	geprüft	2	09 1 82308 002 4	SP Laufen-Lebenau I (Süd- u. Südostdeutsches Hügel- und Bergland, Berchtesgaden, BY)	2022
	823 02	qualifiziert	1	06 2 82304 001 3	SP Hessisches Bergland (Hanau-Wolfgang, HE)	2022
	823 02	qualifiziert	1	15 3 82303 001 3	SP Mittel- u. ostdeutsches Tief- und Hügelland (Anhalt, ST)	2022
	823 02	qualifiziert	1	03 1 82304 001 3	SP Niederrheinische Bucht (Oldendorf, NDS)	2022
	823 02	qualifiziert	1	03 4 82303 001 3	SP Südniedersachsen/Nordhessen (Liebenburg, NDS)	2022
	823 02	qualifiziert	1	16 1 82304 006 3	SP Vitzeroda (TH)	2022
	823 03	geprüft	1	09 1 82308 002 4	SP Laufen-Lebenau I (Süd- u. Südostdeutsches Hügel- und Bergland, Berchtesgaden, BY)	2022
	823 03	qualifiziert	1	15 3 82303 001 3	SP Mittel- u. ostdeutsches Tief- und Hügelland (Anhalt, ST)	2022
	823 03	qualifiziert	1	16 1 82304 006 3	SP Vitzeroda (TH)	2022
	823 03	qualifiziert	2	06 2 82304 001 3	SP Hessisches Bergland (Hanau-Wolfgang, HE)	2022
	823 03	qualifiziert	2	03 1 82304 001 3	SP Niederrheinische Bucht (Oldendorf, NDS)	2022
	823 03	qualifiziert	2	06 2 82304 002 3	SP Ziegenberg (Wehretal, HE)	2022
	823 04	geprüft	1	09 1 82308 002 4	SP Laufen-Lebenau I (Süd- u. Südostdeutsches Hügel- und Bergland, Berchtesgaden, BY)	2022

¹Für Schleswig-Holstein befindet sich die Empfehlung aktuell in der Überarbeitung, sodass leider zum Redaktionsschluss keine Empfehlungen zur Verfügung standen.

Fortsetzung Tabelle 1

Land	Anbau- gebiet	Kategorie	Rang	Registernummer	Ausgangsmaterial	Stand
Niedersachsen	823 04	qualifiziert	1	06 2 82304 001 3	SP Hessisches Bergland (Hanau-Wolfgang, HE)	2022
	823 04	qualifiziert	1	03 1 82304 001 3	SP Niederrheinische Bucht (Oldendorf, NDS)	2022
	823 04	qualifiziert	1	16 1 82304 006 3	SP Vitzeroda (TH)	2022
	823 04	qualifiziert	1	06 2 82304 002 3	SP Ziegenberg (Wehretal, HE)	2022
Sachsen-Anhalt	823 02	qualifiziert		15 3 823 03 001 3	SP Stackelitz, LFB BT Anhalt 1237 x	2023
	823 02	qualifiziert		15 3 823 03 002 3	SP Nedlitz, LFB BT Anhalt 1897 x 1	2023
	823 02	ausgewählt/ geprüft		** * 823 02 *** *	Erntebestände aus dem HKG 823 02	2023
	823 02	ausgewählt/ geprüft		** * 823 03 *** *	Erntebestände aus dem HKG 823 03	2023
	823 03	qualifiziert		15 3 823 03 001 3	SP Stackelitz, LFB BT Anhalt 1237 x	2023
	823 03	qualifiziert		15 3 823 03 002 3	SP Nedlitz, LFB BT Anhalt 1897 x 1	2023
	823 03	ausgewählt		15 3 823 03 *** 2	SHK Mittlere Elbe, FA Dessau	2023
	823 03	ausgewählt/ geprüft		** * 823 03 *** *	Erntebestände aus dem HKG 823 03	2023
	823 04	ausgewählt/ geprüft		** * 823 04 *** *	Erntebestände aus dem HKG 823 04	2023
	823 04	ausgewählt/ geprüft		** * 823 06 *** *	Erntebestände aus dem HKG 823 06	2023

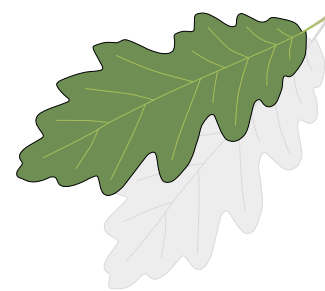
3.25 Zerreiche (*Quercus cerris*)

Quercus cerris LINNÉ, 1753

engl.: turkey oak

Familie: Fagaceae

Untergattung: *Cerris* (SPACH)



3.25.1 Zusammenfassende Bewertung



Anbauempfehlung

Zusammenfassend ist die Zerreiche (*Quercus cerris*) eine mesophile Baumart mit großer ökologischer Plastizität, die sowohl hinsichtlich des Klimas als auch des Standortes

eine breite Amplitude aufweist. Sie verträgt tiefe Winter-temperaturen, ist trockenstresstolerant und kann sich an viele unterschiedliche Bodenverhältnisse anpassen.

	Merkmal	Bewertung	Erläuterung
Ökologische Zuträglichkeit (OTTO 1993)	Standortsanpassung	+++	Sowohl bei der Nährstoffanpassung als auch bei der Wasserversorgung zeichnet sich die Zerreiche durch eine bemerkenswerte ökologische Amplitude aus, die auch eine ausgeprägte Trockenheitstoleranz mit einschließt
	Bodenpfleglichkeit	?	In den Praxisanbauten wurden gute Humusformen angesprochen, welche jedoch durch Mischbaumarten beeinflusst waren. Darüber hinaus wurden keine Erkenntnisse zur Bodenpfleglichkeit gefunden
	Keine Krankheitsverbreitung	+	Bisher tritt die Zerreiche nicht als Quelle potenzieller Gefährdungen für andere Baumarten in Erscheinung
	Keine Anfälligkeit	+-	Es gibt eine ganze Anzahl an Pathogenen, die an der Zerreiche vorkommen und diese in ihrer Vitalität schwächen können; diese sind zumeist jedoch nicht bestandesgefährdend
	Mischbarkeit	+-	Im natürlichen Verbreitungsgebiet bildet die Zerreiche Bestände mit vielen weiteren Laubbaumarten; über die Mischbarkeit und die Integrierung in heimische Waldökosysteme ist bisher aber kaum Wissen vorhanden
	Naturverjüngung	++	Die Zerreiche fruktifiziert und verjüngt sich in den Beständen in Deutschland
	Waldstrukturen	++	Die relativ hohe Schattentoleranz erlaubt es dieser Art auch unter lichtem Schirm zu wachsen; hierdurch können sich strukturreiche horizontal gegliederte Bestände entwickeln

+++ äußerst positiv ++ sehr positiv + positiv --- äußerst negativ -- sehr negativ - negativ ? unklar

	Merkmal	Bewertung	Erläuterung
Invasivität (VOR et al. 2015)	Negative Standortbeeinflussung	?	Zu Einflüssen auf die Standorte konnte keine Literatur gefunden werden
	Hohes Reproduktionspotenzial	●	Wiederkehrende Mastjahre mit starken Eichenanhang finden auch in deutschen Beständen statt; die abgeworfenen Eicheln unterliegen aber einem hohen Fraßdruck
	Hohes Ausbreitungspotenzial	○	Die schweren Eicheln fallen ausschließlich unter den Stamm; Vektorverbreitung durch z. B. den Eichelhäher ist denkbar, aber in der Quantität nicht als gefährlich zu betrachten
	Fähigkeit zur Artverdrängung	●	Trotz eines raschen Jugendwachstums sind Sämlinge empfindlich gegenüber krautiger Vegetation; es bilden sich bisher keine dichten Naturverjüngungsbestände, in denen heimische Arten keine Überlebenschancen haben
	Begrenzte Steuerungsmöglichkeiten	○	Bedingt durch die örtlich begrenzte Verbreitung und die Lichtansprüche erscheint die Art durch forstliche Maßnahmen gut steuerbar

○ trifft nicht zu ● trifft bedingt zu ● trifft zu

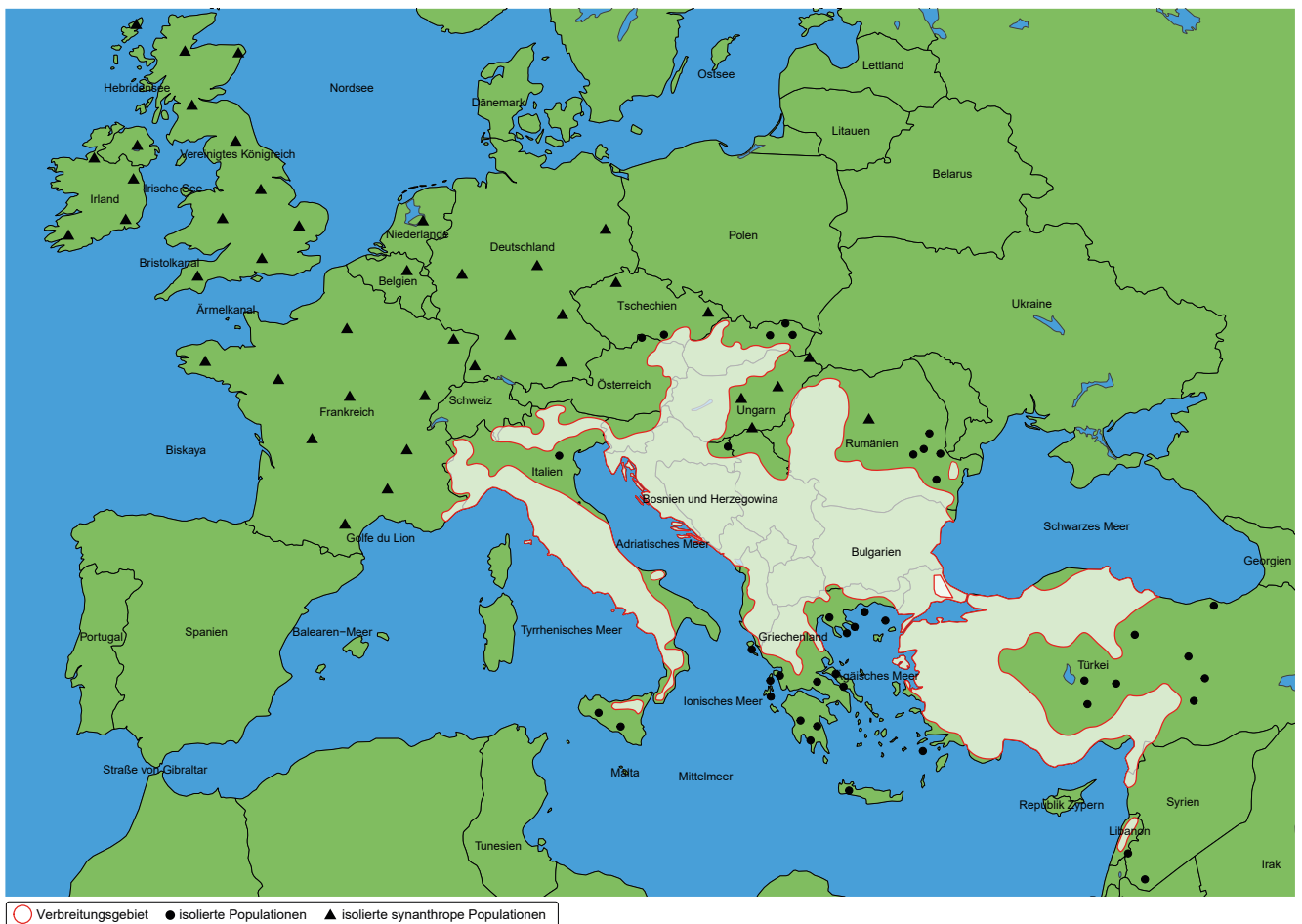


Abb. 1: Verbreitungsgebiet von *Quercus cerris*. Quelle: CAUDULLO et al. (2023)

3.25.2 Verbreitung

Das Verbreitungsgebiet von *Q. cerris* erstreckt sich von Südeuropa bis nach Kleinasien. Im Osten reicht ihr Areal bis nach Anatolien, im Westen bis nach Südfrankreich und Nordspanien. Die nördliche Verbreitungsgrenze verläuft durch Österreich, die Schweiz, die östliche Tschechische Republik, die Slowakei und Ungarn. Allerdings variieren die Angaben zu diesen Grenzen teilweise, was auch in der Verbreitungskarte (Abbildung 1) ersichtlich wird. In der Literatur wird auch Deutschland zum Teil noch zum natürlichen Verbreitungsgebiet gezählt. Die westliche Grenze liegt in Frankreich. In Ungarn nimmt die Zerreiche etwa 11 % der Waldfläche ein und zählt damit zu den wichtigsten standortheimischen Baumarten mit erheblicher wirtschaftlicher Bedeutung. In Italien ist sie vom Meeresspiegel bis zu den Apenninen verbreitet und bedeckt dort rund 280.000 ha, wobei sie häufig zusammen mit der Ungarischen Eiche (*Quercus frainetto*) auftritt. In Slowenien findet man sie vor allem in den submediterranen Regionen Krass, Brkini und Tolminsko, aber auch an warmen und trockenen Steilhängen in kontinentalen Landesteilen. In Bulgarien besiedelt sie trockenere und mäßig fruchtbare Standorte in der Ebene und im Hügelland, wo sie große Wälder mit anderen Eichenarten wie der Ungarischen Eiche und der Flaumeiche

(*Q. pubescens*) sowie weiteren Laubbaumarten wie Feldahorn (*Acer campestre*), Ulme (*Ulmus minor*), Orientalische Hainbuche (*Carpinus orientalis*) und Manna-Esche (*Fraxinus ornus*) bildet. Die Zerreiche ist zudem in Albanien eine von zwölf einheimischen Eichenarten (SCHÜTT 1992, BUSSOTTI 1997, KÄTZEL et al. 2012, C.A.B. INTERNATIONAL 2013, SAVILL u. WISE 2013, KLEBER et al. 2020d, KUNZ et al. 2020, DE RIGO et al. 2021, SCHMIDT 2021, LADOS et al. 2024).

Außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets wurde die Zerreiche in mehreren europäischen Ländern eingeführt, darunter Deutschland, das Vereinigte Königreich, Frankreich, die Ukraine, aber auch außerhalb Europas z. B. in Argentinien und Neuseeland. In Großbritannien ist sie seit 1735 in Kultur. Die heutigen Vorkommen in Deutschland, insbesondere in warmen Lagen Südwestdeutschlands und im Süd-Elsass, gehen auf Anpflanzungen oder Einschleppungen zurück und gelten nicht als autochthon. In Frankreich sind natürliche Vorkommen im Jura und im Département Doubs bekannt, während Populationen im Elsass und in den Vogesen vermutlich künstlich begründet wurden (KOWARIK 1985, BUSSOTTI 1997, C.A.B. INTERNATIONAL 2013, SAVILL u. WISE 2013, DE RIGO et al. 2021, LADOS et al. 2024).

3.25.3 Standort

Die Zerreiche zeichnet sich durch eine bemerkenswerte ökologische Amplitude und Anpassungsfähigkeit an unterschiedliche Standortsbedingungen aus. Sie kommt sowohl auf nährstoffarmen, mäßig sauren, sandigen Böden als auch auf Kalk- und Silikatgesteinen vor. Besonders vorteilhaft für ihr Wachstum sind basische, tiefgründige und frische Böden, wobei eine hohe Basensättigung zumindest im Unterboden bevorzugt wird. Kalk im Oberboden kann jedoch zu Wuchseinschränkungen führen. Die Zerreiche toleriert einen breiten pH-Bereich zwischen 5,0 und 7,5 und zeigt eine hohe Toleranz bei der Wasser- und Nährstoffversorgung (SCHÜTT 1992, BUSSOTTI 1997, BOZZANO u. TUROK 2003, KÄTZEL et al. 2012, KUNZ et al. 2020, SCHMIDT 2021). Im Vergleich zu anderen Eichenarten derselben Region verträgt die Zerreiche deutlich größere Trockenheit und ist an mäßig frische bis sehr trockene Standorte angepasst, erreicht jedoch nicht ganz die Trockenheitstoleranz der Flaumeiche. Sie hält Staunässe, dauerhaftes Grundwasser und Überflutungen besser aus als Flaumeiche und Rot-eiche, wobei bei Wasserüberschuss Trauben- und Stiel-eiche besser geeignet sind. Staunasse Lehm- und Tonböden können durchwurzelt werden und auch flachgründige Standorte werden besiedelt, wobei auf stark degradierten Standorten im Verbreitungsgebiet Probleme auftreten können (BOZZANO u. TUROK 2003, KÄTZEL et al. 2012, KUNZ et al. 2020, DE RIGO et al. 2021, SCHMIDT 2021).

Anhand der 9 standörtlich dokumentierten Praxisanbauten der Zerreiche lässt sich der beschriebene Standortsbereich, den diese Art besiedelt, errahnen (Abbildung 2). *Q. cerris* wurde vornehmlich im mäßig frischen bis mäßig trockenen Standortsbereich mittlerer Nährstoffversorgung angetroffen. Aber auch eine geringe Anzahl an Standorten mit Stauwasserbeeinflussung ist zu finden. Die beschriebene Trockenheitstoleranz wird anhand der begutachteten Bestände zunächst nicht deutlich. Allerdings ist die sehr

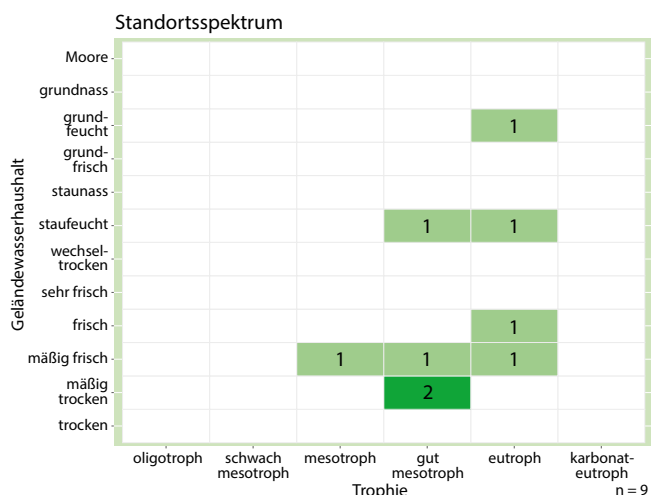


Abb. 2: Standortsspektrum der untersuchten Praxisanbauten der Zerreiche

geringe Stichprobe hier womöglich ausschlaggebend, dass diese Standorte nicht erfasst wurden. Im natürlichen Verbreitungsgebiet von *Q. cerris* liegen die Jahresmitteltemperaturen zwischen 11,1 und 12,8 °C (Abbildung 3). Während der Monate Mai bis September steigen die durchschnittlichen Temperaturen auf Werte zwischen 16,1 und 21,4 °C an. Es können Extremwerte von +38 °C, aber auch von -21,4 °C auftreten. Im Jahresmittel fallen rund 820 mm Niederschlag, bei einer Spanne von 668 – 1.060 mm. Davon entfallen rund 321 mm (219 – 415 mm) auf die Monate Mai bis September. Die Auswertungen der Klimawerte aus dem Verbreitungsgebiet decken sich mit den in der Literatur genannten Werten. Anhand der Extremwerte wird sehr gut deutlich, dass diese Art sehr widerstandsfähig sowohl gegen Kälte als auch gegen Hitze ist.

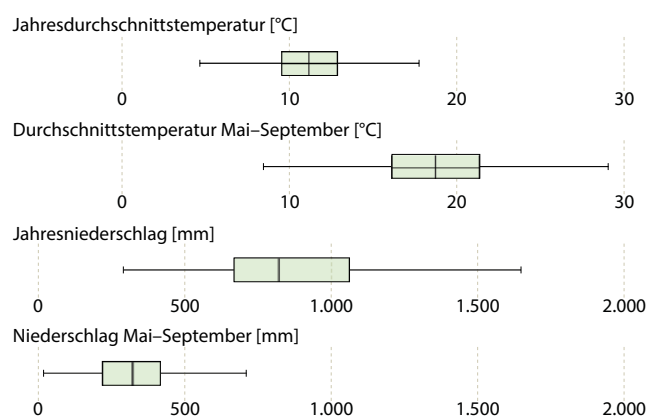


Abb. 3: Klimawerte des natürlichen Verbreitungsgebietes der Zerreiche extrahiert aus dem CHELSA-Datensatz (KARGER et al. 2021)

Auch die Zerreiche bildet nach der Etablierung eine Pfahlwurzel aus, welche oftmals tiefer als 1,3 m reicht. Weiter bildet sie ein weitreichendes System aus ebenfalls tiefreichenden Seitenwurzeln aus. Wird der Boden flachgründig, ist eine Differenzierung in Pfahl- und Lateralwurzeln nicht mehr zu beobachten. Auf vernässten Standorten wird ebenfalls keine Pfahlwurzel ausgebildet. Bei der Zerreiche ist das Wurzelwachstum nicht mit der Entwicklung des

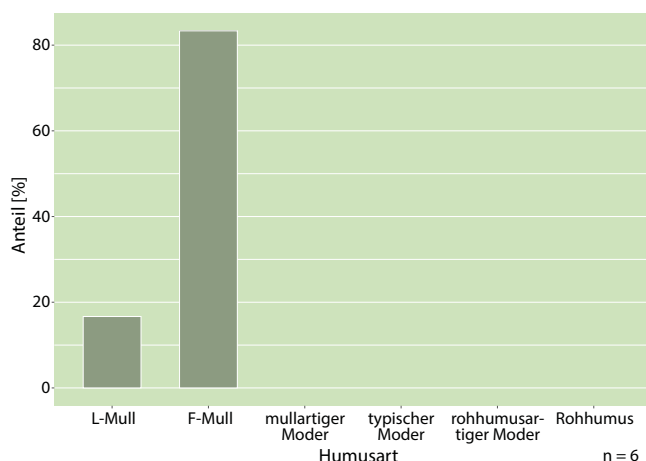


Abb. 4: Humusansprache in den Beständen der Praxisanbauten der Zerreiche

oberirdischen Pflanzenteils korreliert. Es ist sogar so, dass die Entwicklung gegenteilig verläuft und die Wurzeln bei rascher Zunahme der oberirdischen Biomasse besonders langsam wachsen (BUSSOTTI 1997, C.A.B. INTERNATIONAL 2013, DE RIGO et al. 2021).

Gesicherte Aussagen zum Streuabbau ließen sich in der gesichteten Literatur nicht finden. Die nur wenigen betrachteten Praxisanbauten wiesen allerdings durchgehend sehr gute Humuszustände auf (Abbildung 4). Allerdings waren die Anbauten der Zerreiche flächenmäßig auch überwiegend klein und i. d. R. standen sie in Mischung mit anderen Baumarten, die auf diese Entwicklung einwirken.

3.25.4 Wachstum und Ertrag

3.25.4.1 Übersicht

Q. cerris ist eine großwüchsige, schnellwachsende Laubbaumart, die unter günstigen Bedingungen Höhen von 30 – 40 m und Stammdurchmesser von bis zu 1,5 – 2,0 m (BHD) erreichen kann. Der Stamm ist in der Regel gerade, zeigt apikale Dominanz und gabelt sich nicht unterhalb des Kronenansatzes, während die Krone bei freistehenden Exemplaren breit, mehrfach verzweigt und kuppelförmig ausgebildet ist. In dichten Hochwaldstrukturen bleibt die Krone oval und hochgewachsen. Die Art kann ein Alter von etwa 120 – 200 Jahren erreichen (SCHÜTT 1992, BUSSOTTI 1997, C.A.B. INTERNATIONAL 2013, SAVILL u. WISE 2013, KLEBER et al. 2020d, DE RIGO et al. 2021).

Im Vergleich zu anderen heimischen Eichenarten, wie der Traubeneiche (*Q. petraea*) und der Stieleiche (*Q. robur*), wächst die Zerreiche schneller und zeigt eine größere Wuchsfreudigkeit, insbesondere in der Jugendphase. Das Leistungsvermögen ist jedoch stark vom Standort geprägt: Während im mediterranen Hauptverbreitungsgebiet auf trockenen Standorten das Wachstum eingeschränkt ist und die Art häufig im Niederwald bewirtschaftet wird, können in humiden mitteleuropäischen Anbaugebieten deutlich höhere Zuwachsraten erzielt werden. Die hohe physiologische Anpassungsfähigkeit und der rasche Biomasseaufbau in der Jugend machen die Zerreiche zu einer attraktiven Option für kürzere Umtriebszeiten, was insbesondere vor dem Hintergrund zunehmender Klimaveränderungen und in Agroforstsystemen von Bedeutung ist (KÄTZEL et al. 2012, SAVILL u. WISE 2013, KLEBER et al. 2020d, KUNZ et al. 2020).

Die Zerreiche ist lichtbedürftig, kann aber auch unter lichtem Schirm wachsen und zeigt eine relativ hohe Schatten-toleranz im Vergleich zu anderen Eichenarten, etwa der Traubeneiche. Die Art gilt als trockenheitsresistent und ist in der Lage, auch nach Dürreereignissen eine hohe Wachstumserholung und Widerstandsfähigkeit zu zeigen. Jahrringanalysen in ungarischen Beständen belegen, dass die Zerreiche nach wiederholten schweren Dürren eine höhe-

re jährliche Wachstumsrate und Erholungsfähigkeit als die Traubeneiche aufweist (C.A.B. INTERNATIONAL 2013, KLEBER et al. 2020d, KUNZ et al. 2020, DE RIGO et al. 2021, MÉSZÁROS et al. 2022).

Die Blätter der Zerreiche verfärben sich im Herbst nicht gelb oder rot, sondern werden braun und fallen im November ab. An Sämlingen können die Blätter während des Winters grün bleiben. Die Art bildet im Juni proleptische Triebe („Johannistriebe“), wobei das jährliche Längenwachstum in mehreren Phasen erfolgt (BUSSOTTI 1997).

Begründung

Die generative und vegetative Vermehrungsfähigkeit ist ein zentraler Aspekt der Etablierungsstrategie der Zerreiche. Sie vermehrt sich sowohl durch Samen als auch durch Stockausschläge, wobei letztere vornehmlich aus schlafenden Knospen entstehen. Besonders für den Niederwaldbetrieb sind beide Knospenarten bedeutsam, wenngleich Schösslinge aus Adventivknospen des überwappenden Kallusgewebes nur eine geringe Überlebenswahrscheinlichkeit besitzen (BUSSOTTI 1997, C.A.B. INTERNATIONAL 2013).

Die Blüte erfolgt typischerweise im Mai/Juni, wobei die Art durch einhäusige, windbestäubte Blüten charakterisiert ist. Die männlichen Kätzchen sind schlank, hängen herab und erreichen Längen zwischen 5,0 und 8,0 cm. Die weiblichen Blüten sind in Rispen organisiert, welche bis zu 5 Blüten tragen. Der Fruchtstand besteht meist nur aus einer Eichel pro Achse, selten aus 2 – 4. Diese reifen im zweiten Jahr nach der Bestäubung – etwa 14 Monate später –, wobei die Entwicklung durch eine lange Ruheperiode zwischen Bestäubung und Befruchtung unterbrochen ist (BUSSOTTI 1997, C.A.B. INTERNATIONAL 2013, DE RIGO et al. 2021). Die Eicheln selbst zeichnen sich durch eine Größe von 20 – 35 mm (in Ausnahmefällen bis 50 mm) und einem Durchmesser von 12 – 18 mm (bis 22 mm) aus. Der Eichelbecher, der $\frac{1}{3}$ – $\frac{2}{3}$ der Frucht umschließt, ist mit fädigen, aschfarbenen und filzig behaarten Schuppen besetzt. Die Frucht besitzt einen hohen Feuchtigkeitsgehalt von rund 40 % und weist eine gute Keimfähigkeit (>80 %) auf, wobei die Keimung hypogäisch erfolgt und durch Licht nicht beeinflusst wird (BUSSOTTI 1997, C.A.B. INTERNATIONAL 2013, DE RIGO et al. 2021).

Die generative Fortpflanzung wird durch reichliche Fruchtproduktion im Alter von 40 – 120 Jahren begünstigt, wobei Mastjahre alle 3 – 4 Jahre auftreten. Die Samen werden im Oktober abgeworfen. Das Saatgut kann unter geeigneten Bedingungen bis zu einem Jahr gelagert werden, wobei Temperaturen um 4 °C in luftdichten Polyethylenbeuteln empfohlen werden (BUSSOTTI 1997, C.A.B. INTERNATIONAL 2013). In der forstlichen Praxis wird zur Etablierung neuer Bestände primär auf Direktsaat oder Streusaat zurückgegriffen.

Die durchschnittliche Saatmenge variiert standortsabhängig zwischen 200 und 800 kg/ha. Eine vorbereitende Bodenbearbeitung ist notwendig, um die Konkurrenzvegetation zu reduzieren und ein geeignetes Wurzelmilieu zu schaffen. Alternativ zur Saat kann Pflanzgut verwendet werden, wobei die Setzlinge mindestens 50 cm groß sein sollten, um sich gegen frühe Konkurrenz durch Unkräuter behaupten zu können. Pflanzverbände variieren zwischen 1.000 und 2.000 Bäumen/ha, abhängig von Standortbedingungen und forstlichen Zielsetzungen (BUSSOTTI 1997, C.A.B. INTERNATIONAL 2013).

Zur natürlichen Verjüngung von Hochwäldern mit *Q. cerris* wird häufig der Großschirmschlag oder Lochhieb angewandt. Maßnahmen wie das Entfernen von Unterholz vor dem Samenfall sowie das Eggen und Reinigen des Bodens können die Etablierung fördern. Eine kurze Verjüngungszeit ist charakteristisch, da die lichtbedürftigen Sämlinge rasch wachsen. Die Entnahme des Schutzholzes erfolgt in der Regel nach 5 – 7 Jahren, wobei etwa die Hälfte der Individuen entnommen wird (C.A.B. INTERNATIONAL 2013, KUNZ et al. 2020).

Waldbau

Q. cerris wird in verschiedenen waldbaulichen Systemen eingesetzt, wobei sowohl Hochwald- als auch Niederwaldformen zur Anwendung kommen. Im Hochwaldsystem liegt die Umtriebszeit zwischen 80 und 120 Jahren. Je nach Standortklasse und Baumdicke – zwischen 241 und 731 Stämme/ha – werden Erträge von 445 – 657 m³/ha bei einem mittleren Stammdurchmesser von 25 – 41 cm erzielt. Die jährliche Holzproduktion in Hochwäldern schwankt zwischen 1 – 2 m³/ha pro Jahr auf schlechteren und 5 – 7 m³/ha pro Jahr auf besseren Standorten. Dabei kulminiert der Massenzuwachs mit etwa 70 Jahren. Für mittlere Standorte in der Provinz Molise wird ein verbleibender Zuwachs von 2,7 m³/ha pro Jahr und ein Gesamtzuwachs von 9,9 m³/ha pro Jahr genannt. Die Bewirtschaftung basiert hier auf wiederkehrenden Durchforstungen und natürlicher Verjüngung (BUSSOTTI 1997, C.A.B. INTERNATIONAL 2013). Im Gegensatz dazu zeichnet sich der Niederwaldbetrieb durch kürzere Umtriebszeiten und eine andere Zielstellung aus. In Italien, dem Hauptverbreitungsgebiet der Art, dominieren Niederwälder deutlich mit 500.000 ha gegenüber 100.000 ha Hochwald. Die Umtriebszeiten betragen je nach Standortqualität zwischen 12 – 15 und 20 – 25 Jahre. Leistungsfähige Zerreichen-Niederwälder mit 3.000 – 5.000 Stämmen/ha liefern in 15 Jahren zwischen 100 und 200 m³ Holz. Der jährliche Massenzuwachs liegt auf nährstoffarmen Standorten bei 2 – 3 m³/ha und auf den besten Standorten bei 10 – 15 m³/ha, vereinzelt sogar bei 18 – 20 m³/ha. Im Niederwald wird *Q. cerris* hauptsächlich zur Brennholzproduktion verwendet, wobei das

Holz aufgrund seines hohen Heizwertes geschätzt wird. Die traditionellen Nutzungsformen umfassen den einfachen Niederwald, Niederwald mit Stangenholz und den mehrschichtigen Niederwald mit Stangenholz verschiedener Altersklassen. Die Fähigkeit der Stöcke, nach mehreren Schnitten erneut kräftige Triebe zu entwickeln, sowie das rasche Jugendwachstum prädestinieren die Art für diese Bewirtschaftungsform. Die Anzahl der Samenbäume sollte mit 40 – 50 Stk./ha geringgehalten werden. Diese sollten aus generativer Vermehrung hervorgegangen sein, um eine hohe Qualität sicherzustellen, während die übrige Bestandsdichte bei 2.000 – 3.000 Stämmen/ha liegt (BUSSOTTI 1997, C.A.B. INTERNATIONAL 2013).

Für alle Bewirtschaftungssysteme gilt, dass die waldbaulichen Eingriffe maßvoll erfolgen sollten. Im Hochwaldbetrieb sind mäßige bis starke Durchforstungen angebracht, um eine zu dichte Kronenschicht zu vermeiden, jedoch ohne dauerhafte Öffnung des Kronendachs. Die Pflege beginnt frühzeitig mit der Sicherung von 100 – 150 sogenannten Optionen, zu denen auch Mischbaumarten zählen. Diese werden in einem Abstand von 8 – 10 m erhalten. Eingriffe erfolgen nur bei Bedrohung durch Konkurrenz oder bei erhöhter Schneedruckgefahr. Eine gezielte Durchforstung erfolgt bei Erreichen einer Schaftlänge von 4 – 6 m bzw. einem BHD von 14 cm durch Freistellung von 50 – 100 Z-Bäumen im Abstand von etwa 10 – 15 m. Diese Z-Bäume sollten alle 5 Jahre begutachtet und bei Bedarf durch selektive Eingriffe gefördert werden, wobei der Nebenbestand erhalten bleibt. In dichten Beständen tragen Selbstbeschneidung und eine eingezogene Kronenform zur Astreinigung bei. Allerdings besteht die Gefahr der Bildung von Wasserreisern, insbesondere bei zu starker Auflichtung oder geschwächten Bäumen infolge von Schädlingen oder Krankheiten (C.A.B. INTERNATIONAL 2013, KUNZ et al. 2020).

3.25.4.2 Ergebnisse der Untersuchungen

Für die Zerreiche konnten in 3 Praxisanbauten ertragskundliche Aufnahmen durchgeführt werden. Die Altersspanne deckt dabei nur einen recht schmalen Bereich ab, welcher zwischen 94 und 128 Jahren liegt. Dennoch zeigt der Vergleich der ermittelten Bestandeswerte mit der Ertragstafel für die Eiche (JÜTTNER 1955) das gegenüber den heimischen Eichenarten überlegene Wachstum dieser Art. Alle Bestände bewegen sich in ihrer Höhenentwicklung (H₁₀₀) mit teils deutlichem Abstand über den Bestandesoberhöhen, die die heimischen Eichenarten nach Ertragstafeln erreichen. Auch die Durchmesser (D_g) die ermittelt wurden, sind deutlich höher. Aus diesen beiden Merkmalen ergeben sich bei überwiegend hohen Grundflächen in den Beständen recht hohe Vorräte, welche hier ebenfalls mehrheitlich über der 1. Ertragsklasse der Referenzertrags-

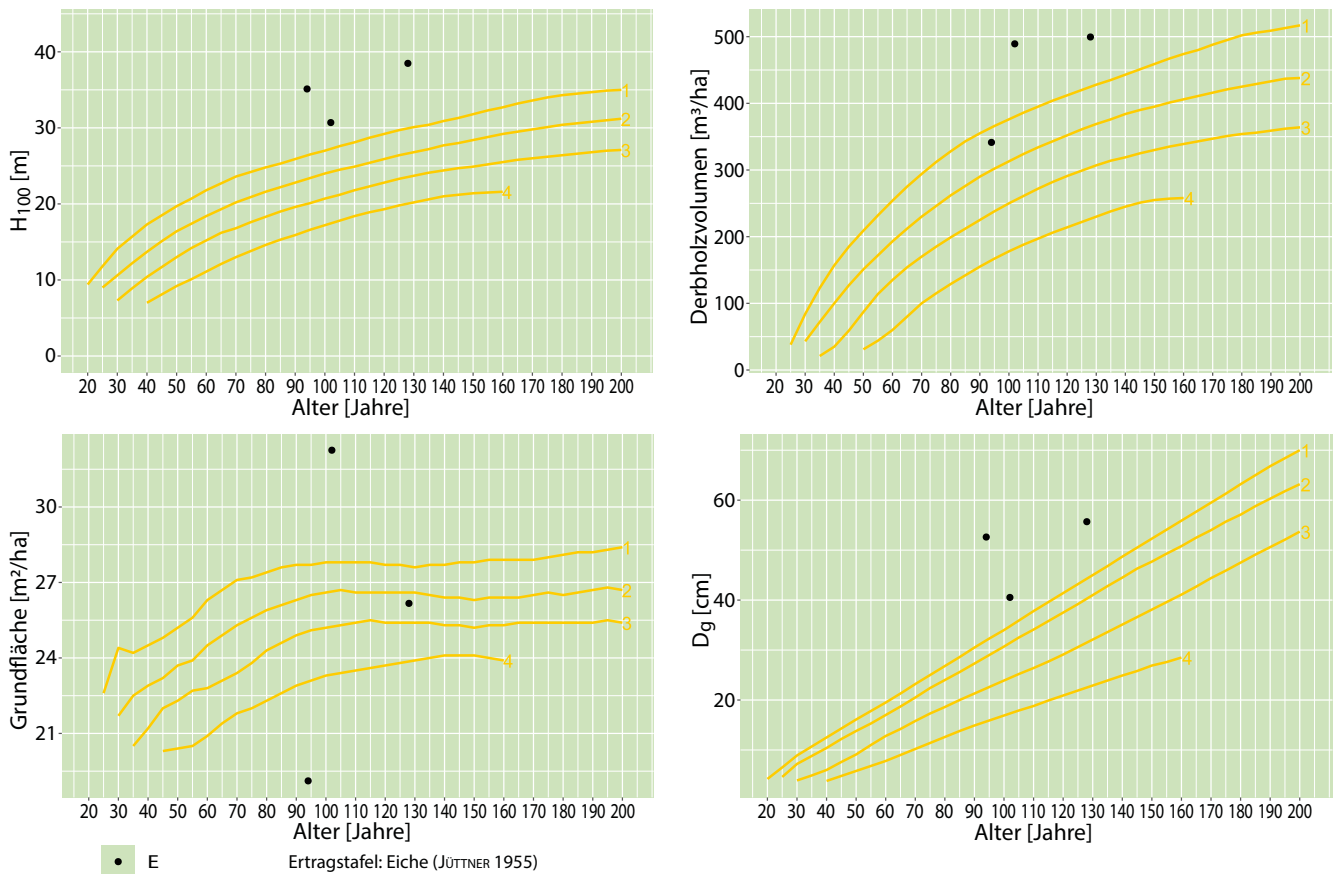


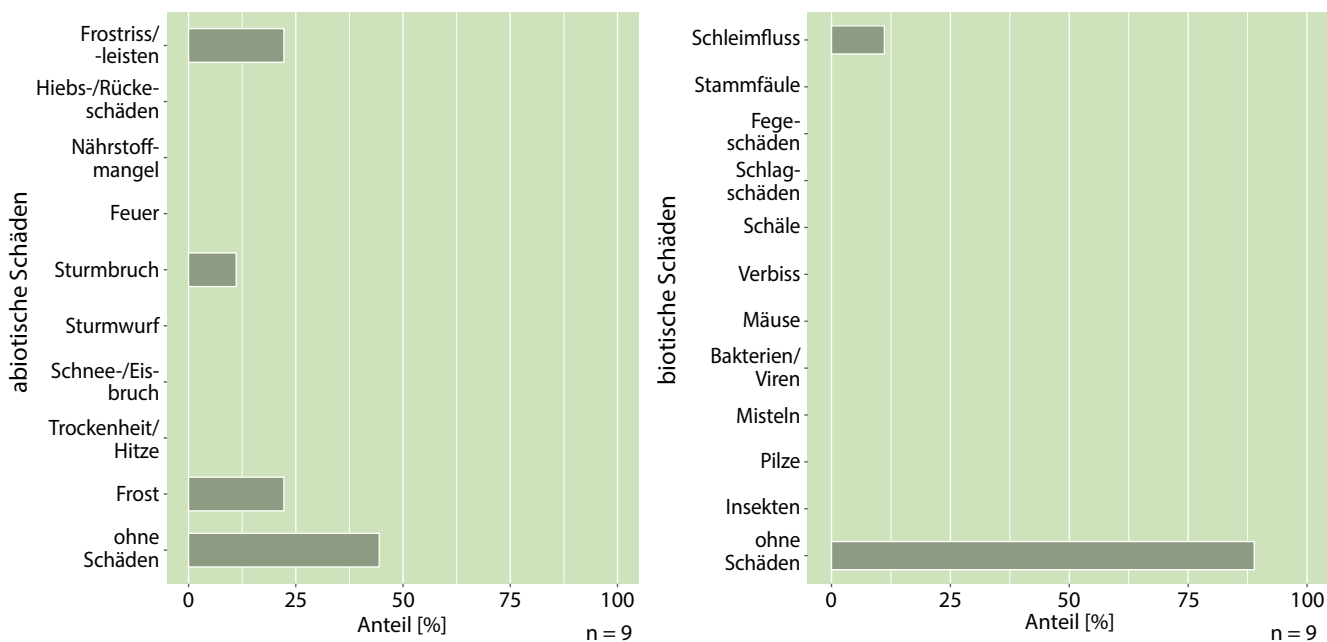
Abb. 5: Oberhöhen-, Derbholzvolumen-, Grundflächen- sowie Durchmesserentwicklung der untersuchten Praxisanbauten der Zerreiche im Vergleich zur Eichen-ertragstafel (JÜTTNER 1955). E: Einmalige Aufnahmen

tafel liegen. Die in der Literatur genannten hohen Wachstumsleistungen der Zerreiche in ihrem Heimatgebiet finden sich in den hier untersuchten Beständen wieder und zeigen auf, welches Potenzial diese Baumart in unseren Wald-ökosystemen hat.

3.25.5 Gefährdungen

Die Zerreiche ist einer Vielzahl von Schadfaktoren ausgesetzt, die sich in biotische und abiotische Ursachen unterteilen lassen. Zu den bedeutendsten biotischen Schädlingen zählen Insekten, insbesondere der Schwammspinner (*Lymantria dispar*), der Eichenprozessionsspinner (*Thaumetopoea processionea*), der Eichenwickler (*Tortrix viridana*) und der Goldafter (*Euproctis chrysorrhoea*). Diese Arten können bei Massenvermehrungen erheblichen Blattfraß verursachen, wobei die Zerreiche gegenüber dem Schwammspinner besonders anfällig ist. Gallwespen wie *Andricus quercuscalicis* und *Phylloxera quercus* treten als weitere Insektenschädlinge auf, wobei *A. quercuscalicis* die Zerreiche als Zwischenwirt nutzt und im weiteren Lebenszyklus Stieleichen befällt. *Phylloxera quercus* ist über weite Teile Europas verbreitet und kann verschiedene Eichenarten schädigen. Weitere für die Zerreiche relevante Insekten sind *Aphelonyx persica*, *Chilaspis mayri* und *Diphyllaphis mordvilkoii*, wobei letzterer vor allem Jungpflanzen und Sämlinge befällt (BUSSOTTI 1997, KÄTZEL et al. 2012,

C.A.B. INTERNATIONAL 2013, KUNZ et al. 2020, DE RIGO et al. 2021). Pathogene Pilze stellen eine weitere wichtige Gruppe von Schaderregern dar. Besonders bei durch Trockenheit oder andere Stressfaktoren geschwächten Bäumen können Pilze wie Rindenkugelpilze, Eichen-Rindenbrand und Halimasch (*Armillaria mellea*) auftreten und zum sogenannten Eichensterben beitragen. In Italien wurden Symptome einer neuen Komplexkrankheit („new type damage“) beschrieben, die mit dem Rückgang der Jahresniederschläge in Verbindung gebracht wird und sich durch das Absterben von Ästen und Kurztrieben sowie die Bildung von Wasserreisern äußert. Wurzelfäule wird häufig durch *Phytophthora*-Arten verursacht. Weitere Pilzarten, die schwere Infektionen auslösen können, sind *Discula quercina*, *Biscogniauxia mediterranea* und *Hypoxylon mediterraneum*. Letzterer ist vor allem bei Trockenstress von Bedeutung. Auch *Diplodia mutila*, *Phomopsis quercina*, *Fusicoccum quercus*, *Cephalosporium* spp. und *Sporotrichum* spp. sind mit dem Eichensterben assoziiert, wobei ihre Ausbreitung durch Dürre begünstigt wird. Das Eichensterben ist als komplexes Syndrom zu verstehen, bei dem sowohl abiotische Faktoren wie Wasser- und Temperaturstress als auch biotische Faktoren wie Insektenbefall und Pilzinfektionen zusammenwirken. Insekten wie *L. dispar* und *Agrilus* spp. sowie zahlreiche Pilzarten, die Wurzeln (*Armillaria mellea*, *Ganoderma lucidum*, *Phytophthora* spp.) oder Stämme und

Abb. 6: In den Praxisanbauten vorgefundene abiotische und biotische Schäden an *Q. cerris*

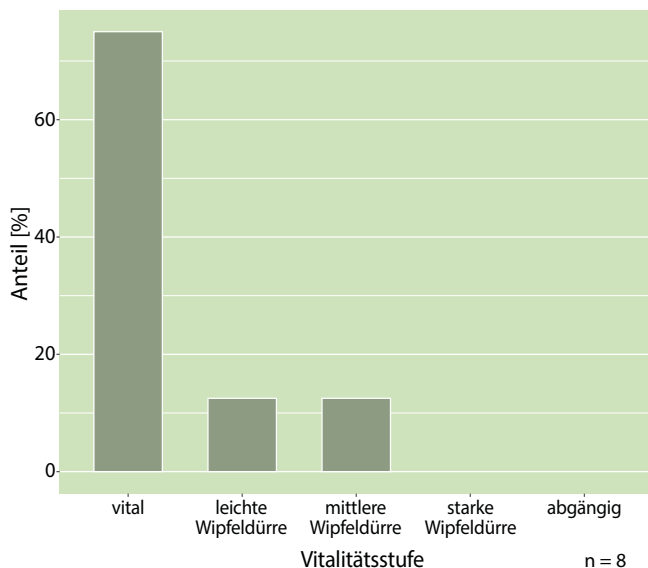
Äste (*Diplodia mutila*, *Hypoxyylon mediterraneum*) schädigen, tragen zum Krankheitsbild bei. Die Präsenz aerober Bakterien ist ebenfalls mit dem Eichensterben assoziiert. Die biologische Bekämpfung mit *Bacillus thuringiensis* hat sich bei Insekten wie dem Eichenprozessionsspinner und dem Schwammspinner bewährt (BUSSOTTI 1997, C.A.B. INTERNATIONAL 2013, KUNZ et al. 2020, DE RIGO et al. 2021).

Abiotische Schadfaktoren sind vor allem Frost und Trockenheit. Die Zerreiche ist zwar winterhart bis -20°C , jedoch sind Frostrisse und -leisten sowohl im natürlichen Verbreitungsgebiet als auch bei Anpflanzungen in Deutschland regelmäßig zu beobachten und beeinträchtigen die Holzqualität. In Untersuchungen in deutschen Beständen wurden bei 50 % aller Bäume frostbedingte Stammschäden festgestellt, wobei die Häufigkeit mit dem Brusthöhendurchmesser (BHD) zunimmt, jedoch kein Zusammenhang mit der Vitalität der Bäume nachgewiesen werden konnte. Im Gegensatz dazu ist die Zerreiche weniger anfällig für Windwurf und Schneelast, was auf ihre Pfahlwurzel und tiefen Seitenwurzeln zurückzuführen ist. Die Baumart gilt als wenig feuerbeständig (KÄTZEL et al. 2012, C.A.B. INTERNATIONAL 2013, KLEBER et al. 2020d, SCHMIDT 2021).

Weitere biotische Schäden entstehen durch Wildverbiss, insbesondere durch Rehwild und Hasen, was vor allem für junge Bäume relevant ist. Auch die Eichenmistel (Riemenblume) kann als Parasit auftreten. Die meisten Krankheitserreger und Schädlinge treten periodisch auf und können befallene Bestände schwer schädigen, jedoch sind Zerreichen in der Regel in der Lage, solche Angriffe zu überwinden. Dennoch führen anhaltend ungünstige Bedingungen zu Vitalitätsverlust und erhöhten Ausfallraten, insbesondere in Beständen im Vergleich zu freistehenden Bäumen (BUSSOTTI 1997, C.A.B. INTERNATIONAL 2013, KUNZ et al. 2020).

Die in den Praxisanbauten dokumentierten abiotischen und biotischen Schäden bestätigen teilweise die in der Literatur aufgelisteten Gefährdungen (Abbildung 6). Hierbei ist jedoch zu berücksichtigen, dass, bedingt durch die geringe Stichprobe ($n = 9$), bereits Einzelbeobachtungen prozentual gesehen hohe Werte einnehmen. Dennoch waren in der Mehrzahl der Bestände Schädigungen wie Frostrisse, andere Frostschäden, Sturmbruch aber auch Schleimfluss zu finden. Es zeigt sich hier also, dass die Zerreiche durchaus Gefahren ausgesetzt ist.

Die festgestellten Gefährdungen scheinen sich zumindest anteilig auch in der Vitalität der Zerreichenbestände abzubilden. Zwar war der überwiegende Teil der Praxisanbauten vital, aber es wurden auch Bestände mit eingeschränkter Vitalität vorgefunden (Abbildung 7). Die Auswirkungen waren jedoch nicht bestandesgefährdend, was ebenfalls die Schilderungen aus der Literatur bestätigen.

Abb. 7: Vitalitätsansprache der Praxisanbauten von *Q. cerris*

3.25.6 Holzverwendung und Stammqualitäten begutachteter Bestände

Das Holz von *Q. cerris* weist innerhalb des Verbreitungsgebiets eine erhebliche Variabilität hinsichtlich der Holzeigenschaften auf, wobei südliche Herkunft tendenziell hochwertigeres und weniger rissanfälliges Holz liefern als nördliche. Das Holz ist durch einen braunen, teils rosa bis rötlich gefärbten Kern mit deutlichem Übergang zum gelblichen Splint gekennzeichnet und besitzt eine grobe Textur sowie eine meist gerade Maserung. Charakteristisch sind starke innere Spannungen, die beim oder kurz nach dem Schneiden bzw. bereits beim Fällen zu Rissen führen können. Die hohe Dichte macht das Holz besonders als Brennholz attraktiv, da eine nahezu perfekte Korrelation zwischen Heizwert und Holzdicke besteht (LAVISCI et al. 1991, BUSSOTTI 1997, BOZZANO u. TUROK 2003, C.A.B. INTERNATIONAL 2013, SAVILL u. WISE 2013, KUNZ et al. 2020).

Die technologischen Eigenschaften des Holzes werden insgesamt als wenig wertvoll eingeschätzt, insbesondere im Vergleich zur Stiel- und Traubeneiche, deren Holz witterungsfester und dauerhafter ist. Zerreichenholz ist hart, spröde und weist einen breiteren Splintholzstreifen als die beiden einheimischen Eichenarten auf. Es trocknet schlecht, schrumpft beim Trocknen beträchtlich (Volumenschwindung bis 19,2 %, radial 5,3 %, tangential 13,0 %) und hat eine geringe natürliche Haltbarkeit, was die Verwendung im Außenbereich einschränkt. Die Anfälligkeit gegenüber holzzerstörenden Insekten und Pilzen ist hoch. Die Leimfestigkeit ist ausreichend, kann jedoch durch Holzinhaltsstoffe beeinträchtigt werden (LAVISCI et al. 1991, BUSSOTTI 1997, BOZZANO u. TUROK 2003, KÄTZEL et al. 2012, C.A.B. INTERNATIONAL 2013, SAVILL u. WISE 2013, DE RIGO et al. 2021, SCHMIDT 2021).

Die Verarbeitbarkeit des Holzes ist insgesamt gut, da es sich leicht sägen, schleifen, streichen, färben und verkleben lässt, trotz der erwähnten Einschränkungen bei der Leimung. Aufgrund der geringen Dauerhaftigkeit und der Neigung zu Rissbildung wird das Holz meist für grobe Arbeiten wie Verschalungen, temporäre Konstruktionen, Brennholz und Holzkohle verwendet. Stämme aus dem Niederwald liefern ein vorzügliches Brennholz sowie sehr gute Holzkohle. Hochwertige Stämme werden im Schiffsbau, Innenausbau und für Paneele genutzt; weitere Anwendungen finden sich in der Papierindustrie, beim Aufschluss von Cellulose, Lignin und Hemicellulose sowie in der Herstellung von Verbundwerkstoffen, Parkettplatten, Sperrholz und Fahrzeugkarosserien. In Südosteuropa wird das Holz auch für Möbel, Fässer, im Schiffbau, in der Zimmererei und als Paneel verwendet, wohingegen im nördlichen Verbreitungsgebiet die Neigung zur Bildung von Frostrissen die Verwendbarkeit einschränkt (LAVISCI et al. 1991, BUSSOTTI 1997, KÄTZEL et al. 2012, C.A.B. INTERNATIONAL

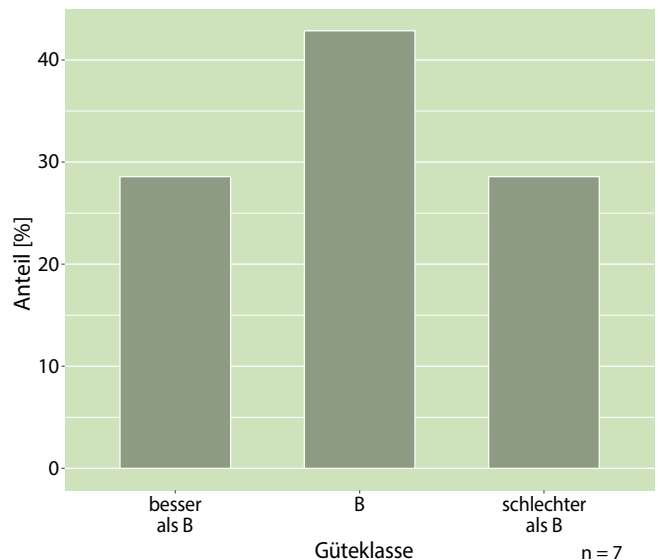


Abb. 8: Qualitätseinschätzung der Praxisanbauten von *Q. cerris* anhand einer optischen Stehendansprache eines potenziellen Z-Baumkollektivs

2013, SAVILL u. WISE 2013, KLEBER et al. 2020d, KUNZ et al. 2020). Historisch wurde das Holz, trotz seiner Rissigkeit und geringen technologischen Qualität, für Eisenbahnschwellen verwendet. Im östlichen Teil des Verbreitungsgebiets, wo die Holzqualität besser ist, wird es weiterhin für die Holzproduktion genutzt. Die Rinde und das Holz finden zudem Verwendung beim Gerben. Fortschritte in der Holzverarbeitungstechnologie könnten die Nutzungsmöglichkeiten von Zerreichenholz künftig erweitern (C.A.B. INTERNATIONAL 2013, DE RIGO et al. 2021).

Die nur in sehr wenigen Praxisanbauten durchgeführte Qualitätseinschätzung (n = 7) zeigt ein differenziertes Bild über die Qualitäten (Abbildung 8). Erfreulich ist, dass rund 70 % der Bestände in die Güteklasse „B“ und „besser als B eingestuft“ wurden. Hier war insbesondere der beschriebene wipfelschäftige Wuchs mit langen, geraden und astfreien Stammstücken ausschlaggebend. Es gab aber auch Bestände mit schlechteren Qualitäten. Hierunter fielen zum einen Bestände mit starken Frostleiten, aber auch solche mit krummem Wuchs. Einflussfaktoren auf diese Qualitätsentwicklung wurden im Rahmen der durchgeführten Projekte nicht untersucht.

3.25.7 Sonstige Ökosystemleistungen

Q. cerris weist eine Vielzahl ökologischer und ökonomischer Merkmale auf, die ihre potenzielle Integration in mitteleuropäische Waldökosysteme begünstigen. Als typische Eichenart beherbergt sie eine artenreiche Gemeinschaft von Insekten und Spinnentieren und bietet durch ihre Eichelproduktion im Herbst eine bedeutsame Nahrungsquelle für Schalenwild, Kleinsäuger und zahlreiche Vogelarten. Zudem fungiert sie als Zwischenwirt für die Knopperngallwespe (*Andricus quercuscalicis*), deren Larval-

entwicklung Wucherungen an den Eicheln der Stieleiche (*Q. robur*) verursacht – ein Hinweis auf ökologische Interaktionen innerhalb des Genus (KUNZ et al. 2020). Die Nutzung der Zerreiche ist jedoch nicht ausschließlich ökologischer Natur. In traditionellen mediterranen agrosilvopastoralen Systemen wurden sowohl ihre Eicheln als auch die jungen Triebe des Niederwaldes als Futterressource für Weidenvieh genutzt. Diese multifunktionale Verwendung unterstreicht ihre agrarökonomische Bedeutung. Im natürlichen Verbreitungsgebiet kann auf regionaler Ebene die extensive Nutzung von Eichenwäldern durch Beweidung zu ökonomischen Einnahmen führen, die in Einzelfällen die Erträge aus der Holzproduktion übersteigen. Zusätzlich ergeben sich für die ländliche Bevölkerung substanzielle Zusatznutzen, etwa durch die Ernte von Speisepilzen und Trüffeln, die regelmäßig in reinen oder gemischten Eichenbeständen anzutreffen sind (C.A.B. INTERNATIONAL 2013).

Die Zerreiche kann demnach als ökologisch kompatible und sozioökonomisch wertvolle Baumart betrachtet werden, deren Einführung in mitteleuropäische Waldsysteme nicht nur die Biodiversität fördert, sondern auch wirtschaftliche Diversifizierung ermöglichen könnte (KUNZ et al. 2020).

3.25.8 Genetik

Die Zerreiche ist eine morphologisch polymorphe, jedoch taxonomisch wenig problematische Eichenart, die in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet eine hohe genetische und phänotypische Variabilität aufweist. Innerhalb der Art sind sieben Varietäten beschrieben worden, wobei var. *austriaca* als dominante Form in Südosteuropa gilt. Diese südlichen Herkunftseigenen zeichnen sich durch eine tendenziell bessere Holzqualität aus und besitzen forstwirtschaftlich daher eine erhöhte Relevanz. Die Art unterliegt dem Forstvermehrungsgutgesetz (FoVG), was ihre Bedeutung als potenziell wirtschaftlich genutzte Baumart im mitteleuropäischen Kontext unterstreicht (BUSSOTTI 1997, KUNZ et al. 2020).

Trotz dieser forstlichen Bedeutung besteht über die genetische Struktur der Art insgesamt noch ein begrenzter Kenntnisstand. Frühere Arbeiten von GIORDANO u. SCHIRONE (1989) (zitiert nach BOZZANO u. TUROK (2003)) sowie BELLAROSA et al. (1990, 1996) (zitiert nach BOZZANO u. TUROK (2003)) belegten eine hohe genetische Diversität auf individueller Ebene sowie eine ausgeprägte phänotypische Plastizität. Diese genetische Variabilität trägt maßgeblich zur ökologischen Anpassungsfähigkeit der Zerreiche bei, insbesondere im Hinblick auf ihre potenzielle Eignung für sich wandelnde Umweltbedingungen. Jüngste Untersuchungen bestätigen diese Einschätzungen und betonen, dass die Differenzierung zwischen einzelnen Populationen innerhalb des Verbreitungsgebietes auf lokal angepasste Genotypen hinweist. Zugleich zeigen sie bestehende Defizite in der funktionellen Genomforschung auf, insbesondere im Bereich genomweiter Analysen und populationsgenetischer Prozesse, die für eine fundierte Einschätzung der Anbauwürdigkeit und Resilienz erforderlich wären (BOZZANO u. TUROK 2003, LADOS et al. 2024).

Darüber hinaus weist die Zerreiche eine gewisse Hybridisierungsfähigkeit auf, insbesondere mit der Korkeiche (*Q. suber*), mit der sie fertile Hybriden (*Q. × crenata*) bildet. Weitere Hinweise auf natürliche Kreuzungen mit *Q. macrolepis* und *Q. frainetto* liegen vor, was die potenzielle Rolle der Art im Genfluss innerhalb der Gattung *Quercus* unterstreicht. Die Kombination aus genetischer Vielfalt, Hybridisierungsfähigkeit und morphologischer Plastizität macht *Q. cerris* zu einer ökologisch vielseitigen und entwicklungsfähigen Art mit forstlicher Perspektive, deren genetisches Potenzial jedoch noch nicht abschließend wissenschaftlich erschlossen ist (BOZZANO u. TUROK 2003, C.A.B. INTERNATIONAL 2013).



Abb. 9: Typische Blätter der Zerreiche (Foto S. Lieven)

4. Herkunftsangaben für alternative Baumarten

Befasst man sich mit neuen alternativen Baumarten als Anpassungsmaßnahme für den Klimawandel für die deutschen Wälder, so muss man sich zwangsläufig mit der Herkunft des Saat- oder Pflanzmaterials der betrachteten Baumart beschäftigen. Sicherheit über die Eignung von bestimmten Herkünften können nur umfangreiche Herkunftsversuche bringen, wie sie beispielsweise für die Douglasie vorliegen (HÖLTKE et al. 2022). Eine solche Überprüfung nimmt jedoch meist zahlreiche Jahrzehnte in Anspruch. Die Anbauerfahrungen der Vergangenheit haben jedoch eines gezeigt: Die Verwendung von Vermehrungsgut unbekannter Herkunft ist nicht zielführend, da die Wahl der Herkunft wesentlich über den Erfolg oder Misserfolg der Kultur mitentscheidet (LIESEBACH u. SCHNECK 2022). Insbesondere weil aktuell nach Baumarten gefragt wird, die bisher ohne oder von wenig Bedeutung in den Wäldern Deutschlands waren und zu denen über die Herkünfte bisher wenig bekannt ist, darf das bewährte Instrument zur Herkunftsidentität nicht außer Acht gelassen werden. Unter dem Handlungsdruck des Klimawandels und den akuten Waldschäden dürfen jahrzehntelang gültige Leit- und Grundsätze nicht übereilt außer Kraft gesetzt werden. Die Verwendung von Vermehrungsgut, welches nicht für den forstlichen Einsatz ausgewiesen ist und für welches es keine Herkunftsnachweise gibt, ist inakzeptabel und muss vermieden werden. Vermehrungsgut aus nicht zugelassenen Beständen der Kategorie „Quellengesichert“ ist für die forstliche Verwendung in Deutschland nicht zugelassen, ebenso wie die Beerntung einzelner Arboreten, Parkanlagen und Exotenwäldern. Die Auswahl des Saat- oder Pflanzmaterials sollte immer mit dem Bewusstsein geschehen, dass neben der Entscheidung für die Art hier die genetische Konstitution für das gesamte Bestandesleben festgelegt wird. In Zeiten des Klimawandels spielen Parameter der genetischen Vielfalt für die Anpassungsfähigkeit eine große Rolle, nach wie vor aber auch Kriterien der aktuellen Angepasstheit sowie der Ausbildung gewünschter Merkmale wie Vitalität, Form und Wachstum (PAUL et al. 2023). Um auch Jahre später einen Herkunftsbezug herstellen zu können, ist insbesondere bei wenig erforschten Baumarten die Dokumentation der herkunftsbezogenen Informationen ungemein wichtig.

Für viele Baumarten regelt die Richtlinie 1999/105/EG der Europäischen Gemeinschaft über den Verkehr mit forstlichen Vermehrungsgut die vermarktungsrelevanten Aspekte der Erzeu-

gung und des innergemeinschaftlichen Verkehrs von forstlichem Vermehrungsgut. Die Umsetzung in nationales Recht wurde in Deutschland mit dem Forstvermehrungsgutgesetz (FoVG) vom 22. Mai 2002 geregelt. Doch nicht alle Baumarten, die im Moment als potenzielle Hoffnungsträger im Klimawandel betrachtet werden, unterliegen dieser Regelung (Tabelle 20). Doch auch für diese gibt es teilweise Möglichkeiten herkunftsgesichertes Saatgut zu erhalten, wie im Folgenden aufgezeigt wird. Dennoch bleibt bei einigen Baumarten die Beschaffung von qualitativ hochwertigem Saatgut schwierig oder gar unklar. Im Zweifel sollte von der Praxis abgewogen werden, ob die Risiken bei der Verwendung von Vermehrungsgut unbekannten Ursprungs eingegangen werden sollten, oder ob auf den Anbau einer neuen alternativen Baumart lieber verzichtet und auf eine heimische Baumart zurückgegriffen wird.

Tab. 20: Momentan von der Praxis häufig betrachtete alternative Baumarten sowie deren gesetzlicher Status nach Forstvermehrungsgutgesetz (FoVG) und deren Ausweisung von Herkunftsgebieten (HKG) nach FoVG

Baumart		FoVG	HKG
Atlaszeder	<i>Cedrus atlantica</i>	ja	nein
Baumhasel	<i>Corylus colurna</i>	nein	
Eibe	<i>Taxus baccata</i>	nein	
Eldbeere	<i>Sorbus torminalis</i>	nein	
Esskastanie	<i>Castanea sativa</i>	ja	ja
Feldahorn	<i>Acer campestre</i>	nein	
Flatterulme	<i>Ulmus laevis</i>	nein	
Flaumeiche	<i>Quercus pubescens</i>	ja	nein
Hainbuche	<i>Carpinus betulus</i>	ja	ja
Libanonzeder	<i>Cerus libani</i>	ja	nein
Nordmannstanne	<i>Abies nordmanniana</i>	nein	
Orientbuche	<i>Fagus orientalis</i>	nein	
Riesenlebensbaum	<i>Thuja plicata</i>	nein	
Schindelrindige Hickory	<i>Carya ovata</i>	nein	
Schwarzkiefer	<i>Pinus nigra</i>	ja	ja
Schwarznuss	<i>Juglans nigra</i>	nein	
Sommerlinde	<i>Tilia platyphyllos</i>	ja	ja
Speierling	<i>Sorbus domestica</i>	nein	
Spitzahorn	<i>Acer platanoides</i>	ja	ja
Tulpenbaum	<i>Liriodendron tulipifera</i>	nein	
Türkische Tanne	<i>Abies bornmuelleriana</i>	nein	
Walnuss	<i>Juglans regia</i>	nein	
Westliche Hemlocktanne	<i>Tsuga heterophylla</i>	nein	
Winterlinde	<i>Tilia cordata</i>	ja	ja
Zerreiche	<i>Quercus cerris</i>	ja	nein

4.1 Baumarten, die dem Forstvermehrungsgutgesetz unterliegen

Die Richtlinie 1999/105/EG umfasst eine Liste von 45 Baumarten. Davon wurden im FoVG 26 Baumarten als für den Wald und die Forstwirtschaft in Deutschland bedeutsam betrachtet. Für diese Baumarten sind Herkunftsgebiete ausgewiesen und Ausgangsmaterial für die Erzeugung von Vermehrungsgut zugelassen. Hierunter finden sich auch bisher seltenere heimische Baumarten, denen im Klimawandel mehr Beachtung zu schenken ist. Hierunter zählt u. a. der Spitzahorn (*Acer platanoides*), die Hainbuche (*Carpinus betulus*) und die Winterlinde (*Tilia cordata*). Für diese Baumarten kann über die Stammzertifikats- und Registernummern über den gesamten Produktionsprozess die Identität des Vermehrungsgutes nachverfolgt werden. Die für die forstliche Verwendung zugelassenen Erntebestände wurden in der untersten Kategorie zumindest nach phänotypischen Merkmalen ausgewählt und müssen eine Mindestgröße sowie -alter einhalten. Hierdurch wird schon in der Kategorie „Ausgewählt“ eine gewisse genetische Variabilität des Vermehrungsgutes sichergestellt.

Die restlichen 19 Baumarten sind nach FoVG für den Wald und die Forstwirtschaft in Deutschland nicht von Bedeutung. Die Herausforderungen, die der Klimawandel für die künftigen Waldgenerationen mit sich bringt, haben die Einschätzung bei einigen dieser Baumarten jedoch in letzter Zeit geändert. Unter den 19 Baumarten finden sich die Zedernarten sowie diverse Eichen- und Tannenarten, denen im Klimawandel ein Potenzial eingeräumt wird (vgl. Tabelle 20). Da diese Baumarten zwar dem FoVG unterliegen, für diese in Deutschland aber keine Herkunftsgebiete ausgewiesen sind, ist folglich auch kein Ausgangsmaterial aus den heimischen Wäldern zugelassen. Aus in Deutschland vorkommenden Populationen kann somit kein Vermehrungsgut gewonnen werden. Jedoch sind für einige Baumarten in anderen EU-Mitgliedsstaaten Herkunftsgebiete ausgewiesen, sodass dort Vermehrungsgut gewonnen und nach den Bestimmungen des FoVG nach Deutschland eingeführt werden kann. Problematisch hierbei ist jedoch, dass dort oftmals nur die niedrigste Qualitätsstufe „quellengesichert“ ausgewiesen ist. Diese Kategorie darf in Deutschland für forstliche Zwecke nicht verwendet werden, was angesichts der Zulassungsbedingungen dieser Kategorie auch berechtigt ist. Hinzu kommt, dass die hierzulande neuen Baumarten in ihren Heimatländern teilweise zwar weit verbreitet sind, Vermehrungsgut dieser Baumarten dort aber nur eine untergeordnete Rolle spielt. Dies führt dazu, dass Saatgut für den Export kaum zur Verfügung steht (WEZEL 2020). Die Datenbank FOREMATIS der EU (<https://ec.europa.eu/forematis/>) liefert Informationen über das in der EU zugelassene Ausgangsmaterial. So lässt sich auch für Baumarten aus anderen EU-Staaten her-

kunftsgesichertes forstliches Vermehrungsgut beschaffen. Dies darf allerdings nicht darüber hinwegtäuschen, dass die Kontrollstandards in anderen Ländern, auch innerhalb der EU-Mitgliedsstaaten, nicht mit denen in Deutschland zu vergleichen sind. Keine oder unzureichende Kontrollen vor Ort, mehrfacher Besitzerwechsel des Saatgutes über Ländergrenzen hinweg sowie fehlende Kontakte in die Ursprungsländer sind große Unsicherheiten in Bezug auf die Beschaffung von qualitativ hochwertigem, herkunftsgesichertem Saatgut (WEZEL 2020).

4.2 Baumarten ohne Herkunfts-Regelung

Die oben genannten Probleme bei der Beschaffung von Saatgut treten insbesondere bei den Baumarten auf, die nicht unter die Regelungen der EG-Richtlinie und des FoVG fallen. Hierunter zählen zum Beispiel die heimische Elsbeere (*Sorbus torminalis*), die Baumhasel (*Corylus colurna*), die Orientbuche (*Fagus orientalis*) sowie einige Tannenarten. Mangels gesetzlicher Regulationen kann hier jedes erdenkliche Saat- und Pflanzgut auf den Markt gebracht werden. Somit läuft man hier Gefahr für den forstlichen Einsatz gänzlich ungeeignetes Vermehrungsgut einzukaufen, welches dann unmittelbar in schlechten Kulturerfolgen bzw. mittelbar in unerwünschten Phänotypen, schlechter Wuchseistung und/oder genetischer Einnischung der begründeten Bestände münden kann. Für einige dieser Baumarten gibt es jedoch privatrechtliche Regelungen, die eine Herkunftssicherung ermöglichen.

Die DKV-Gütegemeinschaft für forstliches Vermehrungsgut e. V. hat für Baumarten, die nicht dem FoVG unterliegen, im Anhalt an die gesetzlichen Normen eigene Qualitäts- und Anerkennungsrichtlinien erarbeitet und wendet diese bei der Anerkennung von Erntebeständen an. Die Auswahl erfolgt in der Regel nach phänotypischen Gesichtspunkten und ist für diese Baumarten aus forstlicher Sicht das einzige objektive Anerkennungsverfahren für Erntebestände in Deutschland (DKV 2022). Insbesondere bei Baumarten mit Ursprung in anderen Ländern gibt die Verwendung dieses Saatgutes eine gewisse Sicherheit, da sich die Baumart zumindest unter den Wuchsbedingungen des Erntebestandes hinsichtlich Qualität und Wuchseistung bereits bewährt hat.

Weiter besteht für Baumarten, die nicht unter die EU-Regelung fallen, die Möglichkeit der Anwendung des OECD-Schemas für forstliches Saat- und Pflanzgut (OECD Scheme for the Certification of Forest Reproductive Material Moving in International Trade). Dieses Schema enthält keine Baumartenliste und kann somit für alle Baumarten angewendet werden, sofern Herkunftsgebiete ausgewiesen wurden. Es arbeitet dabei mit denselben 4 Kategorien wie das FoVG. Durch amtlich vorgeschriebene Begleitpapiere sind die Koordinaten der Ernteeinheit dokumentiert.

5 Zusammenfassung und Ausblick

Die vorliegenden Ergebnisse zur Anbauwürdigkeit und ökologischen Zuträglichkeit alternativer Baumarten in Nordwestdeutschland verstehen sich als ein Beitrag zur fachlich fundierten Entscheidungsfindung im Kontext des klimagerechten Waldumbaus. Aufgrund der bislang begrenzten und teils jungen Anbauerfahrungen, der geringen Versuchsflächendichte sowie der teilweise uneinheitlichen Datenlage können die getroffenen Aussagen jedoch nur als vorläufige Einschätzungen gewertet werden. Der Kenntnisstand zu vielen betrachteten Baumarten – ob selten heimisch oder nicht heimisch – ist noch unvollständig. Entsprechend sind die Einstufungen als Anregung zu verstehen, welche Baumarten künftig intensiver forstwissenschaftlich untersucht und waldbaulich erprobt werden sollten. Dies gilt gleichermaßen für die forstliche Praxis wie auch für Forschungseinrichtungen. Das gemeinsame Ziel muss es sein, belastbare Erkenntnisse zu den ökologischen, genetischen und produktionstechnischen Eigenschaften potenziell geeigneter Baumarten zu gewinnen und kontinuierlich fortzuschreiben.

Auch wenn die Einstufung der Anbauwürdigkeit auf sachlich nachvollziehbaren Kriterien beruht, ist zu betonen,

dass größere Unsicherheiten nicht ausgeschlossen werden können. Diese resultieren insbesondere aus den oft noch geringen Stichprobenumfängen sowie aus individuellen Schwankungen im Wuchsverhalten – insbesondere unter sich verändernden Klimabedingungen. Ein großes Problem stellt die Tatsache dar, dass sich bei der alleinigen Betrachtung der etablierten Bestände ein unvollständiges Bild ergibt, da hierin die nicht dokumentierten Totalausfälle nicht erfasst und in die Auswertung mit einbezogen werden. Da somit immer nur Teile der Wahrheit entdeckt werden, kann sich ein verzerrtes Gesamtbild zu Gunsten der Baumart ergeben. KÖLLING u. SCHMIDT (2013) sprechen in diesem Zusammenhang von der „Lüge der Überlebenden“, was den Umstand sehr anschaulich umschreibt.

Angesichts der dynamischen Entwicklungen unter klimatischen, ökologischen und gesellschaftlichen Rahmenbedingungen ist die Baumartenwahl – als strategische Langfristentscheidung – mehr denn je von Unsicherheiten geprägt. Die Bewertung der alternativen Baumarten erfolgt deshalb bewusst mit einer abgestuften Systematik, welche sowohl vorhandene Erkenntnisse als auch bestehende Datenlücken reflektiert. Die gewählte Abstufung in den Kategorien der Anbauempfehlung (Kap. 2.2.1) reflek-

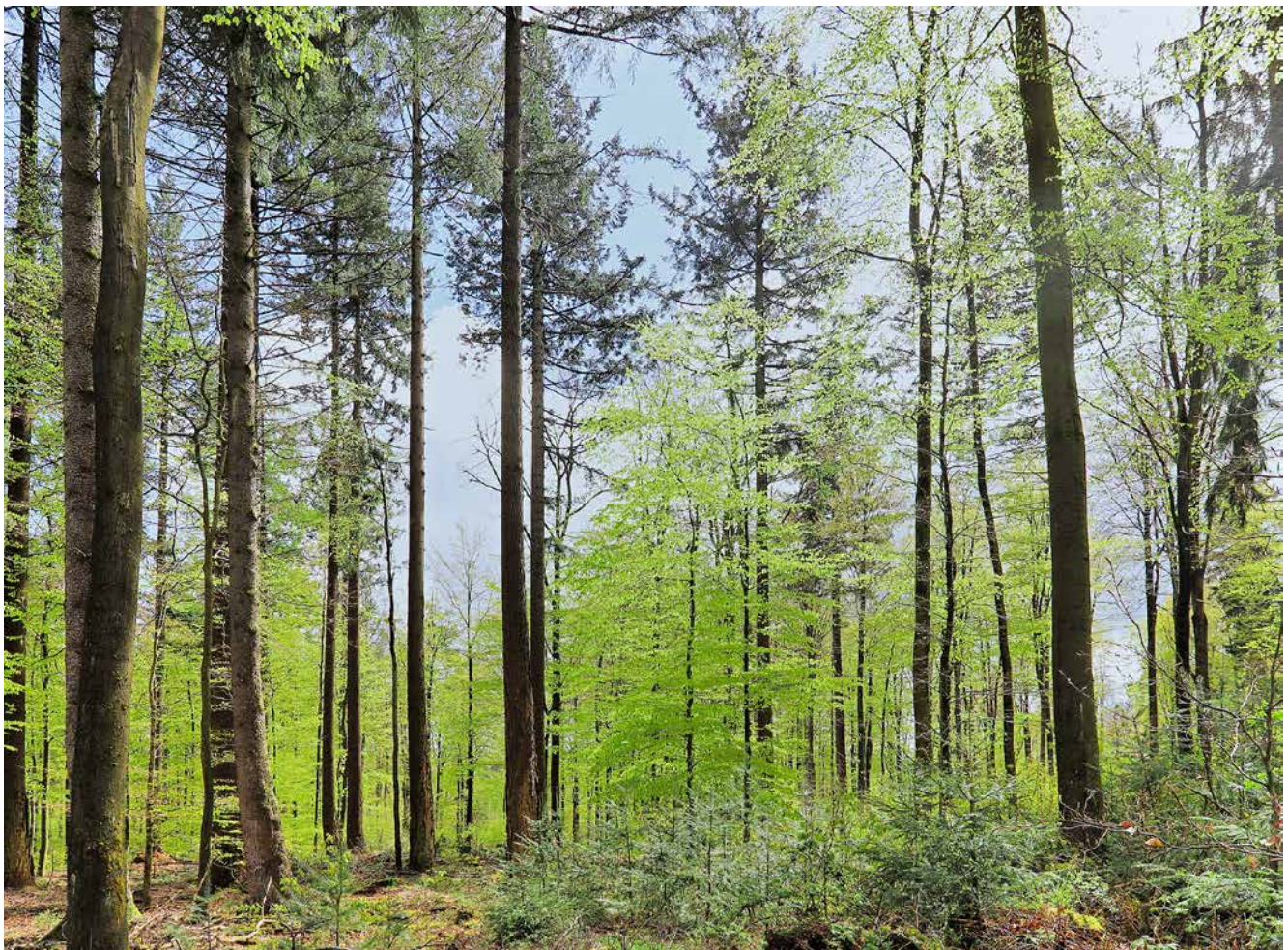


Abb. 16: Angestrebtes Ziel und Gegenstand der empfohlenen Mischbestandstypen der NW-FVA sind sowohl horizontal als auch vertikal strukturierte Wälder mit mehreren Baumarten. (Foto: J. Schick)

tiert diese Unsicherheiten ausdrücklich. Gleichwohl gilt: Neben dem Potenzial zur Anpassung an Trockenheit und Hitze sind nicht heimische Baumarten auch mit ökologischen, genetischen und phytosanitären Risiken assoziiert. Vor ihrem Einsatz sollte daher stets eine standortsspezifische Risikobewertung auf Basis des aktuellen Wissensstandes erfolgen.

Die Einführung fremdländischer Baumarten ist historisch kein Novum. Schon seit dem 19. Jahrhundert nutzt die Forstwirtschaft in Deutschland standortsfremde Baumarten, stets begleitet durch forstliches Versuchswesen, langfristige Beobachtungen und ein hohes Maß an Verantwortungsbewusstsein. Diese Herangehensweise bleibt auch unter den Bedingungen des Klimawandels von zentraler Bedeutung. So kann ein zukunftsorientierter Waldbau, der neben heimischen auch bewährte nicht heimische Baumarten berücksichtigt, zur Risikostreuung beitragen, die strukturelle Stabilität erhöhen und gleichzeitig die ökologischen und ökonomischen Anforderungen an die Wälder erfüllen (Abbildung 16). Nicht zuletzt macht die gegenwärtige Waldentwicklung deutlich, dass Anpassung an veränderte Umweltbedingungen oftmals mit einem Zielkonflikt zwischen Produktivität und Resilienz einhergeht. Baumarten mit hoher Trockenstresstoleranz, etwa bestimmte Arten aus Südosteuropa, weisen häufig geringere Zuwächse oder spezifische Standortsansprüche auf. Diese Erkenntnis erfordert eine Neubewertung forstlicher Zielgrößen: Wachstum und Ertrag sind nicht länger alleinige Leitkriterien; vielmehr rücken Anbausicherheit, Resili-

enz sowie ökologische Multifunktionalität verstärkt in den Vordergrund. Trockenstresstoleranz, Widerstandsfähigkeit gegenüber biotischen Schadfaktoren und flexible Reaktionsfähigkeit auf Extremereignisse werden zu entscheidenden Qualitätsmerkmalen der Zukunft. Es ist letztlich eine forstpolitisch wie forstlich-operative Frage, ob auch Arten mit geringerer Wuchsleistung, aber höherer Anpassungsfähigkeit künftig stärker in forstliche Planungen integriert werden sollten.

Die hier zusammengeführten Erkenntnisse legen nahe, dass der Waldumbau kein einmaliger Vorgang ist, sondern als kontinuierlicher, lernbasierter Prozess zu verstehen ist. Wissenschaft und Praxis sind gemeinsam gefordert, die Erkenntnisgrundlage zu erweitern, Monitoringstrukturen auf- und auszubauen und Entscheidungsinstrumente standortsspezifisch weiterzuentwickeln. Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung liefern dabei wichtige Erkenntnisse, die es ermöglichen, die alternativen Baumarten in die Mischbestandstypen der NW-FVA zu integrieren. Dies verspricht nach derzeitigem Kenntnisstand, durch die Erweiterung der verwendbaren Baumartenpalette, einen Beitrag zur Risikoanpassung und -verteilung ohne erkennbare ökologische Risiken. Die Aufgabe, klimaresiliente und zugleich ökologisch tragfähige Wälder zu gestalten, verlangt eine offene, reflexive und wissenschaftsbasierte Haltung. Nur auf dieser Grundlage kann ein zukunftsfähiger Waldbau gelingen – verantwortungsbewusst gegenüber Natur, Gesellschaft und nachfolgenden Generationen.

Literatur

- AAS, G. (2008): Die Walnuss (*Juglans regia*): Systematik, Verbreitung und Morphologie. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (Hrsg.), Beiträge zur Walnuss, LWF Wissen, Bd. 60. Freising, S. 5–10.
- AAS, G. (2011): Die Elsbeere (*Sorbus torminalis*) – Biologie, Ökologie und Diversität. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (Hrsg.), Beiträge zur Elsbeere, LWF Wissen, Bd. 67. Freising, S. 7–12.
- AAS, G. (2015): Der Feldahorn: Verwandtschaft, Morphologie und Ökologie. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (Hrsg.), Beiträge zum Feldahorn, LWF Wissen, Bd. 77. Freising, S. 7–13.
- AAS, G. (2016): Die Winterlinde (*Tilia cordata*): Verwandtschaft, Morphologie und Ökologie. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (Hrsg.), Beiträge zur Winterlinde, LWF Wissen, Bd. 78. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), Freising, S. 7–13.
- AAS, G. (2018): Die Esskastanie (*Castanea sativa*): Verwandtschaft, Morphologie und Ökologie. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (Hrsg.), Beiträge zur Edelkastanie, LWF Wissen, Bd. 81. Freising, S. 96.
- AAS, G. (2019): Die Flatterulme (*Ulmus laevis*): Verwandtschaft, Morphologie und Ökologie. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (Hrsg.), Beiträge zur Flatterulme, LWF Wissen, Bd. 83. Freising, S. 7–12.
- ALEXANDROV, A.H. (1995): *Corylus colurna* LINNÉ, 1753. In: STIMM, B.; ROLOFF, A.; LANG, U.M.; WEISBERGER, H. (Hrsg.), Enzyklopädie der Holzgewächse: Handbuch und Atlas der Dendrologie, 2. Erg.Lfg. Wiley, Weinheim, S. 8.
<https://doi.org/10.1002/9783527678518>
- ALIZOTI, P.G.; FADY, B.; PRADA, M.A.; VENDRAMIN, G.G. (2011): EUFORGEN Technical Guidelines for genetic conservation and use of Mediterranean firs (*Abies* spp.). Rome. 6 S.
- ALTEHELD, R. (1996): Die Baumhasel (*Corylus colurna* L.) – Monographie einer Baumart. In: KOCH, W. (Hrsg.), Baumkunde, Bd. 1. IHW Verlag, S. 39–75.
- AMMER, C.; WÖRLE, A.; FÖRSTER, B.; BREIBECK, J.; BACHMANN, M. (2011): Konkurrenz belebt das Geschäft – aber nicht bei der Elsbeere. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (Hrsg.), Beiträge zur Elsbeere, LWF Wissen, Bd. 67. Freising, S. 24–28.
- ANDRUS, R.A.; PEACH, L.R.; CINQUINI, A.R.; MILLS, B.; YUSI, J.T.; BUHL, C.; FISCHER, M.; GOODRICH, B.A.; HULBERT, J.M.; HOLZ, A.; MEDDENS, A.J.H.; MOFFETT, K.B.; RAMIREZ, A.; ADAMS, H.D. (2023): Canary in the Forest? – Tree mortality and canopy dieback of western redcedar linked to drier and warmer summer conditions [preprint]. Ecology.
<https://doi.org/10.1101/2023.01.11.522134>
- ARNDT, H.J. (2004): Die Eibe – eine Baumart mit Zukunft. Erhaltungsmaßnahmen und zukünftige Anbaumöglichkeiten einer bedrohten Baumart. FIV Jahresbericht: 20–22.
- ATA, C. (1995): *Abies nordmanniana* (STEVENSON) SPACH, 1842. In: STIMM, B.; ROLOFF, A.; LANG, U.M.; WEISBERGER, H. (Hrsg.), Enzyklopädie der Holzgewächse: Handbuch und Atlas der Dendrologie, 2. Erg.Lfg. Wiley, Weinheim, S. 10.
<https://doi.org/10.1002/9783527678518>
- AUF DER MAUR, B.; BEENKEN, L.; GROSS, A. (2021): Asiatischer Haselmehltau *Erysiphe corylacearum*. Factsheet Neomyceten. Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL, Birmesdorf. 5 S.
- AUF DER MAUR, B.; GROSS, A.; QUELOZ, VALENTIN; PROSPERO, S. (2022): Tintenkrankheit der Edelkastanie. Factsheet Neomyceten. Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL, Birmesdorf. 5 S.
- AVILA, A.L. DE; ALBRECHT, A.; HÄRING, B.; REHINBAY, B.; BRÜCHERT, F.; HIRSCH, M. (2021): Artensteckbriefe 2.0: Alternative Baumarten im Klimawandel: eine Stoffsammlung. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Freiburg im Breisgau. 246 S.
- AWG (2023): Alternativbaumarten für Praxisanbauversuche in Bayern. <https://www.awg.bayern.de/239705/index.php>. (Zugriff am 07.06.2023)
- AYAN, S.; BUGDAY, E.; VAROL, T.; ÖZEL, H.B.; THURM, E.A. (2022): Effect of climate change on potential distribution of oriental beech (*Fagus orientalis* LIPSKY.) in the twenty-first century in Turkey. Theoretical and Applied Climatology 148(1–2): 165–177.
<https://doi.org/10.1007/s00704-022-03940-w>
- AYASLIGIL, Y. (1997): *Cedrus libani* A. RICH., 1823. In: STIMM, B.; ROLOFF, A.; LANG, U.M.; WEISBERGER, H. (Hrsg.), Enzyklopädie der Holzgewächse: Handbuch und Atlas der Dendrologie, Bd. 10. Erg.Lfg. Wiley, Weinheim, S. 10.
<https://doi.org/10.1002/9783527678518>
- BAFU (Hrsg.) (2015): Leitfaden zum Umgang mit der Edelkastaniengallwespe (*Dryocosmus kuriphilus*). Bundesamt für Umwelt des Eidg. Departements für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation, Bern. 16 S.
- BÄHRINGER, A.; RAU, H.-M.; AMMER, C. (2013): Mortalität und Wachstum der Nordmanntanne. AFZ-DerWald 68(12): 11–13.
- BALAO, F.; LORENZO, M.T.; SÁNCHEZ-ROBLES, J.M.; PAUN, O.; GARCÍA-CASTAÑO, J.L.; TERRAB, A. (2020): Early diversification and permeable species boundaries in the Mediterranean firs. Annals of Botany 125(3): 495–507. <https://doi.org/10.1093/aob/mcz186>
- BARENGO, N. (2001a): Sommerlinde *Tilia platyphyllos* SCOP.; Winterlinde *Tilia cordata* MILL. Zürich. 8 S.
- BARENGO, N. (2001b): Spitzahorn *Acer platanoides* L. Zürich. 8 S.
- BARENGO, N. (2001c): Nussbaum *Juglans regia* L. Zürich. 8 S.
- BARENGO, N.; RUDOW, A.; SCHWAB, P. (2001): Speierling *Sorbus domestica* L. – CHECKLISTE. Eidgenössische Technische Hochschule Zürich.
- BARITEAU, M.; VAUTHIER, D. (2011): Main results from the french cedar comparative field test network. In: BESACIER, C.; DUCCI, F.; MALAGNOUX, M.; SOUVANNAVONG O. (Hrsg.), Status of the Experimental Network of Mediterranean Forest Genetic Resources. CRA SEL, Arezzo and FAO – Silva Mediterranea. Rome, S. 61–64.

- BARTSCH, N. (1989): Zum Anbau der Schwarznuß (*Juglans nigra* L.) in den Rheinauen. Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt. Sauerländer, Frankfurt am Main. 90 S.
- BARTSCH, N.; VON LÜPKE, B.; RÖHRIG, E. (2020): Waldbau auf ökologischer Grundlage, 8. Aufl. utb GmbH, Stuttgart, Deutschland. <https://doi.org/10.36198/9783838587547>
- BAUHUS, J.; DIETER, M.; FARWIG, N.; HAFNER, A.; KÄTZEL, R.; KLEINSCHMIT, B.; LANG, F.; LINDNER, M.; MÖHRING, B.; MÜLLER, J.; NIEKISCH, M.; RICHTER, K.; SCHRAML, U.; SEELING, U. (2021): Die Anpassung von Wäldern und Waldwirtschaft an den Klimawandel – Gutachten des Wissenschaftlichen Beirates für Waldpolitik. Berlin.
- BAUMEISTER, M.; BOUCHHEID, T.; HODAPP, R.; SEGATZ, E.; ROSE, B.; WAMBSGANß, W.; EDINGER, J.; METTENDORF, B. (2014): Die Edelkastanie, vom Brennholz zum Wertholz.
- BENHAM, E.; DURRANT, T.H.; CAUDULLO, G.; DE RIGO, D. (2021): *Taxus baccata* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In: SAN-MIGUEL-AYANZ, J.; DE RIGO, D.; CAUDULLO, G.; HOUSTON DURRANT, T.; MAURI, A. (Hrsg.), European atlas of forest tree species. Publication Office of the European Union, Luxembourg.
- BERGEZ, J.E.; DUPRAZ, C. (2009): Radiation and thermal microclimate in tree shelter. Agricultural and Forest Meteorology 149(1): 179–186. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2008.08.003>
- BEYSE, R. (1990): Nadelhölzer aus Nordamerika. Forst und Holz 20: 610–612.
- BLASCHKE, M. (2014): Baumhasel mit massiven Blattverlusten. LWF aktuell 101: 41.
- BLASCHKE, M.; BUßLER, H. (2011): Pilze und Insekten an der Elsbeere. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (Hrsg.), Beiträge zur Elsbeere, LWF Wissen, Bd. 67. Freising, S. 22–23.
- BLASCHKE, M.; NANNIG, A. (2016): Die Pilzwelt der Linde. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (Hrsg.), Beiträge zur Winterlinde, LWF Wissen, Bd. 78. Freising, S. 53–57.
- BLE (2002): Forstvermehrungsgutgesetz (FoVG). In: Bundesgesetzblatt Jahrgang 2002 Teil I Nr. 32. S. 1658–1666.
- BÖCKMANN, T. (1990): Wachstum und Ertrag der Winterlinde (*Tilia cordata* MILL.) in Niedersachsen und Nordhessen. Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades Doctor forest, Universität Göttingen. 143 S.
- BÖLL, D.S.; ROLOFF, A.; BAUER, K.; PAETH, H.; MELZER, M. (2021): Trockenstressreaktionen heimischer und nicht-heimischer Stadtbaumarten in Extremsommern. 16 S.
- BOMBLE, W.F. (2019): Naturverjüngte Populationen von *Corylus x colurnoides* (= *C. avellana* x *C. colurna*) in Aachen. Jahrbuch des Bochumer Botanischer Verein 10: 25–49.
- BONDOR, A. (1986): The timber yield of sweet chestnut (*Castanea sativa*). Erdeszeti-Kutatasok (76–77): 133–149.
- BONFILS, P.; AREND, M.; KUSTER, T.M.; JUNOD, P.; GÜNTHARDT-GEORG, M.S. (2013): Die Eiche reagiert flexible; Die Eiche im Klimawandel, Teil 1: Wachstum. WALD UND HOLZ 94(2): 29–33.
- BONFILS, P.; RIGLING, A.; BRÄNDLI, U.-B.; BRANG, P.; FORSTER, B.; ENGESSER, R.; GUGERLI, F.; JUNOD, P.; MÜLLER, R. (2015): Die Eiche im Klimawandel – Zukunftschancen einer Baumart. Merkblatt für die Praxis. Birmesdorf. 12 S.
- BORATYNSKI, A. (1996): *Carpinus betulus* LINNÉ, 1753. In: STIMM, B.; ROLOFF, A.; LANG, U.M.; WEISBERGER, H. (Hrsg.), Enzyklopädie der Holzgewächse: Handbuch und Atlas der Dendrologie, 5. Erg.Lfg. Wiley, Weinheim, S. 12. <https://doi.org/10.1002/9783527678518>
- BOTTACCI, A. (1998): *Castanea sativa* MILLER, 1768. In: STIMM, B.; ROLOFF, A.; LANG, U.M.; WEISBERGER, H. (Hrsg.), Enzyklopädie der Holzgewächse: Handbuch und Atlas der Dendrologie, Bd. 14. Erg.Lfg. Wiley, Weinheim, S. 10. <https://doi.org/10.1002/9783527678518>
- BOZZANO, M.; TUROK, J. (Hrsg.) (2003): Mediterranean Oaks Network: report of the second meeting, 2–4 May 2002 – Gozo, Malta. European Forest Genetic Resources Programme (EUFORGEN). IPGRI, Rome. 54 S.
- BRANDL, S.; METTE, T.; MÉDÉRIC, A.; BUßMANN, B.; GEIGER, J.; SCHALLER, M.; TAEGER, S.; ULRICH, E. (2023): Ein Reisebericht aus der Klimazukunft. LWF aktuell 141: 4–7.
- BRÜTSCH, U.; ROTACH, P. (1993): Der Speierling (*Sorbus domestica* L.) in der Schweiz: Verbreitung, Ökologie, Standortansprüche, Konkurrenzkraft und waldbauliche Eignung. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 144(12): 967–991.
- BUCHHORN, M.; SMETS, B.; BERTELS, L.; ROO, B.D.; LESIV, M.; TSENBABAZAR, N.-E.; HEROLD, M.; FRITZ, S. (2020): Copernicus Global Land Service: Land Cover 100m: collection 3: epoch 2019: Globe (Version V3.0.1) [Datensatz]. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.3939049>
- BUCK-GRAMCKO, A. (1980): Holzeigenschaften von *Liriodendron tulipifera* aus einem niedersächsischen Versuchsanbau. Diplomarbeit, Georg-August-Universität Göttingen. 80 S.
- BUDDE, K.B.; HÖTZEL, S.; MÜLLER, M.; SAMSONIDZE, N.; PAPAGEORGIOU, A.C.; GAILING, O. (2023): Bidirectional gene flow between *Fagus sylvatica* L. and *F. orientalis* LIPSKY despite strong genetic divergence. Forest Ecology and Management 537. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.120947>
- BURCKHARDT (1956): Erfahrungen mit der Orientalischen Buche *Fagus orientalis* LIPSKY als Unterbauholzart in Kiefernbeständen. All-gemeine Forstzeitschrift 11(18): 238–239.
- BURKART, A. (2018): Kulturanleitung für Waldbäume und Wildsträucher. Anleitungen zur Samenernte, Klengung, Samenlagerung und Samenausbeute sowie zur Anzucht von Baum- und Straucharten. WSL Berichte, Bd. 63. Birmesdorf. 104 S.
- BURNS, R.M.; HONKALA, B.H. (1990): Silvics of North America, Volume 2: Hardwoods. U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service, 654
- BÜRVENICH, J.; BALCAR, P.; SEBASTIAN, H. (2012): Kronenkonkurrenz der Winterlinde. AFZ-DerWald 67(17): 22–23.
- BUSSOTTI, F. (1998): *Quercus pubescens* WILLD., 1796. In: STIMM, B.; ROLOFF, A.; LANG, U.M.; WEISBERGER, H. (Hrsg.), Enzyklopädie der Holzgewächse: Handbuch und Atlas der Dendrologie, 12. Erg. Lfg. Wiley, Weinheim, S. 10. <https://doi.org/10.1002/9783527678518>

- BUSSOTTI, F. (1997): *Quercus cerris* LINNÉ, 1753. In: STIMM, B.; ROLOFF, A.; LANG, U.M.; WEISBERGER, H. (Hrsg.), Enzyklopädie der Holzgewächse: Handbuch und Atlas der Dendrologie, 7. Erg. Lfg. Wiley, Weinheim, S. 10.
<https://doi.org/10.1002/9783527678518>
- BUTIN, H.; BRAND, T.; MAIER, W. (2015): *Sirococcus tsugae* – Erreger eines Triebsterbens an *Cedrus atlantica* in Deutschland. Journal für Kulturpflanzen 67(4): 124–128. <https://doi.org/10.5073/JFK.2015.04.02>
- C.A.B. INTERNATIONAL (Hrsg.) (2013): The CABI encyclopedia of forest trees. CABI, Wallingford, Oxfordshire, UK ; Boston, MA.
- CAHILL, J.M. (1984): Western Hemlock (*Tsuga heterophylla* (RAF.) SARG.), FS-240. U.S. GOVERNMENT PRINTING OFFICE. 7 S.
- CAUDULLO, G.; DE RIGO, D. (2021a): *Ulmus* – elms in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In: SAN-MIGUEL-AYANZ, J.; DE RIGO, D.; CAUDULLO, G.; HOUSTON DURRANT, T.; MAURI, A. (Hrsg.), European atlas of forest tree species. Publication Office of the European Union, Luxembourg, S. 186–188.
- CAUDULLO, G.; DE RIGO, D. (2021b): *Acer platanoides* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In: SAN-MIGUEL-AYANZ, J.; DE RIGO, D.; CAUDULLO, G.; HOUSTON DURRANT, T.; MAURI, A. (Hrsg.), European atlas of Forest tree species. Publication Office of the European Union, Luxembourg, S. 54–55.
- CAUDULLO, G.; TINNER, W. (2021): *Abies* – Circum-Mediterranean firs in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In: SAN-MIGUEL-AYANZ, J.; DE RIGO, D.; CAUDULLO, G.; HOUSTON DURRANT, T.; MAURI, A. (Hrsg.), European atlas of forest tree species. Publication Office of the European Union, Luxembourg, S. 50–51.
- CAUDULLO, G.; WELK, E.; SAN-MIGUEL-AYANZ, J. (2023): Chorological data for the main European woody species [Datensatz]. <https://doi.org/10.1732/hr5h2hcg4.16>
- CERVINKA, R.; HÖLTGE, J.; PIRGIE, L.; SCHWAB, M.; SUDKAMP, J.; HALUZA, D.; ARNBERGER, A.; EDER, R.; EBENBERGER, M. (2014): Zur Gesundheitswirkung von Waldlandschaften. BFW-Berichte. Wien. 85 S.
- CHRISTIAN, T. (2019): *Fagus orientalis* - Trees and Shrubs Online. In: Trees and Shrubs Online.
<https://treesandshrubsonline.org/articles/fagus/fagus-orientalis/>. (Zugriff am 19.08.2022)
- COLLIN, E. (2003): Technical guidelines for genetic conservation and use for European white elm (*Ulmus laevis*). International Plant Genetic Resources Institute, Rome. 6 S.
- COLLIN, E.; RUSANEN, M.; ACKZELL, L.; BOHNENS, J.; DE AGUIAR, A.; DIAMANDIS, S.; FRANKE, A.; GIL, L.; HARVENGT, L.; HOLLINGSWORTH, P.; JENKINS, G.; MEIER-DINKEL, A.; MITTEMPERGHER, L.; MUSCH, B.; NAGY, L.; PÂQUES, M.; PINON, J.; PIOU, D.; ROTACH, P.; SANTINI, A.; BROECK, A.V.; WOLF, H. (2004): Methods and progress in the conservation of elm genetic resources in Europe. Invest Agrar: Sist Recur For 13(1): 261–272.
- CONEDERA, M.; GRÜNER, J.; DELB, H.; GEHRING, E.; PROSPERO, S. (2018): Die wichtigsten Krankheiten und Schädlinge der Edelkastanie. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (Hrsg.), Beiträge zur Edelkastanie, LWF Wissen. Freising, S. 71–79.
- CONEDERA, M.; KREBS, P.; GEHRING, E.; WUNDER, J.; HÜLSMANN, L.; ABEGG, M.; MARINGER, J. (2021): How future-proof is Sweet chestnut (*Castanea sativa*) in a global change context? Forest Ecology and Management 494: 119320.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119320>
- COURBET, F.; LAGACHERIE, M.; LADIER, J.; RIPERT, C.; RIOU-NIVERT, P.; HUARD, F.; AMANDIER, L.; PAILLASSA, É. (2012): Atlas Cedar and climate change in France: Assessment and Recommendations
- COX, K.; VANDEN BROECK, A.; VANDER MIJNSBRUGGE, K.; BUITEVELD, J.; COLLIN, E.; HEYBROEK, H.M.; MERGEAY, J. (2014): Interspecific hybridisation and interaction with cultivars affect the genetic variation of *Ulmus minor* and *Ulmus glabra* in Flanders. Tree Genetics & Genomes 10(4): 813–826. <https://doi.org/10.1007/s11295-014-0722-4>
- CREMER, E.; LUCKAS, M.; JANßEN, A. (2019): Aspekte zur Genetik und zum Vermehrungsgut der Flatterulme. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (Hrsg.), Beiträge zur Flatterulme, LWF Wissen, Bd. 83. Freising, S. 13–18.
- DAGENBACH, H. (1981): Der Speierling, ein seltener Baum in unseren Wäldern und Obstgärten. AFZ 36(9/10): 214–217.
- DAGTEKIN, D.; ŞAHAN, E.A.; DENK, T.; KÖSE, N.; DALFES, H.N. (2020): Past, present and future distributions of Oriental beech (*Fagus orientalis*) under climate change projections. PLOS ONE 15(11): e0242280. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0242280>
- DANCKELMANN, B. (1884): Anbauversuche mit ausländischen Holzarten in den Preußischen Staatsforsten. Zeitschrift für Forst- und Jagdwesen 16: 289–315, 345–371.
- DE JAEGERE, T.; HEIN, S.; CLAESSENS, H. (2016): A Review of the Characteristics of Small-Leaved Lime (*Tilia cordata* MILL.) and Their Implications for Silviculture in a Changing Climate. Forests 7(3): 56. <https://doi.org/10.3390/f7030056>
- DE RIGO, D.; ENESCU, C.M.; DURRANT, T.H.; TINNER, W.; CAUDULLO, G. (2016): *Juglans regia* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In: SAN-MIGUEL-AYANZ, J.; DE RIGO, D.; CAUDULLO, G.; HOUSTON DURRANT, T.; MAURI, A. (Hrsg.), European Atlas of Forest Tree Species. Publication Office of the European Union, Luxembourg, S. 103.
- DE RIGO, D.; ENESCU, C.M.; HOUSTON DURRANT, T.; CAUDULLO, G. (2021): *Quercus cerris* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In: SAN-MIGUEL-AYANZ, J.; DE RIGO, D.; CAUDULLO, G.; HOUSTON DURRANT, T.; MAURI, A. (Hrsg.), European atlas of forest tree species. Publication Office of the European Union, Luxembourg, S. 148–149.
- DENGLER, R. (2005): Spitzahorn *Acer platanoides*. Baumdaten Bd. 1: Laubbäume deritec GmbH.
- DENK, T.; GRIMM, G.; STÖGERER, K.; LANGER, M.; HEMLEBEN, V. (2002): The evolutionary history of *Fagus* in western Eurasia: Evidence from genes, morphology and the fossil record. Plant Systematics and Evolution 232(3–4): 213–236.
<https://doi.org/10.1007/s006060200044>
- DIMKE, P. (2025): Waldbauliche Überlegungen zum Speierling. LWF aktuell 149: 18–19.
- DKV (2022): Über uns – DKV Gütegemeinschaft für forstliches Vermehrungsgut e.V.
<https://dkv-net.de/ueber-uns/>. (Zugriff am 12.12.2022)

- DOHRENBUSCH, A. (1984): Bestandesstruktur und Wuchsleistung natürlicher Tannenwälder (*Abies bornmuelleriana* MATTF.) in den Gebirgslagen der nordwestlichen Türkei. In: Mitteilung der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft, Bd. 75. S. 115–126.
- DONG, P.H.; SCHÖBER, R. (1973): Die zottelborkige Hickory, ein liebenswürdiger Exot. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 144: 91–102.
- DÖRKEN, V.M. (2010): Pflanzenporträt: *Acer platanoides* – Spitz-Ahorn (*Aceraceae*). In: Bochumer Botanischer Verein e.V. (Hrsg.), Jahrbuch des Bochumer Botanischen Vereins für das Jahr 2010, Bd. 1. Bochum, S. 180–182.
- DÖRKEN, V.M. (2012): *Sorbus torminalis* – Elsbeere (*Rosaceae*), Baum des Jahres 2011. In: Bochumer Botanischer Verein e.V. (Hrsg.), Jahrbuch des Bochumer Botanischen Vereins für das Jahr 2011, Bd. 3. Bochum, S. 290–295.
- DÖRKEN, V.M. (2017): *Acer campestre* – Feld-Ahorn, Maßholder (*Sapindaceae*), Baum des Jahres 2015. In: Bochumer Botanischer Verein e.V. (Hrsg.), Jahrbuch des Bochumer Botanischen Vereins für das Jahr 2016, Bd. 8. Bochum, S. 152–158.
- DÖRKEN, V.M.; STEINECKE, H. (2017): *Tilia cordata* – Winter-Linde (*Malvaceae*), Baum des Jahres 2016, und weitere Linden. In: Bochumer Botanischer Verein e.V. (Hrsg.), Jahrbuch des Bochumer Botanischen Vereins für das Jahr 2017. Bochum, S. 306–318.
- DÖRKEN, V.M.; STEINECKE, H. (2023): *Fagus sylvatica* – Rot-Buche (*Fagaceae*). In: Bochumer Botanischer Verein e.V. (Hrsg.), Jahrbuch des Bochumer Botanischen Vereins, Bd. 14. S. 253–268.
- DRAGHICI, C.; ABRUDAN, I. (2011): The effect of different stratification methods on the germination of *Acer platanoides* and *Acer campestre* seeds. Bulletin of the Transilvania University of Brasov, Series II: Forestry, Wood Industry, Agricultural Food Engineering Vol. 4(53): 29–34.
- DÜSTERHÖFT, E.; BURGESSMEIR, B.; MAYER, J.; NITSCHKY, N.; SCHÄCHTER, L.; KUNERT, N. (2024): Spätfröste – Probleme mit neuen Baumarten? AFZ-DerWald 79(5): 20–23.
- DWD (2018): Deutschlandwetter im Jahr 2018 – ein außergewöhnliches Wetterjahr mit vielen Rekorden. In: Deutscher Wetterdienst – Wetter und Klima aus einer Hand. https://www.dwd.de/DE/presse/pressemitteilungen/DE/2018/20181228_deutschlandwetter_jahr2018_news.html. (Zugriff am 11.03.2024)
- DWD (2023): Deutschlandwetter im Jahr 2023. https://www.dwd.de/DE/presse/pressemitteilungen/DE/2023/20231229_deutschlandwetter_jahr2023_news.html. (Zugriff am 03.01.2024)
- EATON, E.; CAUDULLO, G.; DE RIGO, D. (2021): *Tilia cordata*, *Tilia platyphyllos* and other limes in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In: SAN-MIGUEL-AYANZ, J.; DE RIGO, D.; CAUDULLO, G.; HOUSTON DURRANT, T.; MAURI, A. (Hrsg.), European atlas of forest tree species. Publication Office of the European Union, Luxembourg, S. 184–185.
- EBERT, H.-P. (2003): Die Behandlung seltener Baumarten, 4. bearb. Aufl. Schriftenreihe der Hochschule für Forstwirtschaft, Rottenburg. Rottenburg am Neckar.
- EBERT, H.-P. (2006): Die Behandlung nicht häufig vorkommender Baumarten (Nebenbaumarten), 5. bearb. Aufl. Schriftenreihe der Hochschule für Forstwirtschaft, Rottenburg. Rottenburg am Neckar.
- ECKENWALDER, J.E. (2009): Conifers of the world: the complete reference, 2. Druck 2013. Timber Press, Portland, London. 720 S.
- EHRING, A.; OSWALD, K. (2010): Der Schwarznussbaum (*Juglans nigra*) – Wertvoll, aber mit hohen Ansprüchen. Wald und Holz 94(5).
- EHRING, A.; STEINACKER, L.; NAGEL, RALF-VOLKER, R.-V. (2019): Anbau von Schwarznuss und Hybridnuss – Wissenschaftliche Erkenntnisse und waldbauliche Erfahrungen, 1000 Exemplare. Mitteilung der Gesellschaft zur Förderung schnellwachsender Baumarten in Norddeutschland e.V.
- EICHBERGER, C.; HEISELMAYER, P. (1995): Die Eibe (*Taxus baccata* L.) in Salzburg: Versuch einer Monographie = The yew (*Taxus baccata* L.) in Salzburg. Sauteria. WUV-Univ.-Verl, Wien Salzburg. 128 S.
- ENESCU, C.M.; DE RIGO, D.; HOUSTON DURRANT, T.; CAUDULLO, G. (2021): *Sorbus domestica* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In: SAN-MIGUEL-AYANZ, J.; DE RIGO, D.; CAUDULLO, G.; HOUSTON DURRANT, T.; MAURI, A. (Hrsg.), European atlas of forest tree species. Publication Office of the European Union, Luxembourg, S. 178.
- ERDOGAN, V.; MEHLENBACHER, S.A. (2000): Interspecific Hybridization in Hazelnut (*Corylus*). Journal of the American Society for Horticultural Science 125(4): 489–497. <https://doi.org/10.21273/JASHS.125.4.489>
- ETH ZÜRICH (Hrsg.) (2002): Mitteleuropäische Waldbaumarten: Artbeschreibung und Ökologie unter besonderer Berücksichtigung der Schweiz. 248 S.
- EUFORGEN (2011): Distribution map of *Abies bornmuelleriana*.
- EVERS, J.; DAMMANN, I.; KÖNIG, N.; PAAR, U.; STÜBER, V.; SCHULZE, A.; SCHMIDT, M.; SCHÖNFELDER, E.; EICHHORN, J. (2019): Waldbodenzustandsbericht für Niedersachsen und Bremen: Ergebnisse der zweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt. Göttingen University Press, Göttingen. <https://doi.org/10.17875/gup2019-1162>
- FALK, W.; KLEMMT, H.-J.; BINDER, F.; REGER, B. (2016): Die Winterlinde – Standort, Wachstum und waldbauliche Behandlung in Bayern. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (Hrsg.), Beiträge zur Winterlinde, LWF Wissen, Bd. 78. Freising, S. 20–29.
- FAN, S.; GROSSNICKLE, S.C.; RUSSELL, J.H. (2008): Morphological and physiological variation in western redcedar (*Thuja plicata*) populations under contrasting soil water conditions. Trees 22(5): 671–683. <https://doi.org/10.1007/s00468-008-0225-8>
- FANAL, A.; MAHY, G.; FAYOLLE, A.; MONTY, A. (2021): Arboreta reveal the invasive potential of several conifer species in the temperate forests of western Europe. NeoBiota 64: 23–42. <https://doi.org/10.3897/neobiota.64.56027>
- FARJON, A. (2017): A handbook of the world's conifers, Second, revised edition. Brill, Leiden; Boston. 1154 S.
- FAUST, K.; FUSSI, B. (2011): Erhaltung und Vermehrung einer seltenen und wertvollen Baumart. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (Hrsg.), Beiträge zur Elsbeere, LWF Wissen. Freising, S. 17–21.
- FAUST, K.; FUSSI, B. (2018): Genetik und Vermehrungsgut der Esskastanie. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (Hrsg.), Beiträge zur Edelkastanie, LWF Wissen, Bd. 81. Freising, S. 14–19.

- FELBERMEIER, B.; MARVIE-MOHADJER, M.R. (2012): *Fagus orientalis* LIPSKY, 1894. In: STIMM, B.; ROLOFF, A.; LANG, U.M.; WEISBERGER, H. (Hrsg.), Enzyklopädie der Holzgewächse: Handbuch und Atlas der Dendrologie, Bd. 62. Ergänzende Lieferung. Wiley, Weinheim, S. 14. <https://doi.org/10.1002/9783527678518>
- FLØISTAD, I.S.; NYEGGEN, H.; SKAGE, J.-O. (2015): Testing species of genus *Abies* for Christmas tree production in Norway. *Scandinavian Journal of Forest Research* 30(8): 653–663. <https://doi.org/10.1080/02827581.2015.1062131>
- FORSTBÜRO OBERBAYERN (2013): Erfassung und Dokumentation genetischer Ressourcen der Flaum-Eiche (*Quercus pubescens*) der Elsbeere (*Sorbus torminalis*) und des Speierlings (*Sorbus domestica*) in Deutschland. – Untersuchungen zur Elsbeere [Endbericht]. 109 S.
- FORSTER, M.; FALK, W.; REGER, B. (2019): Klima-Boden-Baumartenwahl. Praxishilfe, Bd. I. Freising. 107 S.
- FOWELLS, H.A. (1965): *Silvics of forest trees of the United States*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, 271
- FRANIĆ, I.; PROSPERO, S.; HARTMANN, M.; ALLAN, E.; AUGER-ROZENBERG, M.; GRÜNWALD, N.J.; KENIS, M.; ROQUES, A.; SCHNEIDER, S.; SNIEZKO, R.; WILLIAMS, W.; ESCHEN, R. (2019): Are traded forest tree seeds a potential source of nonnative pests? *Ecological Applications* 29(7). <https://doi.org/10.1002/eap.1971>
- FREI, J. (2019): Die Walnuss: alle in Mitteleuropa kultivierten Arten: Botanik, Geschichte, Kultur. AT Verlag, Aarau München. 239 S.
- FRISCHBIER, N. (2020): Der Baumhasel- und Nussarten-Anbauversuch im Thüringer Forstrevier Hummelshain. Neue Ergebnisse aus der angewandten Waldforschung (39/2020): 83–97.
- FRISCHBIER, N.; DAMM, C.; WOHLWEND, M.; AAS, G.; WAGNER, S. (2017): Zur Naturverjüngung der Westlichen Hemlocktanne (*Tsuga heterophylla* (RAF.) SARG.) in Kleinbeständen in Thüringen. *forstarchiv* 88: 131–135. <https://doi.org/10.4432/0300-4112-88-131>
- FRISCHBIER, N.; ŠEHO, M.; NIKOLOVA, P.S. (2024): Erste Ergebnisse aus Herkunftsversuchen mit der Baumhasel. *AFZ-DerWald* (12): 34–38.
- FRITJOF, H. (o.J.): Borkenkäfer stärker verbreitet: auch an *Thuja* & Co. Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen.
- FRITSCH, M.; KAMP, T. (2013a): Erfassung und Dokumentation genetischer Ressourcen des Feld-Ahorns (*Acer campestre*) und der Eibe (*Taxus baccata*) in Deutschland – Untersuchungen zur Eibe [Endbericht]. Neukirchen b. Hl. Blut. 85 S.
- FRITSCH, M.; KAMP, T. (2013b): Erfassung und Dokumentation genetischer Ressourcen der Flaum-Eiche (*Quercus pubescens*) der Elsbeere (*Sorbus torminalis*) und des Speierlings (*Sorbus domestica*) in Deutschland – Untersuchungen zur Flaum-Eiche. [Endbericht]. Neukirchen b. Hl. Blut. 115 S.
- FRITSCH, M.; KAMP, T. (2014): Erfassung und Dokumentation genetischer Ressourcen des Feld-Ahorns (*Acer campestre*) und der Eibe (*Taxus baccata*) in Deutschland – Untersuchungen zum Feld-Ahorn [Endbericht]. Neukirchen b. Hl. Blut. 75 S.
- FROMM, M. (2001): Reproduktion einer entomophilen Baumart in geringer Populationsdichte. doctoralThesis. <https://ediss.uni-goettingen.de/handle/11858/00-1735-0000-0006-B1B4-A>
- GADOW, K. VON; GUERICKE, M.; ALBERT, M.; HEYDECKE, H. (2003): Untersuchungen zum Wachstum des Spitzahorns (*Acer platanoides* L.). *Forst und Holz* 58(22): 679–684.
- GAUER, J.; ALDINGER, E. (Hrsg.) (2005): *Waldökologische Naturräume Deutschlands – Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke – mit Karte 1:1.000.000*. Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung. Freiburg.
- GAUTHIER, M.-M.; JACOBS, D.F. (2019): Photosynthetic parameters of *Juglans nigra* trees are linked to cumulative water stress. *Canadian Journal of Forest Research* 49(7): 752–758. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2018-0355>
- GONZALES, J.S. (2004): Growth, Properties and uses of Western Red Cedar (*Thuja plicata* DONN EX D. DON). Forintek Canada Corp. Vancouver.
- GOSSNER, M.M. (2016): Eingeführte Baumarten in Mitteleuropa – Auswirkungen auf Arthropodengemeinschaften und Wechselwirkung zwischen Arten. In: KRUMM, F.; VÍTKOVÁ, L. (Hrsg.), Eingeführte Baumarten in europäischen Wäldern. European Forest Institute, S. 284–303.
- GÖTZ, B.; WOLF, C. (2004): *Tilia cordata* MILLER, 1888. In: STIMM, B.; ROLOFF, A.; LANG, U.M.; WEISBERGER, H. (Hrsg.), Enzyklopädie der Holzgewächse: Handbuch und Atlas der Dendrologie, Bd. 38. Erg. Lfg. Wiley, Weinheim, S. 16. <https://doi.org/10.1002/9783527678518>
- GRAEBENER, L. (1911): Die in Deutschland winterharten Juglandaceen. Mitteilung der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft (20): 186–219.
- GRANEY, D.L. (1990): *Carya ovata* (MILL.) K. KOCH. In: BURNS, R.M.; HONKALA, B.H. (Hrsg.), *Silvics of North America, Volume 2: Hardwoods, Agriculture handbook*, Bd. 654. U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service u.a., Washington, S. 219–225.
- GROSSER, D. (2011): Das Holz der Elsbeere – Eigenschaften und Verwendung. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (Hrsg.), Beiträge zur Elsbeere, LWF Wissen, Bd. 67. Freising, S. 29–36.
- GROSSER, D. (1996): Das Holz der Hainbuche – Seine Eigenschaften und seine Verwendung. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (Hrsg.), Beiträge zur Hainbuche, LWF Wissen, Bd. 12. Freising, S. 60–66.
- GROSSER, D.; EHMCKE, G. (2015): Das Holz des Feldahorns – Eigenschaften und Verwendung. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (Hrsg.), Beiträge zum Feldahorn, LWF Wissen, Bd. 77. Freising, S. 46–53.
- GROSSER, D.; EHMCKE, G. (2016): Das Holz der Winterlinde – Eigenschaften und Verwendung. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (Hrsg.), Beiträge zur Winterlinde, LWF Wissen, Bd. 78. Freising, S. 38–44.
- GROSSONI, P. (2000): *Pinus nigra* ARNOLD, 1785. In: STIMM, B.; ROLOFF, A.; LANG, U.M.; WEISBERGER, H. (Hrsg.), Enzyklopädie der Holzgewächse: Handbuch und Atlas der Dendrologie, 19. Erg. Lfg. Wiley, Weinheim, S. 14. <https://doi.org/10.1002/9783527678518>

- GROTEHUSMANN, H. (unveröffentlicht): Interne Auswertungen der Linden-Versuche. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt.
- GUILLEMOT, J.; KLEIN, E.K.; DAVI, H.; COURBET, F. (2015): The effects of thinning intensity and tree size on the growth response to annual climate in *Cedrus atlantica*: a linear mixed modelling approach. *Annals of Forest Science* 72(5): 651–663.
<https://doi.org/10.1007/s13595-015-0464-y>
- GULDER, H.-J. (1996): Das Wurzelwerk der Hainbuche. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (Hrsg.), Beiträge zur Hainbuche, LWF Wissen, Bd. 12. Freising, S. 26–32.
- HAASE, B.; LEMMEN, P. (2015): Der Edelkastanien-Herkunftsversuch in Rheinland-Pfalz. In: Die Edelkastanie am Oberrhein – Aspekte ihrer Ökologie, Nutzung und Gefährdung – Ergebnisse aus dem EU Interreg IV A Oberrhein-Projekt, Mitteilung aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz. Trippstadt, S. 57–72.
- HÄBERLE, K.-H. (2011): *Acer campestre* LINNÉ, 1753. In: STIMM, B.; ROLOFF, A.; LANG, U.M.; WEISBERGER, H. (Hrsg.), Enzyklopädie der Holzgewächse: Handbuch und Atlas der Dendrologie, Bd. 59 Erg. Lfg. Wiley, Weinheim, S. 12.
<https://doi.org/10.1002/9783527678518>
- HAINZINGER, C. (1998): Die Landwirtschaft in der Türkei. Entwicklung und historische Hintergründe. GRIN Verlag, München. 27 S.
- HANSEN, J.; NAGEL, J. (2014): Waldwachstumskundliche Softwaresysteme auf Basis von TreeGroSS – Anwendung und theoretische Grundlagen. Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt. Univ.-Verl. Göttingen, Göttingen. 224 S.
<https://doi.org/10.17875/gup2014-757>
- HAPPE, J. (1994): Verbreitung der Sommerlinde (*Tilia platyphyllos*, SCOP.) in Nordrhein-Westfalen. *Natur und Heimat – Floristische, faunistische und ökologische Berichte* 54(1): 1–9.
- HAUSL-HOFSTÄTTER, U. (2018): Die Edelkastanien-Gallwespe *Dryocosmus kuriphilus* YASUMATSU, 1951 (Hymenoptera, Cynipidae) und ihr Parasitoid *Torymus sinensis* KAMIJO, 1982 (Hymenoptera, Torymidae), zwei Neozoa in der Steiermark. *Joannea Zoologie* 16: 35–40.
- HEBDA, A.; KEMPF, M.; WACHOWIAK, W.; PLUCIŃSKI, B.; KAUZAL, P.; ZWIJACZ-KOZICA, T. (2021): Hybridization and introgression of native and foreign *Sorbus* tree species in unique environments of protected mountainous areas. *AoB PLANTS* 13(1): plaa070.
<https://doi.org/10.1093/aobpla/plaa070>
- HEIN, S.; EHRING, A.; KOHNLE, U. (2014): Wachstumskundliche Grundlagen für die Wertholzproduktion mit der Edelkastanie (*Castanea sativa* MILL.). *Allgemeine Forst und Jagdzeitung* 185: 1–16.
- HENNON, P.E. (1999): *Tsuga heterophylla* (RAF.) SARG., 1898. In: Stimm B., Roloff A., Lang U.M., Weisberger H. (Hrsg.), Enzyklopädie der Holzgewächse: Handbuch und Atlas der Dendrologie, Bd. 17. Erg. Lfg. Wiley, Weinheim, S. 8.
<https://doi.org/10.1002/9783527678518>
- HESSENFORST (2017): Betriebsstichprobe – Aufnahmeanweisung
- HEUER, L.; PETE, J. (1998): Spitzahorn ist eine forstlich interessante Baumart. *AFZ-DerWald* 53(18): 956–958.
- HEYDECK, P.; MAJUNKE, C. (2002): Gefährdung ausgewählter ausländischer Baumarten durch biotische und abiotische Schadeinwirkungen. In: Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg, Landesforstanstalt Eberswalde (Hrsg.), Ausländische Baumarten in Brandenburgs Wäldern. Eberswalde und Potsdam, S. 172–180.
- HOFFMANN, R. (1942): Untersuchungen über die Keimung und das Jugendwachstum der Schwarz- und Walnuss. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 64(3/4): 59–91.
- HÖFLE, H.H. (2003): Erfahrungen bei der Bewirtschaftung und Vermarktung des Spitzahorns im Niedersächsischen Forstamt Bovenden. *Forst und Holz* 58(22): 685–688.
- HOFMANN, M.; VOLMER, K.; HARDTKE, A. (2024): Empfohlene Herkünfte forstlichen Vermehrungsgutes für Hessen (Herkunftsempfehlungen) – Stand: 2024. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA), Hann. Münden. 71 S.
- HOFMANN, M. (2014): Dienende Baumart mit Potenzial nach oben? Ergebnisse eines Hainbuchen-Herkunftsversuches in Niedersachsen. *Landbauforschung – Applied Agricultural and Forestry Research* 64(2): 99–106. https://doi.org/10.3220/LBF_2014_99-106
- HOFMANN, W. (1962): Der Speierling in Franken. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 81(5): 148–155.
<https://doi.org/10.1007/BF02739386>
- HÖLTKE, A.; BUSCHBOM, J.; KÄTZEL, R. (2012): Die Artintegrität unserer heimischen Eichen *Quercus robur*, *Q. petraea* und *Q. pubescens* aus genetischer Sicht. *Allgemeine Forst und Jagdzeitung* 5–6: 100–110.
- HÖLTKE, A.M.; HOFMANN, M.; STEINER, W. (2022): Douglasie ist nicht gleich Douglasie – zur Bedeutung von Herkünften und genetischen Ressourcen. *Waldzustandsbericht 2022 für Sachsen-Anhalt*: 39–42. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.7152959>
- HRIVNÁK, M.; PAULE, L.; KRAJMEROVÁ, D.; KULAÇ, Ş.; ŞEVIK, H.; TURNA, İ.; TVAURI, I.; GÖMÖRY, D. (2017): Genetic variation in Tertiary relics: The case of eastern-Mediterranean *Abies* (*Pinaceae*). *Ecology and Evolution* 7(23): 10018–10030.
<https://doi.org/10.1002/ece3.3519>
- HUBER, G. (2011): Neue Tests für Schwarzkiefern-Herkünfte in Bayern im Hinblick auf den Klimawandel. *Forstarchiv* (82): 134–141.
<https://doi.org/10.4432/0300-4112-82-134>
- HUBER, G. (2013): *Bornmuelleriana*-Wälder in der Türkei. *LWF aktuell* 92(1): 19–22.
- HUBER, G.; ŠEHO, M. (2016): Die Schwarzkiefer – eine Alternative für warm-trockene Regionen. *LWF aktuell* (3): 17–20.
- HUBER, G.; ŠEHO, M. (2021): Alternative Baumarten für Mitteleuropa – Eine Forschungsreise zur Atlaszeder nach Algerien und Marokko. In: *Waldbau Weltweit 2.0: Festschrift anlässlich der Verabschiedung von Prof. Dr. Dr. Reinhard Mosandl*, Forstliche Forschungsberichte München, Bd. 219. Zentrum Wald Forst Holz Weißenstephan, Freising, S. 97–111.
- HUBER, G.; STORZ, C. (2014): Zedern und Riesenlebensbaum – welche Herkünfte sind bei uns geeignet? In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (Hrsg.), Forstgenetik, Forstgenressourcen und Forstvermehrungsgut, LWF Wissen, Bd. 74. S. 63–71.

- HÜBNER, C.; HEITZ, R.; LÜPKE, M.; FUSSI, B.; THURM, E.A.; UHL, E. (2019): Die Edelkastanie – ist sie die Rettung? LWF aktuell 123: 32–35.
- HURLING, R.; HEIN, C.; HEMMER, L.; ROMMERSKIRCHEN, A. (2023): NW-FVA Waldschutzinfo 2023-06 – Prachtkäferbefall an Eiche: Verlust ganzer Eichenwälder droht. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA), Göttingen. 3 S. <https://doi.org/10.5281/zenodo.8302114>
- HUSMANN, K.; SABOROWSKI, J.; HAPLA, F. (2013): Ursachenanalyse der Ringschäle bei Edelkastanie (*Castanea sativa* [MILL.]) in Rheinland-Pfalz. Forstarchiv 84(4): 107–118. <https://doi.org/10.4432/0300-4112-84-107>
- INSTITUT FÜR WALDBAU GÖTTINGEN (Hrsg.) (1982): Die Einheimischen und die wichtigsten fremdländischen Baumarten. Aus dem Institut für Waldbau, Abteilung für Waldbau der Tropen und Naturwaldforschung, 3. Göttingen. 273 S.
- IPCC (2023): Sections. In: Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, First. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Geneva, Switzerland. <https://doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647>
- JAGEL, A.; DÖRKEN, V.M. (2019): *Abies nordmanniana* – Nordmann-Tanne (*Pinaceae*), der Tannenbaum. In: Bochumer Botanischer Verein e.V. (Hrsg.), Jahrbuch des Bochumer Botanischen Vereins für das Jahr 2018, Bd. 10. Bochum, S. 189–198.
- JAGEL, A.; HETZEL, I. (2017): *Juglans regia* – Echte Walnuss, Walnussbaum (*Juglandaceae*). In: Bochumer Botanischer Verein e.V. (Hrsg.), Jahrbuch des Bochumer Botanischen Vereins für das Jahr 2016, Bd. 8. Bochum, S. 260–269.
- JANSEN, A.; ŠEHO, M.; KAVALIAUSKAS, D.; FUSSI, B.; HUBER, G.; HAUMAIER, H.; SCHNEIDER, M.; JENNER, R.; JENNER, R. (2021): Anbaueignung von Herkunftsfleuten der Atlaszeder (*Cedrus atlantica*), Libanonzeder (*Cedrus libani*) und Baumhasel (*Corylus colurna*) in Deutschland: Schlussbericht zum Vorhaben: Laufzeit: 1. Oktober 2015 – 31. Dezember 2020 [Bericht]. Bayerisches Amt für Waldgenetik (AWG). 68 S. <https://doi.org/10.2314/KXP:1837058474>
- JANSSEN, G.; HEWICKER, H.-A. (2006): Die Flatterulme (*Ulmus laevis* PALL.) in Schleswig-Holstein – Verbreitung, Habitat und Vergesellschaftung, Gefährdung und Schutz. Drosera 2006: 47–66.
- JOACHIM, M.; KNOKE, T. (1998): Die Nordmannstanne (*Abies nordmanniana*): Christbaum oder echte Alternative zur Weißtanne? Allgemeine Forst und Jagdzeitung 169(10–11): 185–192.
- JOHANN, K. (1993): DESER-Norm 1993. Normen der Sektion Ertragskunde im Deutschen Verband Forstlicher Forschungsanstalten zur Aufbereitung von waldwachstumskundlichen Dauerversuchen. Tagungsbericht der Jahrestagung 2016 der Sektion Ertragskunde im DVFFA in Unterreichenbach-Kapfenhardt: 96–104.
- JOHN, V.; STAPPER, N.J. (2015): Schwarznuss (*Juglans nigra*) in Auwäldern am Rhein als Bedeutender Trägerbaum für Flechten und Moose in Rheinland-Pfalz. Herzogia 28(2): 405–429. <https://doi.org/10.13158/heia.28.2.2015.405>
- JOTZ, S.; KONOLD, W.; SEGATZ, E.; MAZOMEIT, J.; JOHN, V.; STAPPER, N. (2020): Untersuchungen über die Integration der Schwarznuss (*Juglans nigra* L.) in die Waldökosysteme der Pfälzer Rheinebene. Mitteilung aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz. Trippstadt.
- JUREK, J.; WEIHS, U. (1998): Der Spitzahorn im Stadtwald Northeim – Kleinstandörtliches Vorkommen und Wachstum. Forst und Holz 53(1): 15–18.
- JÜTTNER (1955): Eiche, mäßige Durchforstung. In: SCHÖBER, R. (Hrsg.), Ertragstabellen wichtiger Baumarten bei verschiedener Durchforstung, Vierte Auflage. J. D. Sauerländer's Verlag, 1995, Frankfurt am Main, S. 12–19.
- KAHLE, M. (2004): Untersuchungen zum Wachstum der Elsbeere (*Sorbus torminalis* [L.] CRANTZ) am Beispiel einiger Mischbestände in Nordrhein-Westfalen. Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten, Landesamt für Agrarordnung Nordrhein-Westfalen. Landesanst. für Ökologie, Bodenordnung und Forsten, Recklinghausen. 154 S.
- KAMM, U.W. (2008): Landscape genetics of a rare, naturally scattered, temperate forest tree (*Sorbus domestica*). ETH Zurich. <https://doi.org/10.3929/ETHZ-A-005663685>
- KAMP, T.; FRITSCH, M. (2013): Erfassung und Dokumentation genetischer Ressourcen der Flaum-Eiche (*Quercus pubescens*), der Elsbeere (*Sorbus torminalis*) und des Speierlings (*Sorbus domestica*) in Deutschland – Untersuchungen zum Speierling [Bericht]. Neukirchen b. Hl. Blut.
- KANDEMIR, G.; KAYA, Z. (2009): EUFORGEN Technical Guidelines for genetic conservation and use of oriental beech (*Fagus orientalis*)
- KARGER, D.N.; CONRAD, O.; BÖHNER, J.; KAWOHL, T.; KREFT, H.; SORIA-AUZA, R.W.; ZIMMERMANN, N.E.; LINDER, H.P.; KESSLER, M. (2021): Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas CHELSA V2.1 (current) (Version 2.1) [Datensatz]. EnviDat. <https://doi.org/10.16904/ENVIDAT.228.V2.1>
- KÄTZEL, R.; BECKER, F.; SCHROEDER, J.; GLATTHORN, J.; HÖLTKEN, A.; LÖFFLER, S. (2012): Flaum- und Zerr-Eiche in Brandenburg - Alternative Baumarten im Klimawandel? Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 49: 23–36.
- KÄTZEL, R.; KAMP, T.; HÖLTKEN, A.; BECKER, F.; RIEDERER, H.; SCHROEDER, J. (2014): Die Vorkommen der Flaum-Eiche und ihrer Hybriden nördlich der Alpen. Landbauforschung Volkenrode 64: 73–84. https://doi.org/10.3220/LBF_2014_73-84
- KAUSCH-BLECKEN VON SCHMELING, W. (2011): Die Elsbeere – *Sorbus torminalis* L. In: Schutzgemeinschaft Deutscher Wald (SDW) (Hrsg.), Baum des Jahres 2011, Wald. Deine Natur. Bonn.
- KAUSCH-BLECKEN VON SCHMELING, W. (1994): Die Elsbeere: *Sorbus torminalis* CRANTZ, Neu bearb., 2. Ausg. KAUSCH-BLECKEN VON SCHMELING, Bovenden.
- KAUSCH-BLECKEN VON SCHMELING, W. (2000): Der Speierling: *Sorbus domestica* L., 2., überarb. Aufl. Selbstverl., Bovenden. 184 S.
- KAVALIAUSKAS, D.; RAU, B.; FUSSI, B.; ŠEHO, M. (2021): Erhaltung und Förderung des Speierlings in Bayern. AFZ-DerWald (16): 12–15.
- KAVALIAUSKAS, D.; RAU, B.; FUSSI, B.; ŠEHO, M. (2024): Bewertung von Erntebeständen der Hainbuche in Bayern. AFZ-DerWald 79(4): 39–43.

- KAYA, Z.; SKAGGS, A.; NEALE, D.B. (2008): Genetic differentiation of *Abies equi-trojani* (ASCH. & SINT. EX BOISS) MATTF. populations from Kazdağı, Turkey and the genetic relationship between Turkish firs belonging to the *Abies nordmanniana* SPACH complex. Turkish Journal of Botany 32: 1–10.
- KIESSLING, H.; KONRAD, H.; SCHÜTT, R. (Hrsg.) (2024): SPEIERLING (*Sorbus domestica*) BUCHzumBAUM. Eigenverlag, Engekhartstetten. 528 S.
- KINDEL, K.-H. (1990): Biologie und Systematik der in Mitteleuropa forstlich anbaubaren Juglandaceen. Allgemeine Forstzeitschrift 48: 1222–1226.
- KLEBER, A.; REITER, P.; EHRHART, H.-P.; MATTHES, U. (2020a): Flaumeiche (*Quercus pubescens* WILLD.). Steckbriefe Ergänzende Baumarten
- KLEBER, A.; REITER, P.; MATTHES, U. (2020b): Atlaszeder (*Cedrus atlantica* [ENDL.] MANETTI). Steckbriefe Ergänzende Baumarten
- KLEBER, A.; REITER, P.; MATTHES, U. (2020c): Baumhasel (*Corylus colurna* L.). Steckbriefe Ergänzende Baumarten
- KLEBER, A.; REITER, P.; MATTHES, U.; EHRHART (2020d): Zerreiche (*Quercus cerris* L.). Steckbriefe Ergänzende Baumarten
- KLEMMT, H.-J.; FALK, W.; BICKEL, E. (2012): Wie wächst die Schwarzkiefer? LWF aktuell 89: 41–45.
- KLEMMT, H.-J.; REGER, B.; FALK, W.; KUNZ, J. (2015): Der Feldahorn – Vorkommen und Wachstum in Bayern. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (Hrsg.), Beiträge zum Feldahorn, LWF Wissen, Bd. 77. Freising, S. 30–39.
- KLEMP, C.-D. (1990): Überlegungen zum Anbau der Walnuß im Wald. Allgemeine Forstzeitschrift 48: 1234–1235.
- KNIESEL, B.; KÖHLER, D.; ROLOFF, A. (2016): *Tilia platyphyllos* SCOPOLI, 1771. In: STIMM, B.; ROLOFF, A.; LANG, U.M.; WEISBERGER, H. (Hrsg.), Enzyklopädie der Holzgewächse: Handbuch und Atlas der Dendrologie, Bd. 67. Erg.Lfg. Wiley, Weinheim, S. 20. <https://doi.org/10.1002/9783527678518>
- KOCH, P. (1985): Utilization of Hardwoods Growing on Southern Pine Sites – Volume 1. Agriculture Handbook, Bd. 1. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C. 1426 S.
- KÖHL, M.; PLUGGE, D.; GUTSCH, M.; LASCH-BORN, P.; MÜLLER, M.; REYER, C. (2017): Wald und Forstwirtschaft. In: Klimawandel in Deutschland – Entwicklung, Folgen, Risiken und Perspektiven. Springer, Berlin Heidelberg, S. 193–201. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-50397-3>
- KÖHLER, M.; GORGES, J.; ANDERMAHR, D.; KÖLZ, A.; LEDER, B.; NAGEL, R.; METTENDORF, B.; LE THIEC, D.; SKIADAREISIS, G.; KURZ, M.; SPERISEN, C.; SEIFERT, T.; CSILLÉRY, K.; BAUHUS, J. (2024): A Direct Comparison of the Radial Growth Response to Drought of European Beech and Oriental Beech Clusters from the Greater Caucasus and Turkish Black Sea Coast [preprint]. SSRN. <https://doi.org/10.2139/ssrn.4735979>
- KOHNLE, U.; ŠEHO, M. (2023): Schwarzkiefer auf schwierigen Standorten. AFZ-DerWald (18/2023): 28–31.
- KÖLLING, C.; MÜLLER-KROEHLING, S. (2011): Standörtliche Möglichkeiten für den Anbau der Elsbeere in Bayern. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (Hrsg.), Beiträge zur Elsbeere, LWF Wissen, Bd. 67. Freising, S. 13–16.
- KÖLLING, C.; SCHMIDT, O. (2013): Die Lüge der Überlebenden – Wie unsere Urteile über Chancen und Risiken verzerrt werden können. LWF aktuell (96): 22–24.
- KÖLLING, C.; TAEGER, S.; MELLERT, K.-H.; FALK, W. (2015): Der Feldahorn als Anbaualternative im Waldumbau: Klima- und Bodenansprüche. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (Hrsg.), Beiträge zum Feldahorn, LWF Wissen, Bd. 77. Freising, S. 22–29.
- KÖNIG, A.O. (2012): *Cedrus atlantica* (ENDL.) MANETTI ex CARRIÈRE, 1867. In: STIMM, B.; ROLOFF, A.; LANG, U.M.; WEISBERGER, H. (Hrsg.), Enzyklopädie der Holzgewächse: Handbuch und Atlas der Dendrologie, 60. Erg.Lfg. Wiley, Weinheim. <https://doi.org/10.1002/9783527678518>
- KORN, S. (2004): Experimentelle Untersuchung der Wasseraufnahme und der hydraulischen Eigenschaften des Wurzelsystems von sechs heimischen Baumarten. Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultäten der Georg-August-Universität zu Göttingen, Georg-August-University Göttingen. <https://doi.org/10.53846/goediss-391>
- KÖSTLER, J.N.; BRÜCKNER, E.; BIBELRIETHER, H. (1968): Die Wurzeln der Waldbäume – Untersuchungen zur Morphologie der Waldbäume in Mitteleuropa. Verlag Paul Parey, Hamburg. 284 S.
- KOWARIK, I. (1985): Die Zerreiche (*Quercus cerris* L.) und andere wärmeliebende Gehölze auf Berliner Bahnanlagen. Berliner Naturschutzblätter
- KRAMER, H.; AKÇA, A. (2008): Leitfaden zur Waldmesslehre, 5., überarb. Aufl. Sauerländer, Frankfurt am Main. 226 S.
- KROIHER, F.; MICHLER, B.; KRÜGER, I.; MICHEL, A.K.; STORCH, F.; BOLTE, A.; AMMER, C.; KLEINSCHMIT, J.; MEYER, P.; SEEBACH, L.; EICHENBERG, D.; GOSSNER, M.M.; SCHMITZ, F.; VOLZ, H.-A. (2022): Fachworkshop „Nationales Biodiversitätsmonitoring im Wald (NaBioWald)“ am 2. und 3. November 2021 in Braunschweig. Thünen Working Paper, Bd. 189. Braunschweig. 95 S. <https://doi.org/10.3220/WP1647518756000>
- KUNZ, J.; MELLERT, K.-H.; FORSTER, M.; FALK, W.; ŠEHO, M.; REGER, B.; KLEMMT, H.-J. (2020): Klima-Boden-Baumartenwahl. Praxishilfe, Bd. II. Freising. 124 S.
- KURZ, M. (2018): Evidence for hybridization between exotic *Fagus orientalis* and native *Fagus sylvatica* in a forest stand of Switzerland: 45.
- KURZ, M.; KÖLZ, A.; GORGES, J.; PABLO CARMONA, B.; BRANG, P.; VITASSE, Y.; KOHLER, M.; REZZONICO, F.; SMITS, T.H.M.; BAUHUS, J.; RUDOW, A.; KIM HANSEN, O.; VATANPARAST, M.; SEVIK, H.; ZHELEV, P.; GÖMÖRY, D.; PAULE, L.; SPERISEN, C.; CSILLÉRY, K. (2023): Tracing the origin of Oriental beech stands across Western Europe and reporting hybridization with European beech – Implications for assisted gene flow. Forest Ecology and Management 531: 120801. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.120801>

- LADOS, B.; BENKE, A.; BOROVICS, A.; ATTILA, K.; MOLNÁR, C.; NAGY, L.; GY TOTH, E.; CSEKE, K. (2024): What we know about Turkey oak (*Quercus cerris* L.) – from evolutionary history to species ecology. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 97. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpae035>
- LAVISCI, P.; SCALBERT, A.; MASSON, D.; JANIN, G. (1991): Quality of Turkey Oak (*Quercus cerris* L.) Wood. I. Soluble and Insoluble Proanthocyanidins. *Holzforschung* 45(4): 291–296. <https://doi.org/10.1515/hfsg.1991.45.4.291>
- LAZIC, D.; GEORGE, J.-P.; RUSANEN, M.; BALLIAN, D.; PFATTNER, S.; KONRAD, H. (2022): Population Differentiation in *Acer platanoides* L. at the Regional Scale – Laying the Basis for Effective Conservation of Its Genetic Resources in Austria. *Forests* 13(4): 552. <https://doi.org/10.3390/f13040552>
- LEHMANN, M.; BIANKA, Z. (2016): Borkenkäfer an zypressenartigen Koniferen. Landesamt für Ländliche Entwicklung Landwirtschaft und Flurneuordnung.
- LEUSCHNER, C.; ELLENBERG, H. (2017): Ecology of Central European Forests: Vegetation Ecology of Central Europe, Volume I. Springer International Publishing, Cham. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-43042-3>
- LIESEBACH, M.; SCHNECK, D. (2022): Herkunftsangaben für alternative Baumarten möglich. *AFZ-DerWald* (22): 36–40.
- LIESEBACH, M.; WOLF, H.; BEEZ, J. (2021): 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. Johann Heinrich von Thünen-Institut, DE.
- LÖBF (Hrsg.) (1981a): *Thuja plicata* DONN EX D. DON: = Riesenlebensbaum. In: Merkblatt über fremdländische Baumarten. Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen.
- LÖBF (Hrsg.) (1981b): *Liriodendron tulipifera* L.: = Tulpenbaum. In: Merkblatt über fremdländische Baumarten. Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen.
- LÖBF (Hrsg.) (1982a): *Carya ovata* K. KOCH: = Zottelborkige Hickory. In: Merkblatt über fremdländische Baumarten. Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen.
- LÖBF (Hrsg.) (1982b): *Juglans nigra* L.: = Schwarznuß, Amerikanischer Nußbaum. In: Merkblatt über fremdländische Baumarten. Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen.
- LÖBF (Hrsg.) (1983): *Tsuga heterophylla* SARG.: = Westliche Hemlock; westliche Schierlingstanne. In: Merkblatt über fremdländische Baumarten. Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen.
- LÖBF (Hrsg.) (1985): *Castanea sativa* MILL.: = Eßkastanie. In: Merkblatt über fremdländische Baumarten. Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen.
- LÖBF (Hrsg.) (1987a): *Abies nordmanniana* SPACH: = Nordmannstanne. In: Merkblatt über fremdländische Baumarten. Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen.
- LÖBF (Hrsg.) (1987b): *Pinus nigra* ARNOLD: = Schwarzkiefer. In: Merkblatt über fremdländische Baumarten. Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen.
- LOBINGER, G.; BURKARDT, K.; DELB, H.; HAHN, A.; HEIN, C.; HURLING, R.; ROHDE, M.; ROMMERSKIRCHEN, A.; WONSACK, D. (2024): Eichenprachtkäfer und Eichensterben. *AFZ-DerWald* 79(7): 38–41.
- LOCKOW, K.-W. (2002): Ergebnisse der Anbauversuche mit amerikanischen und japanischen Baumarten. In: Landesforstanstalt Eberswalde, Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg (Hrsg.), *Ausländische Baumarten in Brandenburgs Wäldern*. S. 41–101.
- LOCKOW, K.-W.; LOCKOW, J. (2009a): Erste Ertragstafel für die Hainbuche (*Carpinus betulus* L.). *Archiv für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie* (43): 97–107.
- LOCKOW, K.-W.; LOCKOW, J. (2009b): Die Hainbuche im nordostdeutschen Tiefland – Wuchsverhalten und Bewirtschaftungshinweise, 1. Aufl. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 41. Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg, Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde, Eberswalde. 131 S.
- LÖSING, H. (2017): *Schadbilder an Gehölzen*, 2. Auflage. BdB-Handbuch. Cadmos Verlag, München. 287 S.
- LÜDEMANN, G.H. (1998): Schnellwachsende Baumarten in Wald und Landschaft Norddeutschlands. *Ges. zur Förderung schnellwachsender Baumarten in Norddeutschland*.
- LÜDEMANN, G.H. (2003): Der Spitzahorn in den norddeutschen Bundesländern. *Forst und Holz* 58(22): 675–678.
- LÜPKE, B. (2004): Risikominderung durch Mischwälder und naturnaher Waldbau: Ein Spannungsfeld. *Forstarchiv* 75: 43–50.
- LÜPKE, B. (2009): Überlegungen zu Baumartenwahl und Verjüngungsverfahren bei fortschreitender Klimaänderung in Deutschland. *Forstarchiv* 80: 67–75.
- LÜPKE, M.; HEITZ, R.; UHL, E.; HÜBNER, C. (2018): Die Edelkastanie in Bayern – Erkenntnisse aus einem Projekt der LWF. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (Hrsg.), *Beiträge zur Edelkastanie*, LWF Wissen. Freising, S. 42–53.
- LWF (Hrsg.) (2019): *Beiträge zur Flatterulme*. LWF Wissen, Bd. 83. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), Freising. 120 S.
- MALEKI, K.; CHMIELARZ, P.; WAWRZYNIAK, M.K.; MALEKI, K.; MALEKI, A.; SOLTANI, E. (2024): Seed Regeneration in *Taxus baccata*: Unveiling Ecological Restrictions and Paving the Way for Future Studies. *Ecology and Evolution* 14(11): e70534. <https://doi.org/10.1002/ece3.70534>
- MATTFELD, J. (1925): Die in Europa und dem Mittelmeergebiet wildwachsenden Tannen. In: *Mitteilung der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft*, Bd. 35. S. 1–37.
- MAYER, H.; SEVIM, M. (1958): Die Libanonzeder. *Jahrbuch des Vereins zum Schutze der Alpenpflanzen und -Tiere* (23): 86–105.

- MELLERT, K.; ŠEHO, M. (2022): Suitability of *Fagus orientalis* LIPSKY at marginal *Fagus sylvatica* L. forest sites in Southern Germany. *iForest – Biogeosciences and Forestry* 15(5): 417–423. <https://doi.org/10.3832/ifer4077-015>
- MESSINGER, J.; GÜNEY, A.; ZIMMERMANN, R.; GANSER, B.; BACHMANN, M.; REMMELE, S.; AAS, G. (2015): *Cedrus libani*: A promising tree species for Central European forestry facing climate change? *European Journal of Forest Research* 134(6): 1005–1017. <https://doi.org/10.1007/s10342-015-0905-z>
- MÉSZÁROS, I.; ADORJÁN, B.; NYITRAI, B.; KANALAS, P.; OLÁH, V.; LEVANIČ, T. (2022): Long-term radial growth and climate-growth relationships of *Quercus petraea* (MATT.) LIEBL. and *Quercus cerris* L. in a xeric low elevation site from Hungary. *Dendrochronologia* 76: 126014. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2022.126014>
- METTENDORF, B. (2016): Eingeführte Baumarten als Alternative zur Esche. *AFZ-DerWald* (4/2016): 50–54.
- METTENDORF, B.; FRANKE, A.; WIDMAIER, T. (1996): Der Anbau der Walnuß zur Holzproduktion. *Merkblätter der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg* 47/1996.
- MEYER, N. (2011): *Sorbus*-Vielfalt in Bayern. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (Hrsg.), *Beiträge zur Elsbeere*, LWF Wissen, Bd. 67. Freising, S. 40–46.
- MILLER, B.M.; BASSUK, N.L. (2023): Nursery Production Method Influences Growth of Hickories. *Journal of Environmental Horticulture* 41(2): 59–64. <https://doi.org/10.24266/0738-2898-41.2.59>
- MILLS, E. (1996): AN APPRECIATION AND NATURAL HISTORY OF THE ENGLISH FIELD MAPLE (*ACER CAMPESTRE* L.). *Arboricultural Journal* 20(4): 405–410. <https://doi.org/10.1080/03071375.1996.9747135>
- MLR (Hrsg.) (1997): Versuchsanbauten mit nicht heimischen Baumarten – Historische Entwicklung in Baden-Württemberg. *Schriftenreihe der Landesforstverwaltung Baden-Württemberg*, Bd. 79. Ministerium Ländlicher Raum, Stuttgart.
- MÖLDER, A.; SENNHENN-REULEN, H.; FISCHER, C.; RUMPF, H.; SCHÖNFELDER, E.; STOCKMANN, J.; NAGEL, R.-V. (2019): Success factors for high-quality oak forest (*Quercus robur*, *Q. petraea*) regeneration. *Forest Ecosystems* 6(1): 49. <https://doi.org/10.1186/s40663-019-0206-y>
- MUIR, J.A.; HENNON, P.E. (2007): A synthesis of the literature on the biology, ecology, and management of western hemlock dwarf mistletoe. [General Technical Report]. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR. 142 S. <https://doi.org/10.2737/PNW-GTR-718>
- MÜLLER, M.; LOPEZ, P.A.; PAPAGEORGIOU, A.C.; TSIRIPIDIS, I.; GAILING, O. (2019): Indications of Genetic Admixture in the Transition Zone between *Fagus sylvatica* L. and *Fagus sylvatica* ssp. *orientalis* GREUT. & BURD. *Diversity* 11(6): 90. <https://doi.org/10.3390/d11060090>
- MÜLLER-KROEHLING, S. (2003a): *Ulmus laevis* PALL., 1784. In: STIMM, B.; ROLOFF, A.; LANG, U.M.; WEISBERGER, H. (Hrsg.), *Enzyklopädie der Holzgewächse: Handbuch und Atlas der Dendrologie*, 33. Erg.Lfg. Wiley, Weinheim, S. 14. <https://doi.org/10.1002/9783527678518>
- MÜLLER-KROEHLING, S. (2019a): Biodiversität an Ulmen, unter besonderer Berücksichtigung der Flatterulme. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (Hrsg.), *Beiträge zur Flatterulme*, LWF Wissen, Bd. 83. Freising, S. 49–64.
- MÜLLER-KROEHLING, S. (2003b): Flatterulme – ein unbekannter Baum: Zehn verbreitete Irrtümer zu einer heimischen Baumart. *AFZ-DerWald* 58(25): 1282–1286.
- MÜLLER-KROEHLING, S. (2019b): Krankheiten, Schädlinge und Schäden an der Flatterulme. In: LWF (Hrsg.), *Beiträge zur Flatterulme*, LWF Wissen, Bd. 83. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), Freising, S. 65–75.
- MÜLLER-KROEHLING, S. (2000): Erfahrungen mit Nuss-Erstaufforstungen im niederbayerischen Tertiärhügelland. *AFZ-DerWald* 55(23): 1251–1254.
- MÜLLER-KROEHLING, S.; KÖLLING, C. (2011): Hochadel unter Waldbäumen: Die >>Schöne Else<<. *LWF aktuell* (80/2011): 50–53.
- MÜLLER-KROEHLING, S.; STRÄßER, L.; HAHN, A.; RUPPERT, O.; FOTTNER, T. (2024): Erfolgreicher Umgang mit dem Ulmensterben in der Praxis. *LWF aktuell* 146: 14–17.
- MÜNCH, E. (1923): *Fagus orientalis*, die Kaukasus-Buche, im deutschen Walde. *Mitteilung der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft* 33: 57–61.
- MUSER, M.; BURGDORF, N. (2022): Neue Pilzerkrankung an Hainbuche. *AFZ-DerWald* (8): 44–47.
- NAGEL, J. (1985): Wachstumsmodell für Bergahorn in Schleswig-Holstein. Universität Göttingen. 124 S.
- NAGEL, R.-V. (2024): Wachstum und waldbauliche Behandlung der Roteiche (*Quercus rubra* L.) in Nordwestdeutschland. Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades Doctor forest. 423 S. <https://doi.org/10.53846/goediss-10708>
- NAGY, L.; DUCCI, F. (2004): EUFORGEN Technical Guidelines for genetic conservation and use for field maple (*Acer campestre*). 6 S.
- NICOLESCU, V.-N.; RÉDEI, K.; VOR, T.; BASTIEN, J.-C.; BRUS, R.; BENČAĚ, T.; ĐODAN, M.; CVJETKOVIC, B.; ANDRAŠEV, S.; LA PORTA, N.; LAVNYI, V.; PETKOVA, K.; PERIĆ, S.; BARTLETT, D.; HERNEA, C.; PÁSTOR, M.; MATARUGA, M.; PODRÁZSKÝ, V.; SFECLÁ, V.; ŠTEFANČIK, I. (2020): A review of black walnut (*Juglans nigra* L.) ecology and management in Europe. *Trees* 34(5): 1087–1112. <https://doi.org/10.1007/s00468-020-01988-7>
- NIEFNECKER, W. (1989): Zur Wuchseistung und waldbaulich-ertragskundlichen Behandlung des Riesenlebensbaumes (*Thuja plicata* D. DON). *Sozialistische Forstwirtschaft* 39(5): 149–153.
- NIMSCH, H. (2005): Erfahrungen mit *Abies*-Arten in Südwestdeutschland. In: *Mitteilung der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft*, Bd. 90. S. 89–119.
- NUSKE, R. (2021): TreeGroSSinR: Wachstumsfunktionen aus TreeGroSS (Version 0.1.0) [Software]. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.5128252>

- NW-FVA (Hrsg.) (2017): Empfohlene Herkünfte forstlichen Vermehrungsgutes für Hessen (Herkunftsempfehlungen) – Stand 16.05.2014. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt.
- NYSSSEN, B.; SCHMIDT, U.E.; MUYS, B.; VAN DER LEI, P.B.; PYTTEL, P. (2016): Überblick über die Geschichte eingeführter Baumarten in Europa. In: KRUMM, F.; VÍTKOVÁ, L. (Hrsg.), *Eingeführte Baumarten in europäischen Wäldern: Chancen und Herausforderungen*. European Forest Institute, S. 46–57.
- OTTO, H.J. (1993): Fremdländische Baumarten in der Waldbauplanung. *Forst und Holz* 48: 454–456.
- PAAR, U.; EVERS, J.; DAMMANN, I.; KÖNIG, N.; SCHULZE, A.; SCHMIDT, M.; SCHÖNFELDER, E.; SCHELER, B.; ULLRICH, T.; EICHHORN, J. (2016): Waldbodenzustandsbericht für Hessen: Ergebnisse der zweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, Bd. 15. Universitätsverlag Göttingen, Göttingen. 456 S.
<https://doi.org/10.17875/gup2016-1001>
- PACKEE, E.C. (1990): *Tsuga heterophylla* (RAF.) SARG. In: BURNS, R.M.; HONKALA, B.H. (Hrsg.), *Silvics of North America – Volume 1: Conifers*, 2. Aufl., Agriculture Handbook. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Washington, D.C.
- PANKA, S. (2014): Der Riesen-Lebensbaum (*Thuja plicata* DONN EX D. DON) – Wuchsleistung einer bisher unterschätzten Baumart in Brandenburg
- PASTA, S.; DE RIGO, D.; CAUDULLO, G. (2021): *Quercus pubescens* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In: SAN-MIGUEL-AYANZ, J.; DE RIGO, D.; CAUDULLO, G.; HOUSTON DURRANT, T.; MAURI, A. (Hrsg.), *European atlas of forest tree species*. Publication Office of the European Union, Luxembourg, S. 156–157.
- PAUL, M.; SCHLEICH, S.; SCHUFFENHAUER, F. (2023): Genressourcen und forstliches Vermehrungsgut. In: Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.), *Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt*, Bd. 21. Göttingen University Press, Göttingen, S. 91–113. <https://doi.org/10.17875/gup2023-2402>
- PAULS, T. (2006): Die Baumhasel (*Corylus colurna*) – mehr als ein Alleebaum. In: *Mitteilungen der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft*. S. 191–199.
- PENSCHUCK, H. (1935): Die Anbauversuche mit ausländischen Holzarten unter Berücksichtigung ihrer Ertragsleistung. *Zeitschrift für Forst- und Jagdwesen* 67: 113–137.
- PENSCHUCK, H. (1937): Die Anbauversuche mit ausländischen Holzarten unter Berücksichtigung ihrer Ertragsleistung – Zweiter Teil. *Zeitschrift für Forst- und Jagdwesen* 69: 525–555.
- PETERCORD, R. (2016): *Phyllosticta coryli* als Krankheitserreger an Baumhasel. *AFZ-DerWald* (12): 46–47.
- PETERS, F.S.; BUSSKAMP, J.; METZLER, B. (2015): Der Esskastanienrindenkrebs im EU Interreg Oberrhein-Gebiet: Ausbreitung, zunehmende Differenzierung und Hypovirulenz. In: *Die Edelkastanie am Oberrhein – Aspekte ihrer Ökologie, Nutzung und Gefährdung – Ergebnisse aus dem EU Interreg IV A Oberrhein-Projekt*, Mitteilung aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz. Trippstadt, S. 27–55.
- PETRY, W.; TAYLOR, S. (2022): wpetry/USTreeAtlas: Initial release (Version v1.0) [Software].
<https://doi.org/10.5281/ZENODO.7445016>
- PFLANZENSCHUTZAMT BERLIN (Hrsg.) (2017): Die japanische Esskastaniengallwespe (*Dryocosmus kuriphilus*). Das Pflanzenschutzamt Berlin informiert. 2 S.
- PIETZARKA, U.; HEIDECHE, C.; ROLOFF, A. (2010): *Sorbus domestica* L., 1753. In: STIMM, B.; ROLOFF, A.; LANG, U.M.; WEISBERGER, H. (Hrsg.), *Enzyklopädie der Holzgewächse: Handbuch und Atlas der Dendrologie*, 55 Erg.Lfg. Wiley, Weinheim, S. 16.
<https://doi.org/10.1002/9783527678518>
- PIETZARKA, U.; LEHMANN, M.; ROLOFF, A. (2008): *Sorbus torminalis* (L.) CRANTZ, 1763. In: STIMM, B.; ROLOFF, A.; LANG, U.M.; WEISBERGER, H. (Hrsg.), *Enzyklopädie der Holzgewächse: Handbuch und Atlas der Dendrologie*, Bd. 49. Erg.Lfg. Wiley, Weinheim, S. 16. <https://doi.org/10.1002/9783527678518>
- PRETZSCH, H. (1995): *Juglans regia* LINNÉ, 1753. In: STIMM, B.; ROLOFF, A.; LANG, U.M.; WEISBERGER, H. (Hrsg.), *Enzyklopädie der Holzgewächse: Handbuch und Atlas der Dendrologie*, 2. Erg.Lfg. Wiley, Weinheim, S. 16.
<https://doi.org/10.1002/9783527678518>
- PUCHERT, H. (1954): Das Ergebnis der Anbauversuche mit fremdländischen Baumarten in Braunschweig – Eine Untersuchung über die Erfolge des Ausländeranbaues der ehemaligen Braunschweigischen Versuchsanstalt aus den Jahren 1980 bis 1910. Dissertation, Universität Göttingen. 162 S.
- PYTTEL, P.; KUNZ, J.; BAUHUS, J. (2011): Wachstum der Elsbeere in ehemaligen Niederwäldern. *AFZ-DerWald* (4/2011): 7–10.
- QUERENGÄSSER, F.A. (1956): *Tsuga heterophylla* (SARGENT) und *Thuja plicata* (LAMB.) (die „Westamerikanische Hemlock“ oder „Riesen-Schierlingstanne“ und der „Riesenlebensbaum“). Merkblatt 56/1.
- QUERENGÄSSER, F.A. (1961): *Liriodendron tulipifera* (LINNÉ) – Der Tulpenbaum. Merkblatt 4.
- RADOGLU, K.; DOBROWOLSKA, D.; SPYROGLOU, G.; VALERIU-NOROCEL, N. (2009): A review on the ecology and silviculture of limes: (*Tilia cordata* MILL., *Tilia platyphyllos* SCOP. and *Tilia tomentosa* MOENCH.) in Europe. *Die Bodenkultur* 60(3): 9–20.
- RASCHKA, M. (2009): Waldbauliche Analyse und Beschreibung von *Taxus baccata* L. in Buchenmischwäldern des Eiben-Generhaltungswaldes Losenstein in Oberösterreich. Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur Wien. 163 S.
- RAU, H.-M.; SCHÖNFELDER, E. (2012): Nachkommenschaftsprüfungen mit Tannenarten in Nordwestdeutschland. *Die Bodenkultur* 63(4): 29–41.
- REBMANN (1907): *Juglans regia* und *Juglans nigra*. Mitteilung der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft 16: 187–209.
- REBMANN (1914): Beiträge über die Anzucht einiger *Carya*-Arten. Mitteilung der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft 23: 1–24.
- REICHLING, A.; KÄTZEL, R. (2007): Erfassung der genetischen Ressourcen der Ulmen-Arten in Deutschland [Schlussbericht]. Landesforstanstalt Eberswalde, Eberswalde. 117 S.

- RICHTER, E. (2012): Baumhasel – Ein Baum für den Klimawandel? AFZ-DerWald (8): 8–9.
- RICHTER, K.; EHMCKE, G. (2018): Das Holz der Edelkastanie – Eigenschaften und Verwendung. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (Hrsg.), Beiträge zur Edelkastanie, LWF Wissen. Freising, S. 64–70.
- RIGLING, A.; GESSLER, A.; FEICHTINGER, L.; QUELOZ, V.; WOHLGEMUTH, T. (2016): Können Ökosystemleistungen in einer heißeren und trockeneren Zukunft durch eingeführte oder heimische Baumarten gewährleistet werden? In: KRUMM, F.; VÍTKOVÁ, L. (Hrsg.), Eingeführte Baumarten in europäischen Wäldern. European Forest Institute, S. 252–263.
- RISSE, M.; RICHTER, K. (2019): Das Holz der Flatterulme – Eigenschaft und Verwendung. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (Hrsg.), Beiträge zur Flatterulme, LWF Wissen, Bd. 83. Freising, S. 76–84.
- ROBISON, S.A.; MCCARTHY, B.C. (1999): Growth Responses of *Carya ovata* (Juglandaceae) Seedlings to Experimental Sun Patches. The American Midland Naturalist 141(1): 69–84. [https://doi.org/10.1674/0003-0031\(1999\)141\[0069:GROCOJ\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1674/0003-0031(1999)141[0069:GROCOJ]2.0.CO;2)
- ROLOFF, A. (2008): Baum des Jahres 2008 – die Walnuss (*Juglans regia* L.): Interessantes zur Biologie, Ökologie und Verwendung. In: MAURER, W.D.; HAASE, B. (Hrsg.), Die Walnuss (*Juglans regia* L.) – Baum des Jahres 2008: Tagungsbericht zur Tagung „Baum des Jahres 2008“ in Bernkastel-Kues (Mosel) am 20. und 21. Mai 2008, Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz. S. 19–38.
- ROLOFF, A.; GRUNDMANN, B. (2008): Waldbaumarten und ihre Verwendung im Klimawandel. Archiv für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie 42: 97–109.
- ROLOFF, A.; PIETZARKA, U. (1998): *Acer platanoides* LINNÉ, 1753. In: STIMM, B.; ROLOFF, A.; LANG, U.M.; WEISBERGER, H. (Hrsg.), Enzyklopädie der Holzgewächse: Handbuch und Atlas der Dendrologie, Bd. 13. Erg.Lfg. Wiley, Weinheim, S. 16. <https://doi.org/10.1002/9783527678518>
- ROST, M.; MEYER-RAVENSTEIN, H.-J. (2020): Anbau von Nussbaumarten im Klimawandel. AFZ-DerWald (12): 21–24.
- ROTE LISTE ZENTRUM (2019): Detailseite – Rote-Liste-Zentrum. https://www.rote-liste-zentrum.de/de/Detailseite.html?species_uu-id=5ecf6d79-e826-43e3-92c9-0866e6907491. (Zugriff am 27.03.2025)
- RSTUDIO TEAM (2021): RStudio: Integrated Development Environment for R. [Software]. PBC. <http://www.rstudio.com/>
- RUDOW, A. (2001a): Eibe *Taxus baccata* L. Zürich. 8 S.
- RUDOW, A. (2001b): Speierling *Sorbus domestica* L. Zürich. 8 S.
- RUHM, W. (2013): Die Baumhasel – trockenresistent und wertvoll. Die Landwirtschaft (Oktober 2013): 22–13.
- RUMPF, H.; NAGEL, R.-V. (2014): Anbauerfahrungen mit der Schwarznuss. AFZ-DerWald (03/2014): 26–29.
- RUTH, R.H.; HARRIS, A.S. (1979): Management of western Hemlock-sitka spruce forests for timber production [General Technical Report]. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR.
- SACHSSE, H. (1984): Einheimische Nutzhölzer und ihre Bestimmung nach makroskopischen Merkmalen. Pareys Studentexte. Parey, Hamburg. 160 S.
- SACHSSE, H. (1991): Exotische Nutzhölzer; mit 524 Abbildungen, davon 50 farbig auf 17 Tafeln, und 50 Verbreitungskarten. Pareys Studentexte. Parey, Hamburg Berlin. 250 S.
- SAVILL, P.; WISE, R. (2013): The silviculture of trees used in British forestry, 2nd ed. CABI, Cambridge.
- SCHAARSCHMIDT, H. (2014): *Juglans nigra* L., 1753. In: STIMM, B.; ROLOFF, A.; LANG, U.M.; WEISBERGER, H. (Hrsg.), Enzyklopädie der Holzgewächse: Handbuch und Atlas der Dendrologie, 60. Erg.Lfg. Wiley, Weinheim, S. 16. <https://doi.org/10.1002/9783527678518>
- SCHENCK, C.A. (1939a): Fremdländische Wald- und Parkbäume, Dritter Band – Die Laubhölzer. Parey, 3.
- SCHENCK, C.A. (1939b): Fremdländische Wald- und Parkbäume, Zweiter Band – Die Nadelhölzer. Parey, 2.
- SCHIRMER, R. (2022): Saatguternte französischer Flaumeichen. LWF aktuell 133: 18–20.
- SCHIRMER, R. (2018): Schwarzkiefer – die Herkunft macht den Unterschied. LWF aktuell (3): 31.
- SCHIRMER, R.; COURBET, F. (2021): Atlaszeder in Frankreich – eine Erfolgsgeschichte. AFZ-DerWald (20): 16–20.
- SCHLÜTER, R.; STEINBAUER, M.J.; REMMELE, S.; AAS, G. (2015): Einfluss der Witterung auf den Dickenzuwachs der exotischen *Thuja plicata* und der heimischen *Picea abies* in Süddeutschland. Allgemeine Forst und Jagdzeitung 186(11/12): 205–2015.
- SCHMALEN, W. (1996): Die Hainbuche (*Carpinus betulus* L.) – Beerntung und Nachzucht. In: Beiträge zur Hainbuche, LWF Wissen. Freising, S. 46–49.
- SCHMIDT (2021): Südosteuropäische Eichenarten – Hoffnung im Klimawandel? Bedeutung der an Trockenheit, Hitze, Kälte und Schnee angepassten Eichen für mitteleuropäische Wälder. LWF aktuell 128(1): 46–48.
- SCHMIDT, G.D. (1951): Die Weißtanne in Ostfriesland. Forstwissenschaftliches Centralblatt (70): 641–665.
- SCHMIDT, M.; HORNA, V.; PALIGI, S.; SCHULDT, B.; ZIMMERMANN, R.; AAS, G. (2022): Trockentoleranz alternativer Baumarten auf Versuchsflächen. LWF aktuell 135 (4): 4–7.
- SCHMIDT, O. (2024): Kernbeißer lieben Hainbuchen-Nüsschen. AFZ-DerWald 79(4): 36–38.
- SCHMIDT, O. (1993): Der Spitzahorn – ein vergessener Waldbaum?; Förderung der „sonstigen Laubbaumarten“ im Wald nötig – Erfahrungen aus Bayern. Forst und Holz 48(1): 15–16.
- SCHMIDT, O.; KÖLBEL, M. (1999): Vorkommen, Wachstum und Verjüngungsökologie des Spitzahorns in Bayerischen Naturwaldreservaten. Forst und Holz 54(18): 581–582.
- SCHMIDT, W.; STÜBER, V.; ULLRICH, T.; PAAR, U.; EVERS, J.; DAMMANN, K.; HÖVELMANN, T.; SCHMIDT, M. (2015): Synopse der Hauptmerkmale der forstlichen Standortskartierungsverfahren der Nordwestdeutschen Bundesländer. Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA). Univ.-Verl. Göttingen, Göttingen. 136 S.

- SCHMIEDINGER, A.; BACHMANN, M.; KÖLLING, C.; SCHIRMER, R. (2009): Verfahren zur Auswahl von Baumarten für Anbauversuche vor dem Hintergrund des Klimawandels. *forstarchiv* 80(1): 15–22. <https://doi.org/10.237603004112-80-15>
- SCHMUCKER, J.; SKOVSGAARD, J.P.; 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* 91. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2023.128161>
- SCHMUCKER, J.; UHL, E.; SCHMIED, G.; PRETZSCH, H. (2023): Growth and drought reaction of European hornbeam, European white elm, field maple and wild service tree. *Trees* 37(5): 1515–1536. <https://doi.org/10.1007/s00468-023-02441-1>
- SCHÖBER, R. (1967): Buche, mäßige Durchforstung – Schober 1967. In: Schober R. (Hrsg.), *Ertragstabeln wichtiger Baumarten bei verschiedener Durchforstung*, Vierte Auflage. J. D. Sauerländer's Verlag, 1995, Frankfurt am Main, S. 30–37.
- SCHÖBER, R. (1995): *Ertragstabeln wichtiger Baumarten bei verschiedener Durchforstung*, vierte Auflage. Sauer, Frankfurt am Main.
- SCHULZE-BIERBACH, F.-K. (1991): Der Anbau von Walnußbäumen im Bundesforstamt Nordrhein. 41(12): 601–604.
- SCHÜTT, P. (1994a): *Taxus baccata* LINNÉ, 1753. In: STIMM, B.; ROLOFF, A.; LANG, U.M.; WEISBERGER, H. (Hrsg.), *Enzyklopädie der Holzgewächse: Handbuch und Atlas der Dendrologie*. Wiley-VCH, Weinheim, S. 11. <https://doi.org/10.1002/9783527678518>
- SCHÜTT, P. (1994b): Tannenarten Europas und Kleinasien. *ecomed*, Landsberg am Lech. 132 S.
- SCHÜTT, P. (Hrsg.) (1992): *Lexikon der Forstbotanik: Morphologie, Pathologie, Ökologie und Systematik wichtiger Baum- und Straucharten*. *ecomed*.
- SCHÜTT, P.; LANG, U.M. (2002): *Liriodendron tulipifera* L., 1753. In: STIMM, B.; ROLOFF, A.; LANG, U.M.; WEISBERGER, H. (Hrsg.), *Enzyklopädie der Holzgewächse: Handbuch und Atlas der Dendrologie*, 28. Erg.Lfg. Wiley, Weinheim. <https://doi.org/10.1002/9783527678518>
- SCHÜTT, P.; SCHUCK, H.-J.; STIMM, B. (Hrsg.) (1992): *Lexikon der Forstbotanik: Morphologie, Pathologie, Ökologie und Systematik wichtiger Baum- und Straucharten*, 1. Aufl. *Ecomed-Umweltinformation*. Ecomed, Landsberg/Lech. 581 S.
- SCHWAB, S. (1990): *Juglans* und *Carya* im Elsaß. *Allgemeine Forstzeitschrift* 48: 1227–1230.
- SCHWAPPACH, A. (1911a): Die weitere Entwicklung der Versuche mit fremdländischen Holzarten in Preußen. *Zeitschrift für Forst- und Jagdwesen* 43: 591–611, 757–782.
- SCHWAPPACH, A. (1901): Die Ergebnisse der in den Preußischen Staatsforsten ausgeführten Anbauversuche mit fremdländischen Holzarten. *Zeitschrift für Forst- und Jagdwesen* 33: 137–169, 195–225, 261–292.
- SCHWAPPACH, A. (1907): Über die wichtigsten ausländischen, für deutsche Forste geeigneten Laubholzarten. *Mitteilung der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft* 16: 126–135.
- SCHWAPPACH, A. (1911b): Die weitere Entwicklung der Versuche mit fremdländischen Holzarten in Preußen. *Mitteilung der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft* (20): 3–37.
- SDW (Hrsg.) (2021): *Der Walnussbaum – Juglans regia*. Schutzgemeinschaft Deutscher Wald, Bonn. 4 S.
- SEELING, U. (1998): Bending characteristics of Hickory (*Carya ovata* K. Koch) wood grown in Germany. *Wood Science and Technology* 32: 367–372.
- SEGATZ, E. (2018): Biodiversität und waldbauliche Behandlung von Edelkastanienwäldern. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (Hrsg.), *Beiträge zur Edelkastanie*, LWF Wissen. Freising, S. 82–92.
- ŠEHO, M. (2020): Die Libanonzeder – dürrerolerante Baumart für trockene Standorte. *AFZ-DerWald* (12): 16–20.
- ŠEHO, M.; AYAN, S.; HUBER, G.; KAHVECI, G. (2019): A Review on Turkish Hazel (*Corylus colurna* L.): A Promising Tree Species for Future Assisted Migration Attempts. *South-east European forestry* 10(1): 53–63. <https://doi.org/10.15177/see-for.19-04>
- ŠEHO, M.; CREMER, E.; RAU, B.; KAVAILIAUSKAS, D.; FUSSI, B. (2021): Flatterulme – Herkunftsempfehlungen und Verbesserung der Erntebasis. *AFZ-DerWald* 76(4): 30–35.
- ŠEHO, M.; EBINGER, T.; HUBER, G.; KONNERT, M. (2016): Baumhasel – Saatgut und Vermehrung im Fokus. *Deutsche Baumschule* (08): 42–45.
- ŠEHO, M.; FRISCHBIER, N.; HUBER, G.; SCHÖLCH, M. (2017): Kurzportrait Baumhasel (*Corylus colurna* L.). In: *waldwissen.net*. <https://www.waldwissen.net/de/waldwirtschaft/waldbau/kurzportrait-baumhasel>. (Zugriff am 09.06.2021)
- ŠEHO, M.; HUBER, G. (2018a): Baumhasel – Bewertung möglicher Saatguterntebestände. *AFZ-DerWald* (4/2018): 31–35.
- ŠEHO, M.; HUBER, G. (2018b): Libanonzeder – Eine Alternativbaumart für trockene Standorte. *LWF aktuell* 116: 33–34.
- ŠEHO, M.; KOHNLE, U.; ALBRECHT, A. (2010): Wachstumsanalysen von vier Schwarzkiefer-Provenienzen auf trockenen Standorten in Baden-Württemberg. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 5/6: 104–117.
- SEYER, H. (1951): *Fagus orientalis* LIPSKY, ein neuer Brotbaum Deutschlands? *Forst und Holz* 6(9): 122–125.
- SHALEV, T.J. (2022): Genomics of western redcedar (*Thuja plicata*). <https://doi.org/10.14288/1.0421045>
- SHAW, K.; ROY, S.; WILSON, B. (2014): *Corylus colurna*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T194668A235692. : 6. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-3.RLTS.T194668A2356927.en>
- SIKKEMA, R.; CAUDULLO, G.; DE RIGO, D. (2021): *Carpinus betulus* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In: SAN-MIGUEL-AYANZ, J.; DE RIGO, D.; CAUDULLO, G.; HOUSTON DURRANT, T.; MAURI, A. (Hrsg.), *European Atlas of Forest Tree Species*. Luxembourg, S. 74–75.
- SPELLMANN, H. (1994): Ertragskundliche Aspekte des Fremdländeranbaus. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 165: 27–34.
- SPELLMANN, H.; QUITT, S.; KLEMMT, H.-J.; HÄGER, U. (2015): Schwarzkiefer (*Pinus nigra* Arn.). In: VOR, T.; SPELLMANN, H.; BOLTE, A.; AMMER, C. (Hrsg.), *Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten: Baumartenportraits mit naturschutzfachlicher Bewertung*, Göttinger Forstwissenschaften, Bd. 7. Universitätsverlag Göttingen, Göttingen, S. 296.
- SPORS, H.-J. (1984): Waldbaulich-ertragskundliche Untersuchungen in Anbauten mit Tulpenbaum (*Liriodendron tulipifera* L.) in Norddeutschland. Diplomarbeit, Universität Göttingen. 58 S.

- SPRINGER, S.; FRISCHBIER, N.; BINDER, F. (2019): Versuchsanbauten für den Wald der Zukunft. LWF aktuell 123: 14–18.
- STARK, H. (2015): Der Feldahorn, mehr als nur ein Baum des Waldrands. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (Hrsg.), Beiträge zum Feldahorn, LWF Wissen, Bd. 77. Freising, S. 40–45.
- STAUPENDAHL, K. (2023): et.bon: Ein R-Package zur Bonitierung anhand funktionalisierter Bestandeshöhenfächer ausgewählter Ertrags- tafeln. In: NAGEL, R.-V.; SCHMIDT, M. (Hrsg.), Proceedings of the Annual Conference of the Section Forest Yield 2023 – Beiträ- ge zur Jahrestagung der Sektion Ertragskunde. S. 116–121. <https://doi.org/10.5281/zenodo.10683494>
- STAUPENDAHL, K. (2008): Die modifizierte 6-Baum-Stichprobe – ein geeignetes Verfahren zur Erfassung von Waldbeständen. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 179(2/3): 21–33.
- STRATMANN, J. (1988): Ausländeranbau in Niedersachsen und den angrenzenden Gebieten: Inventur und waldbaulich-ertragskundliche Untersuchungen. Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Ver- suchsanstalt, Bd. 91. Sauerländer, Frankfurt am Main. 131 S.
- SUTMÖLLER, J.; MEESENBURG, H. (2023): Klimatische Entwicklung von Sachsen-Anhalt. In: Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.), Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, Bd. 21. Göttingen University Press, Göttingen, S. 37–46. <https://doi.org/10.17875/gup2023-2398>
- TABARI, M. (2008): Germination and Initial Growth of *Fagus orientalis* Seedling under Different Stand Canopies. Journal of Applied Sciences 8(9): 1776–1780. <https://doi.org/10.3923/jas.2008.1776.1780>
- TABARI, M.; FAYAZ, P.; ESPAHBODI, K.; STAELENS, J.; NACHTERGALE, L. (2005): Response of oriental beech (*Fagus orientalis* LIPSKY) seedlings to canopy gap size. Forestry: An International Journal of Forest Research 78(4): 443–450. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpi032>
- TABEL, U.; FRANKE, A.; RAU, H.-M.; RUETZ, W. (2005): Speierlings-Herkunftsvergleich – ein gemeinsamer Versuch der Länderinstitu- tionen für Forstpflanzenzüchtung. Forst und Holz 60: 198–202.
- TEMEL, F.; ARSLAN, M.; ÇAKAR, D. (2017): Status of natural Turkish hazel (*Corylus colurna* L.) populations in Turkey (Türkiye'deki doğal Türk findığı (*Corylus colurna* L.) popülasyonlarının durumu). Artvin Çoruh Üniversitesi Orman Fakültesi Dergisi 18(1): 1–1. <https://doi.org/10.17474/artvinofd.270346>
- TENNHOFF, N.; HANKE, J.M. (2021): Kurzportrait Westliche Hemlocktanne (*Tsuga heterophylla*). In: waldwissen.net. <https://www.wald- wissen.net/de/waldwirtschaft/waldbau/kurzportraet-westliche-hemlocktanne>. (Zugriff am 09.06.2021)
- THOMAS, P.A.; POLWART, A. (2003): *Taxus baccata* L. Journal of Ecology 91(3): 489–524.
- THURM, E.A.; FALK, W.; MÜLLER-KROEHLING, S. (2019): Die Flatterulme als Alternative bei der Baumartemwahl: Standorts- und Leistungspotenzial. In: LWF (Hrsg.), Beiträge zur Flatterulme, LWF Wissen. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), Freising, S. 31–41.
- THURM, E.A.; HEITZ, R. (2018): Anbaueignung der Edelkastanie in Deutschland. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirt- schaft (LWF) (Hrsg.), Beiträge zur Edelkastanie, LWF Wissen. Freising, S. 31–39.
- TUBES, M. (2022): Etablierung von Zedern-Herkunftsversuchen – auf die Wurzel kommt es an. LWF aktuell (137): 30–31.
- TÜRK, W. (1996): Die Hainbuche in der realen und der potenziellen natürlichen Vegetation Mitteleuropas unter besonderer Berücksich- tigung Bayerns. In: LWF (Hrsg.), Beiträge zur Hainbuche, LWF Wissen. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), Freising, S. 17–25.
- UFZ (2024): Dürremonitor Deutschland. UFZ Helmholtz Zentrum für Umweltforschung,
- UHL, E. (2017): Zuwachsdynamik und Resilienzverhalten der Edelkastanie (*Castanea sativa* MILL.) in Mischbeständen in Bayern. Tagungsbericht der Jahrestagung 2017 der Sektion Ertragskunde im DVFFA in Untermarchtal, Baden-Württemberg: 30–42.
- UTOROVA, Y.N.; KHAPUGIN, A.A.; SILAEVA, T.B. (2014): About Ecology of *Acer campestre* L. (Aceraceae) on North-Eastern Limit of the Range. Environment and Ecology Research 2(1): 8–13. <https://doi.org/10.13189/eer.2014.020102>
- VAN HAVERBEKE, D.F. (1990): *Pinus nigra* ARNOLD – European Black Pine. In: Silvics of North Americ – Volume 1: Conifers, 2. Aufl., Agri- culture Handbook. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Washington.
- VAN HEERDEN, K.; YANAI, R.D. (1995): Effects of stresses on forest growth in models applied to the Solling spruce site. Ecological Model- ling 83(1–2): 273–282. [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(95\)00105-5](https://doi.org/10.1016/0304-3800(95)00105-5)
- VOLQUARDTS (1958): Esche, mäßige Durchforstung. In: SCHOBBER, R. (Hrsg.), Ertragstabeln wichtiger Baumarten bei verschiedener Durchforstung, Vierte Auflage. J. D. Sauerländer's Verlag, 1995, Frankfurt am Main, S. 52–53.
- VON WÜHLISCH, G.; HANSEN, J.K.; MERTENS, P.; LIESEBACH, M.; MEIERJOHANN, E.; MUHS, H.-J.; TEISSIER DU CROS, E.; DE VRIES, S. (2008): Variation among *Fagus sylvatica* and *Fagus orientalis* provenances in young international field trials. In: Proceedings: The 8th International IUFRO Beech Symposium (2008). S. 25–27.
- VOR, T.; SPELLMANN, H.; BOLTE, A.; AMMER, C.; BARTSCH, N. (Hrsg.) (2015): Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten: Baum- artenportraits mit naturschutzfachlicher Bewertung. Göttinger Forstwissenschaften, Bd. 7. Universitätsverlag Göttingen, Göttingen. 296 S. <https://doi.org/10.17875/gup2015-843>
- WAGENFÜHR, R.; WAGENFÜHR, A. (2022): Holzatlas, 7., überarbeitete und ergänzte Auflage. Hanser, München. 924 S.
- WALKER, A. (2009): Atlas der Holzarten: 150 Hölzer in Wort und Bild, 2. Auflage. Ulmer, Stuttgart. 192 S.
- WAMBSGANß, W.; EHRHART, H.-P. (2018): Multitalent Edelkastanie – Erkenntnisse und Erfahrungen aus dem Pfälzerwald. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (Hrsg.), Beiträge zur Edelkastanie, LWF Wissen. Freising, S. 55–61.
- WAUER, A. (2011): Von Ruhrbirnen und Glücksbringern. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (Hrsg.), Beiträge zur Elsbeere, LWF Wissen. Freising, S. 37–39.
- WEISE, U. (1990): Die weiße Hickory – eine vergessene Baumart? Allgemeine Forstzeitschrift 48: 1238–1239.

- WELK, E.; DE RIGO, D.; CAUDULLO, G. (2016): *Sorbus torminalis* in Europa: distribution, habitat, usage and threats. In: SAN-MIGUEL-AYANZ, J.; DE RIGO, D.; CAUDULLO, G.; HOUSTON DURRANT, T.; MAURI, A. (Hrsg.), European Atlas of Forest Tree Species. Publication Office of the European Union, Luxembourg, S. 180–181. <https://doi.org/10.2760/776635>
- WELLSTEIN, C.; SPADA, F. (2015): The Status of *Quercus pubescens* WILLD. in Europe. In: Geobotany Studies. S. 153–163. https://doi.org/10.1007/978-3-319-01261-2_8
- WEZEL, G. (2020): Forstliches Vermehrungsgut im Klimawandel. Holz-Zentralblatt 890–891.
- WICKER, E.F. (2001): *Thuja plicata* DONN EX D. DON, 1824. In: STIMM, B.; ROLOFF, A.; LANG, U.M.; WEISBERGER, H. (Hrsg.), Enzyklopädie der Holzgewächse: Handbuch und Atlas der Dendrologie, Bd. 25. Erg.Lfg. Wiley, Weinheim, S. 8. <https://doi.org/10.1002/9783527678518>
- WIEDEMANN, E. (1942): Fichte, mäßige Durchforstung – Wiedemann 1936/42. In: Schober R. (Hrsg.), Ertragstafeln wichtiger Baumarten bei verschiedener Durchforstung, 4. Auflage. J. D. Sauerländer's Verlag, 1995, Frankfurt a. M., S. 62–67.
- WIEDEMANN, E. (1943): Die Ertragstafeln für mäßige Durchforstung. In: Wiedemann E. (1948) (Hrsg.), Die Kiefer 1948. Waldbauliche und ertragskundliche Untersuchungen. Verlag M. & H. Schaper, Hannover, S. 12–40.
- WILLIAMS, C.E. (2005): *Carya ovata* (MILL.) K.KOCH, 1869. In: STIMM, B.; ROLOFF, A.; LANG, U.M.; WEISBERGER, H. (Hrsg.), Enzyklopädie der Holzgewächse: Handbuch und Atlas der Dendrologie, 39. Erg.Lfg. Wiley, Weinheim, S. 8. <https://doi.org/10.1002/9783527678518>
- WINTER, R.; GÜRTH, P. (1990): Anmerkungen zum forstlichen Walnußanbau. Forst und Holz 40(5): 117–120.
- WOLFF, B.; HÖLZER, W.; FRÖMDLING, D.; BONK, S. (1998): Datenaufbereitung für Modellrechnungen aus der Bundeswaldinventur (BWI) und dem Datenspeicher Wald (DSW) [Arbeitsbericht des Instituts für Forstökologie und Walderfassung]. Eberswalde. 89 S.
- WURM, A.; FUSSI, B.; KONNERT, M. (2016): Winterlinde – Vermehrungsgut und genetische Aspekte. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (Hrsg.), Beiträge zur Winterlinde, LWF Wissen, Bd. 78. Freising, S. 14–19.
- YILMAZ, M. (2008): Three-year storage of oriental beechnuts (*Fagus orientalis* LIPSKY). European Journal of Forest Research 127(5): 441–445. <https://doi.org/10.1007/s10342-008-0227-5>
- ZECCHIN, B.; CAUDULLO, G.; DE RIGO, D. (2016): *Acer campestre* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In: SAN-MIGUEL-AYANZ, J.; DE RIGO, D.; CAUDULLO, G.; HOUSTON DURRANT, T.; MAURI, A. (Hrsg.), European Atlas of Forest Tree Species. Publication Office of the European Union, S. 51–52.
- ZSOLNAY, N.; WALENTOWITZ, A.; AAS, G. (2023): Impact of climatic conditions on radial growth of non-native *Cedrus libani* compared to native conifers in Central Europe. PLOS ONE 18(5): e0275317. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0275317>

Abkürzungen

>	Größer-als-Zeichen
<	Kleiner-als-Zeichen
≥	Größer-gleich-Zeichen
≤	Kleiner-gleich-Zeichen
°	Grad
α_c	kritischer Winkel
ABA	Alternative Baumarten
Abt.	Abteilung
ASP	(Bayerisches) Amt für forstliche Saat- und Pflanzenzucht
AWG	(Bayerisches) Amt für Waldgenetik
BaEm	Baumartenempfehlung
BHD	Brusthöhendurchmesser
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
BW	Baden-Württemberg
BWI	Bundeswaldinventur
BY	Bayern
BZE	Bodenzustandserhebung
C	Celsius
cf.	confer, also: vergleiche
CHELSEA	Climatologies at high resolution for earth's land surface areas
Df.	Durchforstung
D_g	Durchmesser des Grundflächenmittelstammes
dGz	durchschnittlicher Gesamtzuwachs
DKV	Gütegemeinschaft für forstliches Vermehrungsgut e.V.
DVFFA	Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten
DWD	Deutscher Wetterdienst
EB	Erntebestand
Engl.	Englisch
et al.	et alii, also: und andere
FA	Forstamt
F.C.	Forêt Communale, also: Gemeindewald
F.D.	Forêt Domaniale, also: Staatswald
Fm	Festmeter
FoVG	Forstvermehrungsgutgesetz
FoVHgV	Forstvermehrungsgut-Herkunftsgebietsverordnung
Gmd.	Gemeinde
GWL	Gesamtwuchsleistung
H₁₀₀	Spitzenhöhe
ha	Hektar
HE	Hessen
H_g	Höhe des Grundflächenmittelstammes
HKG	Herkunftsgebiet
k. A.	keine Angabe

KWB	Klimatische Wasserbilanz
Lfm	laufender Meter
m. R.	mit Rinde
max.	maximal
min.	minimal
Mio.	Millionen
MPa	Megapascal
MV	Mecklenburg-Vorpommern
° N	Grad nördliche Breite
N	Anzahl
NDS	Niedersachsen
nFK	nutzbare Feldkapazität
NFV	Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt
NRW	Nordrhein-Westfalen
NW-D.	Nordwest-Deutschland
NW-FVA	Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
OECD	Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung
RLP	Rheinland-Pfalz
SEBAST	Sechsbaumstichprobe
SH	Schleswig-Holstein
SHK	Sonderherkunft
s.l.	sensu lato, also: im weiteren Sinne
SL	Saarland
SP	Samenplantage
spp.	species pluralis, also: mehrere Arten
ssp.	subspecies, also: Unterart
ST	Sachsen-Anhalt
Stk.	Stück
SWB	Standortswasserbilanz
Syn./syn.	Synonym/synonym
TH	Thüringen
TreeGrOSS	Tree Growth Open Source Software
ü. NN	über Normalnull
var.	Varietät
Vfm	Vorratsfestmeter
vgl.	vergleiche
Westl.	Westliche
WHD	Wurzelhalsdurchmesser
WP	punktbezogenes Winkelmaß

Glossar

Abholzigkeit

Abholzigkeit beschreibt die konische Form eines Baumstamms, bei der der Stammdurchmesser von der Basis zur Spitze hin abnimmt. Sie wird durch das Verhältnis von Durchmesseränderung zur Stammlänge ausgedrückt und beeinflusst die Verwertbarkeit des Stammes, da eine starke Verjüngung das Sägeergebnis und die Menge an nutzbarem Holz reduziert.

Anemochorie

Anemochorie bezeichnet die Ausbreitung von Pflanzen, deren Samen oder Früchte (hauptsächlich) durch den Wind. Sie verfügen oft über spezielle Anpassungen wie Flügel, Haare oder Luftsäcke, die das Fliegen ermöglichen und weite Ausbreitungen begünstigen. Beispiele sind unter anderem die Ahornarten und die Birke.

Astung

Waldbauliche Maßnahme zur Verbesserung der Holzqualität von Zukunftsbäumen, insbesondere der Produktion von astfreiem Wertholz.

autochthon

Autochthon bezeichnet in der Forstwirtschaft Pflanzen oder Bestände, die ohne menschliche Einwirkung seit Langem am jeweiligen Standort heimisch angepasst sind.

Baumklasse

s. Kraft'sche Klassen

Bedränger

Vitale, mindestens mitherrschende Bäume, die mit den ausgewählten Z-Bäumen um Wuchsraum und Ressourcen konkurrieren.

Bestand

Ein Kollektiv von in gegenseitiger Wechselwirkung stehenden Bäumen von ausreichender Einheitlichkeit nach Artenzusammensetzung, Entwicklungsstand, Alter und Struktur – um es von anderen Beständen zu unterscheiden – und von ausreichender Ausdehnung, um ein typisches Waldinnenklima zu entwickeln. Der Bestand ist in der Forsteinrichtung die kleinste Einheit für Planung und Durchführung forstlicher Maßnahmen (Mindestfläche 0,5 – 1 ha).

- ausscheidender Bestand: Teil des Bestandes, der bei einer Durchforstung bzw. Zielstärkennutzung entnommen wird oder der natürlich abstirbt.
- verbleibender Bestand: der nach dem Hiebseingriff verbleibende Teil des Bestandes.

Bestandespflege

Bestandespflege umfasst gezielte Pflegemaßnahmen im Wald, die die Vitalität, Stabilität und Qualität eines Bestandes sichern oder verbessern sollen. Dazu gehören das Auslichten, die Förderung wertvoller Baumarten und der Erhalt einer angepassten Mischungsstruktur. Ziel ist es, konkurrenzfähige, gesunde und hochwertige Bestände zu entwickeln, indem unerwünschte oder bedrängende Bäume entnommen und geeignete Kandidaten gefördert werden.

Bestockung

Allgemeine Bezeichnung für den Baumbestand einer Fläche und waldbaulich die Grundfläche der Bäume einer Bestandesfläche (vgl. Bestockungsgrad).

Bestockungsgrad

Der Bestockungsgrad ist das Verhältnis von gemessener Bestandesgrundfläche (oder gemessenem Vorrat) je ha zu der dem Standort, der Bonität und der Durchforstungsweise entsprechenden wertenden Ertragstafel. Er ist u. a. für die Ermittlung der Durchforstungsansätze erforderlich. Der natürliche Bestockungsgrad wird bei Durchforstungsversuchen bevorzugt. Er gibt das Verhältnis zwischen der Grundfläche je ha der einzelnen Durchforstungspartellen und der jeweils maximal möglichen Grundfläche je ha auf einer undurchforsteten Kontrollfläche an.

Biozönose

Biozönose ist die Lebensgemeinschaft aller Organismen verschiedener Arten in einem begrenzten Lebensraum (Biotop). Die Mitglieder dieser Gemeinschaft stehen in vielfältigen Wechselwirkungen zueinander und bilden zusammen mit dem Biotop ein funktionierendes Ökosystem.

Brusthöhendurchmesser

In der forstlichen Praxis wird der Durchmesser eines stehenden Baumes in 1,3 m Höhe gemessen und als Brusthöhendurchmesser (BHD, d1,3) bezeichnet.

Cupula

Cupula ist in der Botanik ein verholzter Fruchtbecher, der die Frucht bei Buchengewächsen wie Eichen oder Esskastanien umhüllt. Er entsteht aus verwachsenen Blättern oder Auswüchsen der Blütenachse und schützt die Frucht. Bekannt sind die „Hütchen“ der Eichel als typische Cupula.

Derbholz

Der oberirdische Holzkörper (Stamm oder Ast) eines Baumes, dessen Durchmesser mit Rinde am dünneren Ende über 7 cm beträgt. Der Derbholzvorrat eines Baumes oder eines Bestandes wird angegeben in Vorratsfestmetern mit Rinde pro Hektar (Vfm m. R./ha) oder in Kubikmetern pro Hektar (m³/ha).

DESER-Norm

Die DESER-Norm ist ein fachlicher Standard der Sektion Ertragskunde im Deutschen Verband Forstlicher Forschungsanstalten (DVFFA). Sie regelt einheitlich die Aufbereitung und Auswertung waldbaukundlicher Versuchsdaten (z. B. Höhen-, Durchmesser- und Zuwachsdaten) für wissenschaftliche Vergleiche und Ertragsuntersuchungen.

diözisch

Diözisch (von griech. *di* = zwei, *oikos* = Haus) bezeichnet in der Botanik Pflanzenarten, bei denen männliche und weibliche Geschlechtsorgane auf getrennten Individuen ausgebildet sind. Somit existieren rein männliche und rein weibliche Pflanzenexemplare innerhalb einer Art. Diese Fortpflanzungsform verhindert Selbstbefruchtung und fördert genetische Durchmischung durch obligate Fremdbestäubung. Das Gegenstück hierzu ist die monözische Lebensweise.

Drehwuchs

Drehwuchs bezeichnet eine spezielle Holzstruktur bei Bäumen, bei der die Fasern des Holzes spiralförmig um den Stamm verlaufen, anstatt senkrecht zur Stammachse zu wachsen. Dieser Wuchs kann entweder rechts- oder linksdrehend sein und ist oft von außen durch eine gedrehte Rindenstruktur erkennbar.

Drehwuchs entsteht durch genetische Veranlagung, Umweltfaktoren (z. B. Winddruck, Hanglage) oder Stressbedingungen während des Wachstums. Drehwuchs hat Auswirkungen auf die mechanische Stabilität des Baumes und kann diese in windigen oder schneereichen Gebieten verbessern. Für die Holzindustrie ist Drehwuchs problematisch, da das Holz schwerer zu verarbeiten ist, schneller reißt und sich beim Trocknen verzieht.

Dürre

Ein Mangel an Wasser, der durch weniger Niederschlag und/oder eine höhere Verdunstung infolge erhöhter Temperaturen (oder stärkerem Wind) als normalerweise üblich verursacht wird.

Durchforstung

Hiebseingriff zur Bestandespflege im Stangen- und Baumholz. Hierbei steht im Gegensatz zur Läuterung die Forderung ausgewählter Bäume, die dem Wirtschaftsziel entsprechen (Zukunftsbaum), im Vordergrund (positive Auslese). Die Konkurrenzsituation des Zukunftsbaumes wird verbessert durch die Entfernung bedrängender Nachbarbäume mit im Vergleich zum Zukunftsbaum schlechterer Qualität (Standraumerweiterung), wodurch sich die Qualität des Bestandes insgesamt verbessert. Durchforstungen reduzieren die Baumzahl früher und stärker als bei ungestörter natürlicher Dynamik.

epigäisch

Epigäisch (von griech. *epi* = auf, *gē* = Erde) bezeichnet in der Botanik eine Keimungsform, bei der sich die Keimblätter (Kotyledonen) durch Streckung der Sprossachse über die Bodenoberfläche erheben. Die Kotyledonen übernehmen häufig eine temporäre photosynthetische Funktion. Diese Form der Keimung begünstigt ein rasches Jugendwachstum, geht jedoch mit einer erhöhten Exposition gegenüber Umweltstressoren einher. Das Gegenstück ist die hypogäische Keimung.

Ertragstafel

In der forstlichen Praxis werden die Wuchsleistungen der Wirtschaftsbaumarten nach Ertragstafeln eingeschätzt, in denen das Bestandeswachstum aus Daten von Versuchsflächen verschiedener Regionen in Tabellenform dargestellt ist. Das Prinzip der Ertragstafel basiert auf der Annahme, dass die Gesamtwuchsleistung eines Bestandes nur von der Höhe und die Höhe wiederum vom Standort und vom Alter abhängig ist. Ertragstafeln enthalten die Altersentwicklung mittlerer Bestandeskennwerte (u. a. Höhe, Durchmesser, Grundfläche, Vorrat und Zuwachs des Bestandes) getrennt nach Ertragsklassen oder Bonitäten und waldbaulicher Behandlung (Durchforstungsart und -stärke). Sie dienen als Arbeitsgrundlage zur Beurteilung, Planung und Kontrolle forstwirtschaftlicher Maßnahmen der Bestandespflege.

Evaporation

Evaporation bezeichnet die Verdunstung von Wasser von unbewachsenen Flächen wie dem Waldboden. Im Wald ergänzt sie die Transpiration der Pflanzenblätter und bildet zusammen die Evapotranspiration, die einen großen Teil des Niederschlagswassers wieder in die Atmosphäre zurückführt. Dieser Prozess ist entscheidend für den Wasserhaushalt im Wald, beeinflusst Bodenfeuchte, Mikroklima und Grundwasserbildung.

Feldkapazität

Unter Feldkapazität versteht man die Wassermenge, die ein zunächst wassergesättigter Boden gegen die Schwerkraft nach 2 – 3 Tagen noch halten kann. Die Feldkapazität hat eine hohe Bedeutung bei praxisorientierten Fragestellungen der forstlichen Standortskartierung, z. B. bei Fragen zur Wasserversorgung der Pflanzen, der Pflanzenverfügbarkeit von wasserlöslichen Nährstoffen sowie der Auswaschung wasserlöslicher Stoffe.

Femel

Unterbrechung des Kronendaches infolge eines Femelhiebes, der den Bestandesschluss unregelmäßig – gruppen- und horstweise – in mehreren, über einen langen Zeitraum verteilten Eingriffen auflöst, um flächenweise differenziert eine Gruppenschirmstellung bzw. Randstellung entsprechend unterschiedlicher Lichtansprüche der Verjüngung zu erreichen.

Festmeter

Angabe für Holzvolumen: 1 Fm entspricht 1 m³.

Fruktifikation

Fruchtbildung von der Bestäubung bis zur Samenreife

Gesamtwuchsleistung

Die Gesamtwuchsleistung eines Bestandes ist die Summe der Holzmengen (Volumina) aus dem Vorrat und den Vornutzungen.

Grundfläche

Die Fläche des Stammquerschnittes in 1,3 m Höhe (Brusthöhe), auch als Kreisfläche bezeichnet. Die Bestandesgrundfläche ist die Summe der Grundflächen der Einzelbäume eines Bestandes je ha.

Gruppe

s. Mischungsform

h/d-Wert

Stabilitätsparameter, der sich aus dem Verhältnis der Höhe (m) und dem Durchmesser (cm) eines Baumes, multipliziert mit 100 errechnet: h/d-Werte kleiner als 80 kennzeichnen relativ stabile Bäume.

Habitus

Habitus bezeichnet in der Botanik die typische äußere Erscheinungsform einer Pflanze, also die Gesamtheit ihrer Wuchsform, Blattstellung, Verzweigung und Proportionen. Er wird geprägt durch genetische Anlage und Umwelteinflüsse und hilft bei der Bestimmung von Pflanzenarten.

Halbschattbaumart

Eine Halbschattbaumart ist eine Baumart, die ein mittleres Lichtbedürfnis hat und somit in Beständen mit partieller Beschattung gedeiht. Ihr Mindestlichtbedarf liegt etwa zwischen 1 und 5 % des Außenlichts. Halbschattbaumarten wachsen meist rasch in der Jugendphase und sind gegenüber Lichtmangel toleranter als Lichtbaumarten, benötigen aber mehr Licht als Schattbaumarten.

Herkunft

s. Provenienz

Herkunftsgebiet (HKG)

Gebiete mit annähernd einheitlichen ökologischen Bedingungen, in denen sich Erntebestände einer bestimmten Baumart befinden, die unter Berücksichtigung der Höhenlage ähnliche phänotypische oder genetische Merkmale aufweisen. Die HKG setzen sich für einzelne Baumarten oder Baumartengruppen puzzleartig aus den ökologischen Grundeinheiten zusammen. Die Bezeichnung der Herkunftsgebiete entspricht der Forstvermehrungsgut-Herkunftsgebietsverordnung (FoVHgV) vom 15.01.2003.

Horst

s. Mischungsform

Hydrochorie

Hydrochorische Pflanzen verbreiten ihre Samen oder Früchte mithilfe von Wasser. Dabei können die Diasporen schwimmfähig sein und so Flüsse, Seen oder Meeresströmungen nutzen, um große Distanzen zurückzulegen. Diese Ausbreitungsform ist typisch für Wasserpflanzen oder Pflanzen in Gewässernähe.

hypogäisch

Hypogäisch (von griech. *hypo* = unter, *gē* = Erde) bezeichnet in der Botanik eine Keimungsform, bei der die Keimblätter (Kotyledonen) im Boden verbleiben. Während der Keimung streckt sich das Epikotyl, sodass sich die ersten photosynthetisch aktiven Blätter oberhalb der Bodenoberfläche entwickeln. Diese Strategie dient dem Schutz der Keimblätter vor Herbivorie und widrigen Umweltbedingungen. Das Gegenteil ist die epigäische Keimung.

Integuments

Integuments sind die Hüllschichten der Samenanlage bei Samenpflanzen. Nach der Befruchtung entwickeln sie sich zur Samenschale (Testa), die den Samen umgibt und schützt. Es gibt meist ein oder zwei Integumente, bei zwei Schichten wird das innere Tegmen und die äußere Testa genannt. Sie lassen an der Mikropyle eine Öffnung für den Pollenschlauch frei.

Introgression

Introgression ist die Übertragung von Genen oder Genanteilen einer Art in den Genpool einer anderen Art durch wiederholte Hybridisierung und Rückkreuzung. Dabei gelangen einzelne Gene dauerhaft in die andere Population und können deren genetische Vielfalt und Anpassungsfähigkeit erhöhen. Introgression spielt eine wichtige Rolle bei Evolution und Züchtung.

invasiv

s. Kapitel 2.2.1, S. 25

Jungwuchs

Natürliche Altersstufe einer Naturverjüngung oder Kultur (Saat, Pflanzung) von der Begründung bis zum Erreichen des Bestandesschlusses (etwa 2 m Bestandeshöhe).

Jungwuchspflege

Waldbauliche Maßnahmen in der Altersstufe des Jungwuchses zur Erreichung des Verjüngungsziels, v. a. Mischungsregulierung, Beseitigung von Konkurrenzvegetation.

Kotyledonen

Kotyledonen sind die ersten Blätter eines Samenpflanzen-Embryos, die bereits im Samen angelegt sind. Sie versorgen den Keimling anfangs mit Nährstoffen oder betreiben Photosynthese, bis die echten Blätter wachsen.

Kraft'sche Klassen

Kraft'sche Klassen sind eine Einteilung von Waldbäumen nach ihrer Stellung im Bestand:

1. vorherrschende
2. herrschende
3. gering mitherrschende
4. beherrschte
5. ganz unterständige

Die Klassifizierung orientiert sich vor allem an Größe und Kronenausbildung der Bäume.

Kutikula

Die Kutikula ist eine wachsartige Schutzschicht, die die äußere Oberfläche der Epidermis von Blättern und oberirdischen Pflanzenteilen überzieht. Sie reduziert den Wasserverlust durch Verdunstung und schützt die Pflanze vor äußeren Einflüssen wie UV-Strahlung, Schadorganismen und mechanischen Schäden.

Läuterung

Hiebseingriff im Jungbestand zur Erhöhung der Wertleistung des Bestandes durch Aushieb von Bäumen, die deutlich schlechter und/oder konkurrenzkräftiger sind als die Nachbarbäume (negative Auslese), in Mischbeständen auch zur Regulierung der Baumartenanteile, selten auch zur reinen Dichterreduzierung.

Lichtbaumart

Eine Lichtbaumart ist eine Baumart, die einen hohen Lichtbedarf hat und nur bei voller Besonnung optimal wächst und sich verjüngt. Ihr Mindestlichtbedarf liegt meist über 10 % des Außenlichts. Lichtbaumarten sind schnellwüchsig, aber schattenempfindlich und sterben bei längerer Beschattung ab.

Loch

Längerfristige Unterbrechung des Kronendaches bzw. Bestandesschlusses, die sich im Laufe der Bestandesentwicklung i. d. R. nicht mehr schließt.

Lücke

Kurzfristige Unterbrechung des Kronendaches bzw. Bestandesschlusses, die sich im Laufe der Bestandesentwicklung wieder schließt.

Mast

Die großen Früchte der Waldbäume, vor allem von Buche und Eiche, werden als Mast bezeichnet, Jahre starker Fruktifikation als Mastjahre. Der Begriff wird auch allgemein für die Fruktifikation von Waldbäumen verwendet.

Mischbestand

Ein Bestand aus mindestens zwei Baumarten, die besonders im Zusammenwirken die Struktur und die ökologischen Verhältnisse des Bestandes wesentlich beeinflussen (vgl. Reinbestand).

Mischungsanteil

Prozentanteil einer Mischbaumart an der Gesamtfläche einer Bestandesschicht. Der Mischungsanteil kann bei der Forsteinrichtung im Landeswald durch Schätzung des jeweiligen Deckungsgrades der Baumarten ermittelt werden. Bei der Forsteinrichtung in Betreuungswäldern wird der Mischungsanteil der einzelnen Baumarten i. d. R. über die Berechnung ihrer Anteilflächen bestimmt. Hierzu werden die durch Vollkluppung, repräsentative Teilkuppung (Probekreise) oder Winkelzählproben ermittelten Grundflächen der Baumarten in Relation zu ihren entsprechenden Ertragstafelwerten gesetzt. Die so für die Baumarten ermittelten Werte werden aufsummiert und abschließend der Anteil der Baumarten an dieser Summe berechnet.

Mischungsform

Verteilung der Mischbaumarten in einem Bestand.

Stammweise:	Einzelstamm-Mischung
Trupp:	Fläche bis 10 m Durchmesser
Gruppe:	Fläche von 10 - 20 m Durchmesser
Horst:	Fläche von 20 - 40 m Durchmesser
Flächenmischung:	Fläche über 40 m Durchmesser
Reihenmischung:	Reihen mit unterschiedlichen Baumarten

monöisch

Monöisch (von griech. *monos* = allein, *oikos* = Haus) bezeichnet in der Botanik Pflanzen, bei denen männliche und weibliche Geschlechtsorgane auf demselben Individuum, jedoch in getrennten Blüten vorkommen. Diese Fortpflanzungsstrategie ermöglicht eine potenzielle Selbstbefruchtung, begünstigt jedoch auch Fremdbestäubung. Der Begriff steht im Gegensatz zu diözisch, bei dem die Geschlechter auf getrennten Individuen vorkommen.

Naturverjüngung

Reproduktion eines Bestandes durch eigene Samen oder Sameneintrag aus Nachbarbeständen (Selbstansamung), seltener auch durch vegetative Vermehrung (Stockausschlag, Wurzelbrut). Für die forstlich genutzten Baumarten wurden entsprechend ihrer Lichtbedürftigkeit unterschiedliche Verfahren zur Einleitung der natürlichen Verjüngung entwickelt, u. a. Schirmschlag, Femelschlag, Saumschlag. Heute entwickelt sich Naturverjüngung häufig ohne besondere fordernde Maßnahmen im Rahmen der Zielstärkennutzung.

nutzbare Feldkapazität (nFK)

Die nutzbare Feldkapazität (nFK) ist die Wassermenge, die ein Boden nach Niederschlägen gegen die Schwerkraft gespeichert hält und für Pflanzen verfügbar macht. Sie berechnet sich als Differenz zwischen dem Wassergehalt bei Feldkapazität und dem Welkepunkt, also dem Punkt, ab dem Pflanzen kein Wasser mehr aufnehmen können. Der Wert hängt von Bodenart, Durchwurzelungstiefe und Humusgehalt ab und ist entscheidend für die Wasserverfügbarkeit und Standortsqualität im Wald.

Oberhöhe

Die Oberhöhe ist die durchschnittliche Höhe der Bäume der oberen Bestandesschicht (z. B. der 100 höchsten Bäume), die im Vergleich zur Mittelhöhe (durchschnittliche Höhe aller Bäume eines Bestandes) von Durchforstungen weniger beeinflusst wird und daher zur Bonitierung geeigneter ist.

Perikarp

Das Perikarp ist die Fruchtwand, die einen Samen umgibt und aus einem befruchteten Fruchtknoten entsteht. Es besteht aus drei Schichten: dem äußeren Exokarp, dem mittleren Mesokarp und dem inneren Endokarp. Das Perikarp schützt den Samen und spielt eine Rolle bei seiner Ausbreitung.

Photoperiode

Photoperiode ist die Tageslänge, also die Dauer von Licht- und Dunkelphasen an einem Tag. Sie steuert wichtige pflanzliche Entwicklungsprozesse wie Blüte und Wachstum durch Anpassung an saisonale Veränderungen. Pflanzen reagieren dabei je nach Art unterschiedlich auf bestimmte Tageslängen.

Phototropismus

Phototropismus bezeichnet eine durch Licht ausgelöste Bewegung eines Pflanzenorgans. Bei positivem Phototropismus wenden sich die oberirdischen Organe der Pflanze, z. B. die Sprossachse, dem Licht zu. Bei negativem Phototropismus wenden sich die unterirdischen Organe, z. B. die Wurzel, von der Lichtquelle ab.

Phylogenie

Phylogenie beschreibt die stammesgeschichtliche Entwicklung und die evolutionären Verwandtschaftsbeziehungen zwischen Arten. Sie wird meist in Form von Stammbäumen dargestellt, die zeigen, wie Arten aus gemeinsamen Vorfahren entstanden sind und miteinander verwandt sind.

Pionierbaumarten

Pionierbaumarten sind die ersten Bäume, die nach Störungen wie Kahlschlägen freie Flächen schnell besiedeln. Sie wachsen rasch, produzieren viele Samen und sind anspruchslos gegenüber Standortbedingungen. Ihre kurze Lebensdauer und geringe Schattentoleranz machen sie zu wichtigen Wegbereitern für nachfolgende Baumarten.

Provenienz

Provenienz ist die Bezeichnung für eine autochthone Population von Waldbäumen mit genetisch festgelegten Eigenschaften, die an ihrem Wuchsort heimisch ist; bei einer Herkunft handelt es sich hingegen um eine beliebige (auch allochthone) Population (oder deren Anbauort).

Reinbestand

Bestand aus einer Baumart, d. h., die Baumart hat an der Bestandesgrundfläche mindestens einen Anteil von 80 – 90 %. Geringe Anteile eingemischter Baumarten, die keinen wesentlichen ökologischen Einfluss ausüben, verändern nicht den Charakter des Reinbestandes (vgl. Mischbestand).

Resilienz

Im Zusammenhang mit der Stabilität von Ökosystemen bezeichnet der Begriff die Fähigkeit eines Ökosystems, nach einer Störung in den Ausgangszustand zurückzukehren (oder einen anderen stabilen Zustand zu erreichen). Maßeinheit ist die Geschwindigkeit (Dauer) des Zurückschwingens (= Elastizität).

Resistenz

Widerstandsfähigkeit von Organismen und Ökosystemen gegen Störungen (abrupte Einwirkung kurzer Dauer, z. B. Sturm) oder Stressfaktoren (langanhaltende Einwirkung, z. B. Schaderreger, extreme Umwelteinflüsse)

Schattbaumart

Eine Schattbaumart ist eine Baumart, die mit sehr wenig Licht auskommt und auch unter starker Beschattung noch wachsen und sich vermehren kann. Ihr Mindestlichtbedarf liegt meist unter 1 % des Außenlichts. Schattbaumarten wachsen langsam, sind konkurrenzstark im Unterstand und können lange im Schatten überdauern.

Schattentoleranz

Der Grenzwert der Lichtverfügbarkeit, bei dem eine Art noch lebensfähig ist, definiert die Schattentoleranz (Schattenerträgnis) der Art.

Schirm

Das Kronendach von Bäumen, das u. a. dem Schutz von Verjüngungspflanzen (z. B. gegen Spätfrost) dient.

Spannrückigkeit

Mit Spannrückigkeit wird bei Baumstämmen das Phänomen bezeichnet, dass der Stamm keinen kreisrunden, sondern einen unregelmäßigen Querschnitt besitzt. Der Querschnitt ist durch tiefe Furchen und Wülste gekennzeichnet. Spannrückigkeit kommt häufig bei älteren Bäumen im Wurzelanlauf vor. Wenn sie sich hoch in den Stamm zieht, reduziert sie den Durchmesser der Stammwalze und wird als Holzfehler angesehen. Besonders häufig tritt sie bei Hainbuche, Eibe, Holzapfel und Wacholder auf.

Standort

Der forstliche Standort umfasst die Gesamtheit der für das Wachstum der Waldbäume bedeutsamen abiotischen Faktoren, wie sie im Gelände durch Lage, Klima und Boden – nicht durch den Wettbewerb der Bäume untereinander – bedingt sind, und soweit sie für längere Zeit einigermaßen konstant bleiben oder einem regelmäßigen Wechsel (z. B. periodische Überflutung) unterworfen sind.

standortsgerecht

Eine Baumart ist standortsgerecht (standortsgemäß), wenn sie auf einem Standort ihr natürliches Lebensalter erreicht, ein art eigenes Wachstum zeigt, sich natürlich vermehren kann und den Standort nicht nachhaltig verschlechtert.

Standortswasserbilanz

Als Standortswasserbilanz wird das pflanzenverfügbare Wasser in der Vegetationszeit bezeichnet. Sie ist ein Maß für die Wasserversorgung eines forstlichen Standorts (Bodenwasser und Niederschlag) und ergibt sich aus der Summe von Klimatischer Wasserbilanz (KWB) in der Vegetationszeit und der nutzbaren Feldkapazität (nFK). Die KWB beschreibt ein potenzielles Wasserdefizit bzw. einen Wasserüberschuss aus der Differenz von Niederschlag minus Transpiration und Interzeption. Die KWB wird durch den Bodenwasserspeicher, die nutzbare Feldkapazität (nFK), aufge bessert. Die nFK umfasst die pflanzenverfügbare Wassermenge, die ein zunächst wassergesättigter Boden gegen die Schwerkraft zurückhalten kann. Durch die Verwendung von modellierten Niederschlagswerten für die Zukunft liegen neben der gegenwärtigen Standortswasserbilanz auch planungsrelevante Werte für künftige Verhältnisse vor.

Stratifikation

Künstliche Kontrolle der Temperatur und Feuchtigkeit zur Steigerung der Keimfähigkeit von Saatgut

Sympatrische Verbreitung

Die sympatrische Verbreitung bezeichnet das gleichzeitige Vorkommen zweier oder mehrerer Arten im selben geographischen Raum ohne physische Barrieren. Dabei teilen sich die Arten denselben Lebensraum und haben potenziell Kontaktmöglichkeiten, was interspezifische Wechselwirkungen (z. B. Konkurrenz oder Hybridisierung) ermöglicht.

Synanthropie

Anpassung einer Tier- oder Pflanzenart an den menschlichen Siedlungsbereich, sodass sie nicht auf Ergänzungen ihrer Population von außen angewiesen ist.

Testa

Testa ist die Samenschale, also die äußere Hülle eines Samens, die den Embryo schützt. Sie entsteht aus den Hüllschichten der Samenanlage und kann je nach Art hart, dünn, haarig oder fleischig sein. Die Testa hilft auch bei der Ausbreitung des Samens, etwa durch Haare oder spezielle Strukturen.

Transpiration

Transpiration ist die Verdunstung von Wasser über die Blätter einer Pflanze, hauptsächlich durch regulierbare Spaltöffnungen (Stomata). Sie erzeugt einen Sog, der Wasser aus dem Boden bis in die Blätter zieht. Dadurch wird nicht nur Wasser transportiert, sondern auch die Pflanze vor Überhitzung geschützt.

Trockenstressrisiko

Gefährdung hinsichtlich Vitalitäts- und Leistungseinbußen der Baumarten bei gegebener potenzieller Wasserversorgung in der Vegetationszeit (Standortwasserbilanz)

Trupp

s. Mischungsform

Umtriebszeit

Die Zeitspanne von der Begründung eines Bestandes bis zum Abschluss der Endnutzung der Bäume. Im Altersklassenwald ist die Umtriebszeit der mittlere, planmäßige Produktionszeitraum, in dem eine Baumart oder ein Bestandestyp das geplante Produktionsziel (Betriebsziel) erreichen kann.

Unterbau

Begründung einer zweiten, dienenden Bestandesschicht aus Schattbaumarten zur Schaft- und Bodenpflege eines Hauptbestandes aus Lichtbaumarten, z. B. Unterpflanzung eines 40-jährigen Eichenbestandes mit Buche. Der Unterbau soll zu keiner Zeit in die Kronenschicht des herrschenden Bestandes einwachsen.

Volumen

Inhalt eines stehenden Stammes (nur Derbholz), berechnet aus Baumhöhe, Brusthöhendurchmesser und Formzahl. Das Bestandesvolumen gibt die Holzmasse eines Bestandes für eine Flächeneinheit an (s. Derbholz und Vorrat).

Voranbau

Einbringung von Baumarten (die einen Alters- und Wachstumsvorsprung benötigen) durch Pflanzung oder Saat in einen Altbestand vor dessen allgemeiner Verjüngung, z. B. Buchen- oder Tannenvoranbau, oft im Rahmen eines Waldumbaus zur Begründung von Mischbeständen.

Vorrat

Das auf der Bestandesfläche vorhandene Holzvolumen (Holzmasse) (s. Derbholz und Volumen)

Vorratsfestmeter (Vfm)

s. Derbholz

Vorwald

Schirm aus Pionierbaumarten (u. a. Birke, Aspe), der dem Schutz empfindlicher Baumarten gegenüber Gefahren in der Jugend dient (v. a. gegen Frost und Wasserverlust).

Waldschäden (abiotisch, biotisch)

Abiotische Waldschäden: Waldschäden, an denen Lebewesen nicht erkennbar beteiligt sind. Schäden durch Luftverschmutzung, aber auch durch Frost, Blitz, Hagel, Wind oder Sturm, Schnee, Dürre oder auch Hitze und Waldbrand.

Biotische Waldschäden: Waldschäden, an denen Lebewesen erkennbar beteiligt sind. Hierzu gehört der Befall von Bäumen mit Insekten, Pilzen sowie Verbißschäden durch Mäuse und Wild.

Waldumbau

Umwandlung von nicht standortgemäßen und/oder gefährdeten Beständen in standortgemäße und risikoärmere Bestände, häufig von Reinbeständen in Mischbestände.

Wertholz

Möglichst fehlerfreies starkes Stammholz, das für die Herstellung von Schnittholz und Furnieren geeignet ist, wird als Qualitätsholz bezeichnet. Von diesem sind die besonders hochwertigen Stämme das Wertholz, für dessen Einstufung neben starken Dimensionen die Astfreiheit entscheidend ist.

Wuchsleistung

Die forstliche Produktivität eines Standortes bzw. Waldbestandes zeigt sich in seiner Wuchsleistung. Die Gesamtwuchsleistung eines Bestandes ergibt sich aus der Summe des vorhandenen Holzvorrates und aller Vornutzungen (aus Durchforstungen) von der Bestandesbegründung bis zum Zeitpunkt der Aufnahme.

Zukunftsbaum, Z-Baum

Der Zukunftsbaum (Z-Baum) ist ein ausgewählter Baum, der nach soziologischer Stellung (s. Kraft'sche Klasse), Vitalität und Qualität zu den Wertträgern eines Bestandes gehört und daher bei der Bestandespflege durch Entnahme von Bedrängern gefördert wird.

Zielstärke

Bei der Zielstärkennutzung (Zielstammwirtschaft) wird ein Baum eines Bestandes zu dem Zeitpunkt geerntet, an dem es ökonomisch vorteilhafter ist, ihn zu ernten, als ihn zu belassen. Kriterium ist der erreichte Brusthöhendurchmesser, die Zielstärke, die sich mit Methoden der Investitionsrechnung unter Verwendung von Modellannahmen zur Zuwachs- und Qualitätsentwicklung herleiten lässt.

Zuwachs

Die durch Wachstum bedingte Zunahme von Durchmesser, Grundfläche, Höhe und Volumen eines Baumes oder eines Bestandes in einer bestimmten Zeit. Der Volumenzuwachs eines Bestandes ist die wichtigste Kenngröße für seine Leistung. Bezogen auf ein Jahr und einen Hektar wird er laufender Zuwachs genannt. Der durchschnittliche jährliche Gesamtwuchs (Gesamtwuchsleistung) ergibt sich aus dem Gesamtwuchs je Hektar bis zu einem bestimmten Zeitpunkt nach Division durch die Anzahl der Jahre seit Beginn der Zuwachssperiode.

Zwiesel

Besondere Form des Stammwuchses, bei der sich der Stamm in zwei etwa gleich dimensionierte Triebe aufgabelt.

Anhang – Anhang 1

Detaillierte Aufstellung der Flächenverteilung der bereisten Flächen der Praxisanbauten mit alternativen Baumarten mit Verteilung auf die jeweiligen Bundesländer

Baumart	Land	Flächen [N]	Flächengröße [ha]			Alter [Jahre]		
			min.	mittel	max.	min.	mittel	max.
Atlaszeder	Hessen	1	0,30	0,30	0,30	4	4	4
	Sachsen-Anhalt	1						
Baumhasel	Hessen	32	0,01	0,28	1,00	3	9	17
	Niedersachsen	4	0,01	0,17	0,30	0	16	25
	Sachsen-Anhalt	1	0,60	0,60	0,60	3	3	3
Eibe	Hessen	17	0,10	2,32	17,60	9	23	81
	Niedersachsen	35	0,01	0,47	3,60	10	43	215
	Sachsen-Anhalt	3	0,20	0,70	1,30	10	24	40
Elsbeere	Hessen	64	0,10	1,42	9,60	3	34	176
	Niedersachsen	52	0,01	0,30	2,70	4	36	175
	Sachsen-Anhalt	5	0,10	0,20	0,30	21	76	133
Esskastanie	Hessen	44	0,01	0,82	2,70	2	63	192
	Mecklenburg-Vor.	18	0,24	0,60	1,69	22	59	98
	Niedersachsen	33	0,01	0,22	1,50	10	49	117
	Sachsen-Anhalt	11	0,10	0,33	1,30	8	20	59
Feldahorn	Hessen	26	0,20	0,68	5,80	19	72	176
	Niedersachsen	39	0,01	0,29	1,60	10	59	172
	Sachsen-Anhalt	7	0,70	1,16	1,60	25	70	132
Flutterulme	Hessen	8	0,05	0,34	1,00	4	67	184
	Niedersachsen	62	0,10	2,31	9,00	7	64	189
	Sachsen-Anhalt	5	0,10	0,78	1,50	21	52	80
Hainbuche	Hessen	53	0,10	2,40	18,00	2	84	184
	Niedersachsen	57	0,01	0,84	5,20	11	73	197
	Sachsen-Anhalt	13	1,30	2,75	4,70	20	91	165
Hickory	Hessen	6	0,05	0,34	0,90	60	118	136
	Niedersachsen	12	0,05	0,32	1,20	40	118	139
	Sachsen-Anhalt	3	0,20	0,27	0,30	105	121	129
Linde ssp.	Hessen	52	0,30	1,85	21,00	12	70	206
Nordmannstanne	Hessen	10	0,20	0,50	1,50	18	38	107
	Mecklenburg-Vor.	1	1,09	1,09	1,09	29	29	29
	Niedersachsen	52	0,02	1,17	8,00	10	41	129
	Sachsen-Anhalt	3	0,20	0,27	0,40	7	15	30
Orientbuche	Hessen	1	0,20	0,20	0,20	114	114	114
	Niedersachsen	1	0,02	0,02	0,02	41	41	41
Riesenlebensbaum	Hessen	47	0,10	0,47	2,40	25	64	136
	Mecklenburg-Vor.	37	0,10	0,53	1,74	25	55	135
	Niedersachsen	48	0,01	0,60	4,00	27	71	139
	Sachsen-Anhalt	8	0,20	0,48	1,30	28	45	57
Schwarzkiefer	Hessen	41	0,30	2,41	13,70	11	99	175
	Mecklenburg-Vor.	25	0,05	0,68	2,96	32	75	152
	Niedersachsen	62	0,01	1,88	21,00	17	75	176
	Sachsen-Anhalt	10	1,60	4,23	20,40	30	63	147
Schwarznuss	Hessen	46	0,20	0,73	2,10	3	45	127
	Niedersachsen	9	0,01	0,41	1,10	1	26	71
	Sachsen-Anhalt	8	0,10	0,24	0,70	8	49	144
Sommerlinde	Hessen	4	0,30	0,45	0,60	42	117	176
	Niedersachsen	35	0,10	0,46	2,20	24	74	179
	Sachsen-Anhalt	4	0,10	0,25	0,50	31	95	165
Speierling	Hessen	10	0,05	0,29	0,50	3	16	34
	Niedersachsen	10	0,00	0,17	0,40	23	33	38
	Sachsen-Anhalt	3	0,10	0,10	0,10	21	25	28
Spitzahorn	Hessen	48	0,10	0,95	9,70	4	36	146
	Niedersachsen	59	0,01	1,13	9,10	0	54	189
	Sachsen-Anhalt	5	0,70	0,98	1,30	27	42	68
Tulpenbaum	Hessen	5	0,05	0,17	0,30	3	8	9
	Mecklenburg-Vor.	2				88	107	126
Türkische Tanne	Niedersachsen	13	0,01	0,22	1,00	11	76	149
	Hessen	2	0,21	0,21	0,21	35	35	35
Walnuss	Niedersachsen	1	0,02	0,02	0,02	32	32	32
	Hessen	30	0,00	0,46	2,40	3	27	95
Westliche Hemlocktanne	Niedersachsen	39	0,00	0,45	1,20	10	29	109
	Hessen	41	0,05	0,62	7,70	9	55	78
	Mecklenburg-Vor.	7	0,10	0,40	0,93	22	40	54
	Niedersachsen	47	0,01	0,61	4,00	30	58	91
Winterlinde	Sachsen-Anhalt	1	0,50	0,50	0,50	8	8	8
	Hessen	33	0,10	0,68	3,80	8	58	211
	Niedersachsen	79	0,00	1,11	7,60	13	56	200
Zerreiche	Sachsen-Anhalt	11	0,50	2,06	6,70	28	57	114
	Hessen	4	0,30	0,90	1,50	94	108	129
	Mecklenburg-Vor.	2	0,37	0,67	0,97	118	147	175
	Sachsen-Anhalt	3	0,90	1,20	1,60	79	127	161

Σ 1571

Anhang 2

Detaillierte Aufstellung der in den Praxisanbauten durchgeführten Sechsbäumstichproben mit der Verteilung auf die jeweiligen Bundesländer

Baumart	Land	Flächen [N]	Flächengröße [ha]			Alter [Jahre]		
			min.	mittel	max.	min.	mittel	max.
Atlaszeder	Hessen	1	0,30	0,30	0,30	4	4	4
Baumhasel	Hessen	22	0,01	0,31	1,00	3	8	13
	Sachsen-Anhalt	1	0,60	0,60	0,60	3	3	3
Eibe	Niedersachsen	5	0,10	0,26	0,40	10	17	22
Elsbeere	Hessen	20	0,20	0,59	1,10	3	9	15
	Niedersachsen	5	0,10	0,28	0,60	9	11	12
Esskastanie	Hessen	6	0,10	0,45	1,40	2	4	8
	Sachsen-Anhalt	1	0,03	0,03	0,03	7	7	7
Feldahorn	Sachsen-Anhalt	1	1,20	1,20	1,20	25	25	25
Flutterulme	Hessen	3	0,20	0,33	0,50	4	7	9
	Niedersachsen	1	0,20	0,20	0,20	7	7	7
Hainbuche	Hessen	1	0,10	0,10	0,10	2	2	2
	Niedersachsen	1	0,80	0,80	0,80	15	15	15
	Sachsen-Anhalt	1	2,30	2,30	2,30	25	25	25
Nordmannstanne	Niedersachsen	1	2,20	2,20	2,20	21	21	21
	Sachsen-Anhalt	1	0,20	0,20	0,20	9	9	9
Schwarznuss	Hessen	7	0,20	0,38	0,70	3	9	13
	Sachsen-Anhalt	1	0,70	0,70	0,70	8	8	8
Speierling	Hessen	3	0,50	0,50	0,50	6	8	11
Spitzahorn	Hessen	4	0,20	1,13	3,30	5	9	12
	Niedersachsen	2	0,10	0,20	0,30	4	6	7
Tulpenbaum	Hessen	2	0,30	0,30	0,30	3	6	9
Walnuss	Hessen	2	0,30	0,30	0,30	3	8	12
	Niedersachsen	2	0,20	0,70	1,20	12	12	12
Winterlinde	Hessen	2	1,10	1,20	1,30	8	9	9
	Niedersachsen	2	0,10	0,30	0,50	14	21	28

Σ 98

Anhang 3

Detaillierte Aufstellung der in den Praxisanbauten durchgeführten einmaligen ertragskundlichen Aufnahmen mit der Verteilung auf die jeweiligen Bundesländer

Baumart	Land	Flächen [N]	Aufnah- men [N]	Flächengröße [ha]			Alter [Jahre]			Dg [cm]			H ₁₀₀ [m]			Volumen [m³/ha]		
				min.	mittel	max.	min.	mittel	max.	min.	mittel	max.	min.	mittel	max.	min.	mittel	max.
Baumhasel	Hessen	1	1	0,07	0,07	0,07	17	17	17	7,6	7,6	7,6	8,2	8,2	8,2	8	8	8
Eibe	Hessen	4	4	0,02	0,04	0,05	16	26	37	6,6	9,7	18,6	5,3	8,2	13,8	6	48	159
	Niedersachsen	4	4	0,03	0,06	0,10	42	94	216	13,4	24,1	36,0	8,2	12,9	19,8	23	168	428
Elsbeere	Hessen	11	11	0,01	0,06	0,10	15	60	156	7,2	16,9	31,4	6,2	14,5	26,6	2	56	144
	Niedersachsen	7	7	0,05	0,09	0,12	27	54	176	10,3	16,6	33,2	9,0	14,3	23,0	20	97	215
Esskastanie	Hessen	11	11	0,05	0,09	0,10	10	103	192	9,3	40,1	63,2	11,4	26,5	33,7	78	560	1045
	Mecklenburg-V.	13	13	0,04	0,09	0,16	23	60	98	19,0	35,0	57,4	20,9	24,7	28,8	211	381	640
	Niedersachsen	7	7	0,03	0,07	0,10	19	45	93	14,8	29,2	54,5	15,1	24,0	29,5	166	451	801
Feldahorn	Hessen	5	5	0,03	0,07	0,10	30	51	98	11,4	20,1	29,0	13,7	20,2	23,9	85	277	378
	Niedersachsen	3	3	0,05	0,07	0,10	37	78	115	15,7	20,9	29,6	14,9	17,0	18,5	89	185	303
Flutterulme	Hessen	3	3	0,07	0,07	0,08	62	128	181	23,1	56,8	90,7	24,7	30,8	35,9	433	783	1111
	Niedersachsen	11	11	0,05	0,09	0,10	18	57	185	11,1	22,2	50,4	14,3	20,6	32,4	102	257	898
Hainbuche	Hessen	15	15	0,04	0,13	0,64	19	81	136	9,2	21,4	37,7	13,0	24,3	30,8	21	283	595
	Niedersachsen	10	10	0,10	0,18	0,93	32	74	162	11,6	20,0	31,8	14,5	20,4	27,4	15	172	254
Hickory	Hessen	4	4	0,07	0,11	0,18	114	125	136	28,7	32,9	36,0	30,5	31,5	32,6	285	341	408
	Niedersachsen	3	3	0,10	0,10	0,10	136	138	139	34,6	40,9	47,3	30,8	32,4	33,4	342	367	400
Nordmanns- tanne	Hessen	4	4	0,02	0,07	0,10	24	47	107	14,7	23,5	46,6	14,5	20,9	35,4	174	264	440
	Mecklenburg-V.	1	1	0,10	0,10	0,10	29	29	29	12,2	12,2	12,2	14,8	14,8	14,8	95	95	95
	Niedersachsen	16	16	0,05	0,09	0,10	15	41	56	9,9	22,4	30,2	6,2	20,1	27,2	23	296	476
Riesen- lebensbaum	Hessen	23	23	0,05	0,09	0,10	28	63	136	12,5	40,8	72,5	15,8	31,2	45,4	148	796	1620
	Mecklenburg-V.	18	18	0,06	0,09	0,14	25	59	135	18,6	38,2	71,6	18,1	27,0	40,2	279	629	1809
	Niedersachsen	14	14	0,05	0,09	0,10	30	76	139	21,7	49,0	76,8	21,8	31,4	41,4	259	760	1960
Schwarzkiefer	Hessen	21	21	0,04	0,08	0,10	11	87	162	9,0	32,8	51,5	7,7	22,9	29,8	50	402	967
	Mecklenburg-V.	11	11	0,02	0,09	0,18	32	74	152	17,6	32,0	52,4	17,4	24,0	31,0	219	379	682
	Niedersachsen	17	17	0,05	0,10	0,14	36	80	158	16,7	35,7	55,4	14,8	21,0	28,0	150	285	525
Schwarznuß	Hessen	21	21	0,03	0,09	0,10	13	54	126	9,9	25,9	59,3	15,3	27,4	38,1	39	335	634
	Niedersachsen	3	3	0,05	0,05	0,05	25	30	37	11,3	15,9	20,5	13,1	17,7	22,3	104	149	235
Sommerlinde	Niedersachsen	5	5	0,05	0,08	0,10	27	36	53	11,8	15,2	20,1	13,6	16,8	19,5	83	154	306
	Hessen	1	1	0,10	0,10	0,10	34	34	34	16,8	16,8	16,8	16,5	16,5	16,5	170	170	170
Speierling	Niedersachsen	1	1	0,10	0,10	0,10	40	40	40	10,7	10,7	10,7	12,1	12,1	12,1	34	34	34
	Hessen	16	16	0,03	0,08	0,40	10	36	120	8,7	18,2	48,4	9,0	16,7	34,8	3	138	550
Spitzahorn	Niedersachsen	8	8	0,05	0,08	0,20	15	57	137	9,4	23,6	51,4	9,6	21,7	37,7	26	277	851
	Tulpenbaum	1	1	0,08	0,08	0,08	44	44	44	37,2	37,2	37,2	29,5	29,5	29,5	401	401	401
Walnuß	Hessen	5	5	0,03	0,06	0,10	16	45	95	9,1	21,7	41,8	7,8	17,5	31,6	11	196	496
	Niedersachsen	6	6	0,10	0,10	0,10	23	31	38	14,1	15,8	17,8	8,4	16,1	18,5	14	119	199
Westliche Hemlocktanne	Hessen	15	15	0,04	0,08	0,11	38	59	74	31,4	42,2	58,2	28,4	33,3	40,9	221	691	1309
	Mecklenburg-V.	5	5	0,06	0,08	0,10	22	41	54	19,5	24,0	36,4	18,1	22,5	30,1	205	297	363
	Niedersachsen	8	8	0,10	0,10	0,10	46	64	94	34,0	42,3	45,8	28,2	32,0	35,1	215	427	791
Winterlinde	Hessen	26	26	0,05	0,09	0,26	21	54	189	10,9	20,6	65,0	13,3	22,0	33,6	67	306	662
	Niedersachsen	17	17	0,03	0,08	0,10	19	54	149	11,7	21,4	47,8	14,5	22,4	36,0	127	294	679
Zerreiche	Hessen	3	3	0,10	0,10	0,10	94	108	128	40,5	49,6	55,7	30,7	34,8	38,5	341	443	499
				Σ 378														

Anhang 4

Detaillierte Aufstellung der genutzten Daten für die alternativen Baumarten aus dem Versuchsflächennetz der NW-FVA aufgeschlüsselt nach Bundesländern

Baumart	Land	Flächen [N]	Aufnah- men [N]	Flächengröße [ha]			Alter [Jahre]			Dg [cm]			H ₁₀₀ [m]			Volumen [m³/ha]		
				min.	mittel	max.	min.	mittel	max.	min.	mittel	max.	min.	mittel	max.	min.	mittel	max.
Hickory	Hessen	1	1	0,17	0,17	0,17	137	137	137	33,1	33,1	33,1	31,4	31,4	31,4	174	174	174
	Niedersachsen	3	40	0,09	0,10	0,14	69	101	142	16,9	27,8	42,0	22,2	29,1	33,7	121	206	342
	Rheinland-Pfalz	2	27	0,07	0,11	0,16	71	107	141	12,4	24,2	40,4	19,1	28,4	35,2	103	217	378
	Saarland	2	29	0,20	0,22	0,25	68	101	135	15,6	25,9	40,6	23,8	30,0	35,1	133	252	456
Nordmanns- tanne	Niedersachsen	8	28	0,02	0,06	0,10	23	37	57	9,1	18,5	36,1	9,4	19,7	30,7	51	309	599
Orientbuche	Hessen	1	10	0,20	0,27	0,32	47	86	111	11,9	26,7	36,9	21,1	29,2	33,0	99	304	434
	Niedersachsen	1	1	0,02	0,02	0,02	41	41	41	11,8	11,8	11,8	18,7	18,7	18,7	329	329	329
Riesen- lebensbaum	Hessen	2	31	0,16	0,16	0,17	67	98	133	26,4	35,9	46,3	25,1	31,0	35,0	75	339	596
	Niedersachsen	7	68	0,17	0,22	0,25	24	58	140	12,3	36,7	85,8	10,5	25,4	43,7	113	601	1827
	Nordrhein-West.	1	14	0,20	0,20	0,20	69	99	134	32,6	49,8	73,8	23,6	29,3	37,6	299	556	943
Schwarzkiefer	Niedersachsen	35	131	0,01	0,09	0,22	14	34	135	5,9	16,1	50,6	5,0	13,2	29,9	2	168	630
	Schleswig-Hol.	1	1	0,01	0,01	0,01	14	14	14	8,3	8,3	8,3	6,0	6,0	6,0	29	29	29
Schwarznuss	Hessen	2	25	0,33	0,42	0,50	38	67	97	26,2	43,0	58,1	22,7	31,6	39,5	149	368	690
	Niedersachsen	1	4	0,18	0,18	0,18	24	29	35	14,3	15,9	17,4	20,3	21,7	22,7	139	155	173
Tulpenbaum	Niedersachsen	2	23	0,05	0,11	0,20	29	77	127	16,3	47,7	74,5	18,6	33,1	41,1	75	588	1153
Türkische Tanne	Niedersachsen	10	20	0,02	0,02	0,02	32	34	35	15,2	18,6	21,1	13,9	17,8	21,5	184	344	526
Westliche Hemlocktanne	Niedersachsen	9	47	0,10	0,19	0,25	17	37	69	2,6	21,2	47,5	3,4	19,2	34,3	N.A.	179	561
	Rheinland-Pfalz	1	15	0,07	0,08	0,11	59	89	121	26,5	43,1	67,5	31,7	38,3	45,6	683	1000	1544
Σ 89																		

Anhang 5

Einordnung der länderspezifischen Verschlüsselung in den bundesweiten Schlüssel (verändert nach WOLFF et al. 1998)

Wasserhaus- haltsstufe		Bundesländer								
		BW	BY	HE	NDS/SH	NRW	RLP	SL	OST	MV
1	trocken	sehr trocken, trocken	sehr trocken, trocken, 0	trocken	44, 29	sehr trocken, trocken	äußerst trocken, sehr trocken, trocken	trocken	x, X	
2	mäßig trocken	mäßig trocken	mäßig trocken (Fi III), 1	mäßig trocken (Fi III)	43, 11, 25, 27, 28	mäßig trocken	mäßig trocken, mäßig frisch (Fi III; Bu III.5)	mäßig trocken	T3, S3, II	T3
3	mäßig frisch	mäßig frisch	mäßig frisch, mäßig grund- frisch, mäßig hangfrisch, (Fi II), 2	mäßig frisch (Fi II)	42, 35t, 10, 20, 24, 26	mäßig frisch	frisch, ziem- lich frisch, (Fi II, Bu II.5)	mäßig frisch	T2, S2, I	T2
4	frisch	frisch	ziemlich frisch, grund- frisch, früh- jahrs-frisch, (Fi I), 3	frisch (Fi I)	41, 35f, 2, 9, 14, 23	frisch; grund- hang-, stau- und wechsel- frisch	sehr frisch, (Fi I, Bu I.5)	frisch	T1, S1, T2g, N3, F	T1, T2g, N3
5	sehr frisch	feucht	sehr frisch, hangfrisch (mäßig) grundfeucht, 4	betont frisch	40, 1, 3, 4, 18, 19, 22	sehr frisch	äußerst frisch	sehr frisch		
6	wechsel- trocken	wechsel- trocken	(mäßig) wechsel-tro- cken, 6, mäßig- schwach wechsel- feucht, 7	wechsel- trocken	39, 12	mäßig wech- sel-trocken, wechsel-tro- cken	schwach staunass	wechsel- trocken	W3	
7	stau-feucht	wechsel- feucht	wechsel- feucht, stark wechsel- feucht,	wechsel- feucht	37, 38, 13, 17, 21	wechsel- feucht, mäßig wechsel- feucht, hang-feucht, hangstau- feucht	mittel staunass, vernässend	wechsel- feucht	W1, W2, T1w, N2w, T2w	T1w, N2w
8	stau-nass	nass, vernässend	nass, stau-quell- nass, feucht, 9		36, 15	staunass	stark stau- nass, sehr stark stau- nass, äußerst staunass	nass	N1w, Ü0	N1w, Ü0
9	grund- frisch			sickerfeucht	35, 34, 7	grundfeucht	schwach grundnass		Ü2, B2	Ü2
10	grund- feucht	quellfrisch, wechselnd hangfeucht, (mäßig) hangfeucht, wechsel- feucht, hangwasser- zügig, 5	quellfrisch, wechselnd hangfeucht, (mäßig) hang-(wech- sel-) feucht, hangwasser- zügig, 5	feucht	33, 8	feucht	mittel grundnass, feucht	feucht	Ü1, B1, N2	Ü1, N2
11	grundnass			nass	32, 5, 6	nass, quellig	äußerst grundnass, sehr stark grundnass, stark grund- nass		N0, N1	N0, N1
12	Moore nass				31, 16, I-V 0 und 1				(O)1	O1
13	Moore feucht				31, 16, I-V 2				(O) 2 bis 3	O2
14	Moore trocken				31, 16, I-V 3 und 4				(O) 3 und 4	O3, O4

Bildverweise Banner Baumartensteckbriefe

Atlaszeder	Stefan Lieven	S. 40 – 47
Baumhasel	Stefan Lieven	S. 48 – 57
Eibe	Hans-Jürgen Arndt	S. 58 – 67
Elsbeere	Archiv NW-FVA	S. 68 – 77
Esskastanie	Stefan Lieven	S. 78 – 93
Feldahorn	Stefan Lieven	S. 94 – 101
Flatterulme	Stefan Lieven	S. 102 – 111
Flaumeiche	Stefan Lieven	S. 112 – 117
Hainbuche	Michael Spielmann	S. 118 – 125
Libanonzeder	Stefan Lieven	S. 126 – 131
Nordmannstanne	Stefan Lieven	S. 132 – 138
Orientbuche	Stefan Lieven	S. 140 – 147
Riesenlebensbaum	Stefan Lieven	S. 148 – 155
Schindelrindige Hickory	Stefan Lieven	S. 156 – 163
Schwarzkiefer	Stefan Lieven	S. 164 – 171
Schwarznuss	Stefan Lieven	S. 172 – 183
Sommerlinde	Hans-Jürgen Arndt	S. 184 – 195
Speierling	Stefan Lieven	S. 196 – 205
Spitzahorn	Timo Friedhoff	S. 206 – 215
Türkische Tanne	Stefan Lieven	S. 216 – 222
Tulpenbaum	Stefan Lieven	S. 224 – 234
Walnuss	Stefan Lieven	S. 236 – 246
Westliche Hemlocktanne	Stefan Lieven	S. 248 – 254
Winterlinde	Hans-Jürgen Arndt	S. 256 – 269
Zerreiche	Stefan Lieven	S. 270 – 279

